



**KATALOG PĚSTEBNÍCH OPATŘENÍ
PRO ZVÝŠENÍ BIODIVERZITY V LESÍCH
V CHRÁNĚNÝCH ÚZEMÍCH**

Katalog pěstebních opatření pro zvýšení biodiverzity lesů v chráněných územích

AUTOŘI

Dušek David, kapitola 3
Jurásek Antonín, kapitola 8
Kacálek Dušan, kapitoly 5, 6
Leugner Jan, kapitoly 4, 5, 8
Matějka Karel, kapitoly 1, 3, 6
Novák Jiří, kapitola 7
Souček Jiří, kapitola 2
Špulák Ondřej, kapitoly 1, 3, 6

Vydal: Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.,
Strnady, Výzkumná stanice Opočno

Editoři: Jan Leugner, Karel Matějka
Technická redakce, obálka: Jan Leugner
Předtisková příprava: Josef Kovářiček
Foto na vnější straně obálky: Dušan Kacálek

Lektor: Ing. Jiří Šefl, Ph.D.



Poděkování

Katalog vznikl na základě projektu EHP-CZ02-OV-1-015-2014: Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity v lesích v chráněných územích, který je podpořen z EHP a Norských fondů 2009–14, konkrétně v programu CZ02: Biodiverzita a ekosystémové služby/Monitorování a integrované plánování a kontrola v životním prostředí/Adaptace na změnu klimatu.

Obsah

Úvod.....	3
1 Ponechání samovolnému vývoji.....	6
2 Převod porostu na výběrný les (popř. na nepasečný způsob hospodaření) ..	13
3 Snížení zakmenění (tvorba řídkolesů).....	18
4 Hospodaření v hospodářském tvaru „nízký les“ – pařeziny.....	22
5 Pastva v lesích.....	27
6 Práce s „přestárlými stromy“ a dřevem odumřelých stromů.....	30
7 Péče o lesní okraje.....	34
8 Péče o vnitrodruhovou diverzitu	41
Summary	51
Literatura	54

Úvod

Tento „Katalog péstebních opatření pro zvýšení biodiverzity lesů v chráněných územích“ (dále jen Katalog) je závěrečným výstupem projektu: EHP-CZ-02-OV-1-015-2014: „Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity v lesích v chráněných územích“, který je podpořen z EHP a Norských fondů 2009–14, konkrétně v programu CZ02: Biodiverzita a ekosystémové služby/ Monitorování a integrované plánování a kontrola v životním prostředí/ Adaptace na změnu klimatu.

Přesto, že je biodiverzita často používaný pojem, není přesně definován. Výrazně odlišná je situace u pojmu diverzita, který se používá déle, zvláště ve smyslu druhové diverzity, která je v rámci určitého společenstva přesně měřitelná (Magurran 2004). Druhá diverzita (angl. species diversity) má dvě složky - druhovou bohatost (species richness) a vyrovnanost (equitability). Druhá bohatost je vlastně pouhým počtem druhů, z něhož se skládá dané společenstvo, vyrovnanost vyjadřuje vzájemný poměr v zastoupení jednotlivých druhů. V řadě studií bývá nesprávně druhová bohatost označována za diverzitu, a to zvláště v případě společenstev, kde není jednoduché vyjádřit vzájemné zastoupení druhů, jak tomu je třeba u společenstev hub.

Uchování biodiverzity bývá často spojeno se zamezením zániku výskytu druhů nebo celých společenstev. Z tohoto hlediska se jeví jako významné takzvané červené seznamy a knihy různých skupin organismů, které jsou postupně aktualizovány. Pro vyšší rostliny v ČR existuje již třetí verze takového červeného seznamu (Grulich 2012). Obdobné seznamy jsou sestavovány i pro menší regiony, příkladem mohou být jižní Čechy (Chán et al. 1999) nebo přímo jednotlivá pohorí - Šumava (Procházka, Štech 2002) nebo Jeseníky (Bureš 2013).

Lesy představují nejrozšířenější klimaxový ekosystém v celé střední Evropě (Chytrý 2012), jsou tedy logicky též hlavním předmětem zájmu ochrany přírody. V současné podobě se však nejedná o lesy přírodní, ale o lesy v různé míře ovlivněné či přetvořené dlouhodobou činností člověka, lesního hospodáře. S tím se musí vyrovnat i ochrana přírody, která tedy též uplatňuje systém činností (nebo vyloučení činností) v lesích v chráněných územích.

Obecným cílem Katalogu je doplnění stávajícího systému znalostí týkajících se hospodaření v lesích chráněných území. Přestože o vztahu mezi biodiverzitou a managementem lesů je toho známo již mnoho (Forkner et al. 2006, Gram et al. 2003), je potřebné navrhnout a vyhodnotit užití tzv. „nestandardních“ péstebních opatření.

Lesy v nižších až středních nadmořských výškách střední Evropy se po několik tisíciletí vyvíjely pod vlivem lidské činnosti. Typickým příkladem jsou světlomilné doubravy, které lze mnohdy považovat za polopřirozené lesní ekosystémy (cf. Chytrý 2012), což vychází i z porovnání rozmístění prehistorických archeologických lokalit (Semotanová, Cajthaml et al. 2014) a mapy potenciální vegetace (Neuhäuslová et al. 1998). Postupně vzniklo lesní hospodářství, které bylo cha-

rakteristické relativně řídkými a světlými porosty, častým odstraňováním „jemné“ biomasy a spontánní obnovou. Těžba dřeva probíhala výběrně (Dreslerová 2012). Na takové hospodaření se adaptovala celá řada druhů. Lesní hospodářství však tyto postupy ve většině případů opustilo. Současné lesní porosty s plným zápojem neumožňují dlouhodobou a trvalou existenci řady druhů, které bývaly běžné za podmínek historického hospodářství. Pro zachování vysoké úrovně biodiverzity je potřebné znovu zavést na malé části plochy lesů (v chráněných oblastech) některá pěstební opatření, která budou v souladu se zmíněným historickým hospodařením (z dnešního pohledu tzv. „nestandardní“ hospodářské postupy).

Taková opatření mají většinou za cíl prosvětlit stromovou etáž (v lesnické terminologii snížit zakmenění), čímž v ploše lesa vznikají stanoviště, která mají charakter ekotonu - přechodu mezi lesem a bezlesem. Jak je známo, právě takové ekotony jsou vysoce významné z hlediska zvýšení biodiverzity. Typickým příkladem jsou ptáci, kteří zde nacházejí příhodná hnízdiště i zdroje potravy (Gram et al. 2003). Proto se na lesní okraje soustředily různé studie (např. Siitonen et al. 2005). O mnoha druzích je známo, že velmi citlivě reagují na zastínění a zápoj. Jako modelový druh můžeme uvést *Primula veris*, u něhož byl rovněž sledován vztah k managementu (Lehtila et al. 2006).

Odlišná situace je v lesích středních a vyšších nadmořských výšek, které se historicky vyvíjely spontánně, bez vlivu člověka. Tam lze za specifická opatření považovat především ponechání lesa samovolnému vývoji (Kindlmann et al. 2012) a přírodě blízké hospodaření, které simuluje stav lesního ekosystému v různých fázích takzvaného malého vývojového cyklu.

Dosud se v lesích chráněných území navrhuje převážně takzvaně přírodě blízké způsoby hospodaření, tedy tvorba bohatě strukturovaných lesů a lesů výběrných (Vacek et al 2007, Košulič 2010). Tyto postupy se však nehodí ve všech případech. Zvláště pro ochranu druhů náročných na světlo může být jejich uplatnění kontraproduktivní, protože v běžných hospodářských lesích s diverzifikovanou vertikální porostní strukturou bývá zpravidla maximální zaplněnost porostního prostoru listovou plochou a množství světla pronikajícího až k půdnímu povrchu je minimální. Hospodaření v lesích chráněných území, tedy i v územích Natura 2000, může mít specifický charakter nastavený s ohledem na plnění cíle ochrany. Specifické postupy hospodaření bývají obsaženy i jako návrhy v plánech péče.

Cílem tohoto Katalogu je popis jednotlivých opatření, o kterých je možno uvažovat při plánování péče o lesní ekosystémy. Nejedná se však o kompletní seznam všech možných opatření. V textu katalogu jsou popsány možnosti jejich aplikace (rozhodnutí o uplatnění na základě vybraných podmínek), metodika provádění, vyhodnocení vlivu na biodiverzitu, vhodnost aplikace v rámci druhové ochrany, ochrany vybraných ekosystémů a přírodních procesů a vyhodnocení vlivu na produkční schopnost lesního porostu. Součástí Katalogu tedy je osm základních pěstebních opatření, která lze využívat při plánování péče o chráněná území (CHÚ).

Obsah Katalogu je možno rozdělit do tří typů managementu lesních ekosystémů:

a) Bezzásahový management využívající spontánní vývoj

1. Ponechání samovolnému vývoji

b) Přírodě blízký management, jehož cílem je přiblížit strukturu obhospodařovaných lesů hypotetické struktuře, kterou považujeme za přírodní

2. Převod porostu na výběrný les (popř. na nepasečný způsob hospodaření)

c) Cílený management, který slouží pro podporu nějakého druhu nebo skupiny druhů významných z hlediska ochrany přírody

3. Snížení zakmenění (tvorba řídkolesů)

4. Hospodaření v hospodářském tvaru „nízký les“ – (pařeziny)

5. Pastva v lesích

6. Práce s „přestárlými stromy“ a dřevem odumřelých stromů

7. Péče o lesní okraje

8. Péče o vnitrodruhovou diverzitu

S přípravou Katalogu souviselo několik okruhů prací. Prvním byla analýza vybraných plánů péče o chráněná území. Tato analýza ukázala, jaké činnosti jsou v lesích chráněných území prováděny nebo navrhovány. Další činnosti a jejich efekt byly excerpovány z dostupné literatury. Význam vybraných opatření byl sledován na základě demonstračních objektů, tedy výzkumných ploch, které byly zakládány v různých částech České republiky (Matějka et al. 2016).

Mnoho navrhovaných opatření má vztah k lesnímu vegetačnímu stupni (LVS), který je dominantním faktorem pro rozhodování o vhodnosti konkrétního opatření. Protože stále existují diskuse o tom, jaké chyby se mohou vyskytovat při současném typologickém mapování, vhodnou alternativou se jeví užití modelu lesních vegetačních stupňů, který je založen na modelování průměrných klimatických podmínek v zájmovém území. Takový model byl vyvinut na území Šumavy (Kindlmann et al. 2012), ale je obecně použitelný, jak ukazuje praxe z významných hraničních pohoří České republiky (Matějka 2014). Samozřejmostí je, že jakýkoli výstup takového modelu musí být porovnán, případně i korigován na základě terénního šetření.

1 Ponechání samovolnému vývoji

Bezzásahovost je jediným způsobem, jak ochránit přirozené ekosystémové procesy a s nimi i všechny organismy, které jsou na tyto procesy vázané. Samovolný vývoj lze uplatnit ve všech polohách. Primárně vždy záleží na cíli ochrany. Z tohoto hlediska má toto opatření vzrůstající význam s rostoucí nadmořskou výškou.

1.1 Cíl opatření

Cílem opatření je ochrana přírodních procesů v lesním ekosystému za účelem podpory a udržení přirozené dynamiky a struktury ekosystému a s tím spojené stanovištní a potravinové nabídky pro druhy na tento ekosystém vázané. Opatření je převážně zaměřeno na ochranu nejhodnotnějších částí zvláště chráněných území (ZCHÚ), většinou lidskou činností relativně málo ovlivněných, přirozeně strukturovaných lesních komplexů.

1.2 Rozbor problematiky

Vymezení pojmu

Termín ponechání lesů samovolnému (spontánnímu) vývoji označuje vývoj lesa s vyloučením přímých lidských zásahů (tj. především výchovy a obnovy). Shrnuje ve svém obsahu spontánní působení přírodních sil v rámci vztahů jednotlivých složek geobiocenózy lesa. Zároveň však nutně zahrnuje určitý stupeň ovlivnění porostů člověkem v minulosti i nepřímé ovlivnění vývoje porostů v současnosti, jako jsou např. absence vrcholových predátorů a z toho plynoucí vysoké stavy spárkaté zvěře nebo doznívající imisní zatížení atd. (Vrška, Hort 2003). Samovolný vývoj bývá označován též termínem bezzásahový management.

Principiálním procesem v rámci samovolného vývoje je sukcese, respektive sekundární sukcese. Jako sukcese je označován takový vývoj ekosystému, jehož výsledkem je rostoucí vnitřní organizace a quasistacionární stav („rovnováha“) mezi hromaděním a rozkladem organické hmoty (Míchal 1999). V biocenóze je výsledkem ustáleného druhového i kvantitativního složení populací. Konečné stadium sukcese je označováno jako klimax. Moderní přehled problémů týkajících se sukcese v lese podává například Bednařík (2014), význam sukcese pro ochranu přírody a lesních ekosystémů rozebírá Fanta (2009, 20013) na příkladu Krkonošského národního parku a Kindlmann et al. (2012) na příkladu NP Šumava.

Samovolný vývoj jako součást ochrany přírodních procesů

Ochrana přírodních procesů zahrnuje ochranu všech procesů, které probíhají v ekosystémech na daném území při vyloučení přímého vlivu člověka.

V rámci ČR bývá někdy uplatňována snaha omezit ochranu pouze na procesy malého vývojového cyklu (stádia dorůstání, optima a rozpadu) v prostoru a čase. Z toho se vyvozuje, že území ponechané samovolnému vývoji by mělo mít předpoklad optimálního plošného zastoupení všech tří stádií v dostatečné rozloze, která je specifická pro jednotlivé typy lesa (Vacek 2003). Opomíjí se tím však fakt, že malý vývojový cyklus (gap dynamics) je pouze jedním z modelů vývoje lesa a neuplatňuje se v rámci všech typů lesa. Zvláštní postavení tak mají například klimaxové smrčiny, kde smrk ztepilý jako edifikátor plní roli klimaxové i přípravné dřeviny (Kindlmann et al. 2012).

Stromovité dřeviny jsou určujícími komponentami lesa, mající významný přímý i nepřímý (např. přes půdu) vliv na charakter stanoviště a ostatní organismy lesního ekosystému (např. Augusto et al. 2003, Barbier et al. 2008). Ve stádiu rozpadu se přirozeně zvyšuje podíl „mrtvého“ dřeva, čímž vzniká mikrostanovištní nabídka pro řadu druhů na odumřelé a tlející dřevo vázaných (např. Samuelsson et al. 1994, Heilmann-Clausen, Christensen 2003, Svoboda 2009, Horák, Pavlíček 2013). Ponechání lesa samovolnému vývoji je tedy zároveň v úzkém vztahu k opatření navyšování podílu „mrtvého“ dřeva za účelem zvyšování biodiverzity.



Obr. 1.1: Ukázka horské smrčiny ponechané samovolnému vývoji

Ochrana přírodních procesů při ponechání samovolnému vývoji může být v rozporu s druhovou ochranou (např. Negro et al. 2013). Také biodiverzita jednotlivých skupin organismů se v rámci směny vývojových stádií lesa mění (např. Carleton, Arnup 1993, Anand et al. 2013) a v dlouhodobém horizontu může bezzásahový režim vést i ke snížení celkové biodiverzity lesního ekosystému v porovnání s počátečním stavem, ve kterém byla patrná vyšší míra antropogenního narušení

(Schnitzler et al. 2008, Durak et al. 2015, Sitzia et al. 2015). (Bio)diverzita však nemůže být jediným kritériem pro hodnocení úspěšnosti bezzásahového managementu v ochraně přírody. Je totiž známo, že je závislá na míře stresu, při určitém zvýšení stresu může dojít ke zvýšení diverzity společenstva, ale při překročení určité hladiny stresu se diverzita výrazně snižuje.

Vývoj ekosystémů ponechaných samovolnému vývoji je ovlivňován řadou vnějších faktorů, jejichž charakter a frekvenci lze pouze obtížně odhadovat (klimatická změna, škůdci, náhodné disturbance), ale přináší rizika, která je třeba uvážit. V případě narušení ekosystému přirozenými disturbancemi (vítr, sněhové polomy) je jím např. nebezpečí šíření hmyzích škůdců do hospodářských lesů v okolí.

Vliv na lesní hospodářství

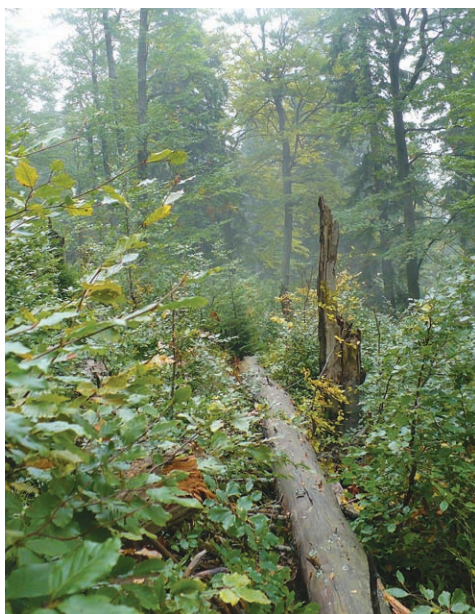
Rozhodnutí o ponechání částí lesů ve zvláště chráněných územích samovolnému vývoji je ryze politickým rozhodnutím, protože spontánně se může vyvíjet libovolný ekosystém a takový vývoj nepředstavuje žádné riziko pro ekosystém jako takový (Kindlmann et al. 2012). Může se však stát, že spontánní vývoj bude probíhat podle jiného modelu, nežli by odpovídalo zájmům druhové ochrany přírody, nebo může ovlivnit ekosystémy v okolí, mimo chráněné území. Rozhodnutí by mělo předcházet vyhodnocení a přesné formulování cílů a poslání chráněného území, a to včetně znalosti potenciální dynamiky daného ekosystému. Běžně se uvádí, že pokud se jedná o lesní komplex dostatečné rozlohy s přirozenou druhovou skladbou, věkově a prostorově příznivě strukturovaný a cílem ochrany je ochrana přírodních procesů, je takové rozhodnutí odůvodněné a možné (Moucha 2003). Specifická kritéria by měla být nastavena zvláště v souvislosti s lesním vegetačním stupněm:

- v polohách s přirozeným dominantním zastoupením dubu (1.–3. LVS) je potřeba uvážit, že samovolný vývoj může vést (alespoň krátkodobě) ke zvýšení zápoje a tedy ohrožení světlomilných druhů, které jsou v těchto lesích často vázány na aktivní prořezávání porostu (cf. Vrška 2016);
- v místech smíšených lesů 4.–6. (7.) LVS by hlavním kritériem měla být možnost uplatnění malého vývojového cyklu v rámci dynamiky lesa;
- v polohách klimaxových smrčín by ponechání samovolnému vývoji mělo být hlavním ochrannářským přístupem, který je však potřebné uplatnit na ploše o maximální výměře (nejlépe celý vegetační stupeň v daném pohorí), aby se minimalizoval vliv na okolní lesy (Kindlmann et al. 2012).

Ponechání lesů s dominantním smrkem zteplilým samovolnému vývoji ve střední Evropě často naráží na odpor lesnické veřejnosti, protože tyto ekosystémy jsou náchylné k přirozeným disturbancím a k přemnožení lýkožrouta smrkového (*Ips typographus*), který je klíčovým druhem smrčín (Müller et al. 2008). Navíc se v okolí těchto lesů často vyskytují kulturní smrkové porosty, které mohou být případnou gradací lýkožrouta rovněž napadány a rozvráceny. Typický je z tohoto pohledu Národní park Šumava (Kindlmann et al. 2012). Spontánní vývoj lesa i v situaci gradace lýkožrouta může být pro některé skupiny organismů příznivý – jako příklad



Obr. 1.2: Součástí přirozené dynamiky klimaxových smrčín jsou také vývraty



Obr. 1.3: Při samovolném vývoji stoupá množství odumřelého dřeva

můžeme uvést pancířníky (Matějka, Starý 2009; Starý 2016) nebo epi-geické brouky (Boháč, Matějka 2010, 2011).

Rozhodnutí o bezzásahovosti je mimo jiné citelným zásahem do práv vlastníků lesa. Hlavní ztráta při trvalém vyčlenění lesa z hospodaření spočívá pro vlastníka v zastavení jeho dřevoproductivní funkce.

Pro opodstatněnost ponechání lesního celku spontánním procesům by však mělo v souhrnu dojít k významnému posílení společenského významu, tzv. funkcí kulturně-naučných, z nich především funkce přírodoochranné. Uvedené zvýšení musí být větší, než úbytek společenského významu dalších funkcí lesů na daném místě, zejména funkce produkční, jen tak je daný proces společensky akceptovatelný. Jinak dojde ke

ztrátě sociálně-ekonomické, produkčně environmentální efektivity daného rozhodnutí pro společnost jako celek (Šišák, Smrčka 2003).

Vzhledem k zásadním dopadům ponechání lesních chráněných území pro plnění přírodoochranné funkce na vlastnická práva, je vhodné předem vyřešit případnou změnu vlastnictví, tj. u nestátního lesního majetku zvážit všechny možnosti včetně jeho případného získání do vlastnictví státu. Tato změna (např. vykoupení ve veřejném zájmu) by za podmínky souhlasu majitele, mohla být alternativou k současné praxi úhrady škody způsobené odnětím produkční funkce podle příslušné legislativy (vyhláška č. 335/2006 Sb.; Šišák, Smrčka 2003). Změnou vlastnictví by se předcházelo nejen právním, ale rovněž podstatným správním a technicko-organizačním problémům.

Uplatnění opatření v ČR

Většina lesů ponechaných samovolnému vývoji v ČR je formou legislativních výnosů (zákon) soustředěna v jádrových (prvních) zónách národních parků. Zbytek je roztroušen v menších lokalitách o velikosti převážně v řádu desítek hektarů po celém území České republiky, přičemž nejvíce lokalit nalezneme v hraničních pohorích (Vrška, Hort 2003).

Pro vymezování bezzásahových území v lesích ve správě Lesů ČR, s. p. byla v roce 2002 uzavřena a následně v roce 2008 aktualizována smlouva o spolupráci mezi Lesy ČR a Agenturou ochrany přírody a krajiny ČR. Dle ustanovení této smlouvy by měla být bezzásahová území o předpokládané velikosti zpravidla 25 až 100 ha vyhlášována přednostně na území 1. zón chráněných krajinných oblastí a maloplošných chráněných území v celkové rozloze až 5 000 ha na pozemcích s právem hospodaření LČR, což představuje necelých 0,2 % rozlohy lesů ČR (Hofmeister 2014). Stanovený postup je následující: jednotlivé návrhy bezzásahových území v lesích podávají společně územně příslušná lesní správa či lesní závod LČR a příslušná správa ochrany přírody. Po odsouhlasení návrhu společnou expertní komisí a zajištění vyjádření dotčených orgánů státní správy lesů je podepsána konečná smlouva o vymezení těchto lokalit. Podle dohody se každý lesní komplex ponechaný samovolnému vývoji musí monitorovat. Cílem monitoringu je získávání informací o přírodních procesech v těchto územích při maximálním možném omezení úmyslných lidských zásahů a využití získaných informací pro rozvoj přírodě blízkých forem lesního hospodaření a pro stanovení managementu chráněných území. Obdobná dohoda o vymezování bezzásahových území a jejich monitoringu byla v roce 2014 sjednána také se zástupci podniku Vojenské lesy a statky ČR, s. p.

Informace o rozšíření, ochraně a kvalitativních parametrech přirozených lesů (cf. Vrška, Hort 2003 a vyhláška č. 64/2011 Sb.) na území ČR jsou shromažďovány v Databance přirozených lesů ČR. K 1. 1. 2008 bylo v Databance přirozených lesů ČR evidováno 21 852 ha lesů ponechaných trvale samovolnému vývoji, tj. 0,83 % plochy lesů v ČR (Vrška, Hort 2008).

Jedním z bodů Národního lesnického programu II je pokračovat v rozšiřování podílu lesů ponechaných samovolnému vývoji s cílem postupně vytvořit reprezentativní soustavu, především v rámci sítě národních parků a přírodních rezervací (Krejzar et al. 2008, Slabý et al. 2013).

Bezzásahový management se v nižších polohách uplatňuje například v NP Po-dyjí nebo na vrchu Doutháč v CHKO Český kras (Janík et al. 2008). V klimaxových smrčínách můžeme nalézt příklady v Krkonošském národním parku (Fanta 2013) a v NP Šumava (Kindlmann et al. 2012).

1.3 Legislativní podmínky

V České republice chybí legislativa, která by ponechávání lesů samovolnému vývoji jednoznačně definovala, ani neexistuje dokument, který by tuto problematiku řešil koncepčně. Termín bezzásahový režim, který se v souvislosti s ponecháním území ZCHÚ samovolnému vývoji běžně užívá, není v zákoně č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny vymezen. Současná úprava v zákoně o ochraně přírody a krajiny a v zákoně o lesích (č. 289/1995 Sb.) ve svém důsledku umožňuje bezzásahovost pouze v národních parcích a národních přírodních rezervacích (Stejskal 2008). V nich musí být vymezení zón ochrany včetně jejich režimu vyhlášeno obecně platným legislativním předpisem po projednání s dotčenými obcemi. V takto vyčleněných plochách jsou zásahy možné tehdy, hrozí-li větší ekologická újma jejich zvláště chráněným druhům a ekosystémům nebo přírodní rovnováze. Podrobnosti by měl uvést prováděcí předpis určující management příslušného zvláště chráněného území.

Neexistuje také jakýkoli politický dokument, který by obhajoval, k čemu mají bezzásahové lesy přispívat společnosti nebo životnímu prostředí (Stejskal 2008) nebo stanovil jejich plánovanou celkovou výměru nebo zaměření (zastoupení LVS, typů lesa).

V současnosti o zavedení bezzásahového režimu rozhoduje příslušný státní orgán ochrany přírody. Pokud se rozhodne na určitém zvláště chráněném území vyhlásit bezzásahový režim, uvede rozsah území, kterého se toto rozhodnutí týká, případné výjimky z uplatňování bezzásahovosti, od kdy se bezzásahový režim uplatňuje, a území příslušným způsobem označí.

Chybějící legislativní úprava by měla konkretizovat podmínky pro charakter území, které může být samovolnému vývoji ponecháno, pevně definovat postup vyhlášení bezzásahového režimu a případného uplatňování výjimek z něj.

1.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Ponechání samovolnému vývoji ve svém důsledku vede k vyloučení veškerých hospodářských zásahů na daném území. Z hlediska stávající legislativy mohou

nastat výjimky, hrozí-li větší ekologická újma zvláště chráněným druhům a ekosystémům nebo přírodní rovnováze. Uváženy by měly být také předem definované nebo v průběhu vývoje ekosystému vzešlé situace, v kterých by v důsledku procesu v jádrové zóně bezzásahového území bez lesnické činnosti došlo k ohrožení plnění zvláště environmentálních funkcí lesů v širším okolí. Zvláštní režim může mít nastaveno také nejbližší okolí turisticky využívaných cest z hlediska bezpečnosti osob (kácení souší a odumírajících stromů, zpevňování chodníků apod.). Jakékoli výjimky či nastavení zvláštního režimu by měly být minimalizovány, protože jsou v přímém rozporu s cílem, tedy bezzásahovým režimem.

Před rozhodnutím o ponechání lesů na území ZCHÚ samovolnému vývoji by se měla zvážit následující fakta:

- dostatečná rozloha území (Vacek 2003);
- předpokládaná dynamika ekosystémů zvláště v návaznosti na lesní vegetační stupeň, druhovou a věkovou skladbu porostů;
- výskyt invazních druhů rostlin a živočichů, které potlačují původní druhy a ekosystémy v území i v jeho okolí;
- tvar bezzásahového území (to má mít minimální délku hranice vzhledem k jeho rozloze; Kindlmann et al. 2012);
- existence dohody o vyrovnání produkčních ztrát s vlastníkem;
- definice zabezpečení ochranného pásma se zvláštním režimem.

Pro tento typ managementu jsou vhodné lesy přírodní, ve kterých dřevinná skladba i prostorová a věková struktura převážně odpovídají stanovištním poměrům – otázkou však je, do jaké míry můžeme znát přirozenou dřevinnou skladbu, třeba i s ohledem na probíhající klimatické změny. Plocha lesa ponechaného samovolnému vývoji by měla být maximálně kompaktní, tedy by měla mít minimalizovanou hodnotu poměru obvodu a velikosti plochy.

Můžeme-li předpokládat, že les ponechaný samovolnému vývoji může ovlivňovat lesy ve svém okolí, je potřebné vytvořit okolo plochy tohoto lesa pufrací zónu, která zabráni vzájemným negativním vlivům mezi lesem ponechanému samovolnému vývoji a okolními lesy. Typicky se jedná o šíření podkorního hmyzu (zvláště *Ips typographus*) v rámci smrkových porostů. V takovém případě by širší pufrací zóny měla činit zpravidla 500 až 1000 m (Kindlmann et al. 2012).

Pokud některé části území neodpovídají cílenému stavu ekosystému zcela, je nutné definovat postup a časový horizont managementových opatření vyrovnávajících neutěšený stav. Takováto přechodná opatření budou směřovat k úpravě druhové skladby (redukce nežádoucích druhů, vnašení chybějících dřevin, úprava zastoupení dřevin), strukturalizaci porostu, zvýšení podílu „mrtvého“ dřeva apod. Chybou by bylo toto období přípravy nevyhovujících částí lesního komplexu opomenout nebo nepřiměřeně zkrátit. Znamenalo by to ohrožení přirozené dynamiky přírodních procesů celého území, jejichž ochrana je v daném území cílem.

2 Převod porostu na výběrný les (popř. na nepasečný způsob hospodaření)

2.1 Cíl opatření

Cílem opatření je změna stávajícího pasečného hospodářského způsobu na výběrný způsob, uskutečňovaný souborem dlouhodobých hospodářských opatření. Koncepce pěstování je založena na trvalosti a vyváženosti lesních ekosystémů, na důsledném využívání ekologických zákonitostí a plynulých vývojových a růstových procesech. Jedná se o postupné uplatňování výběrných principů při současném opouštění zásad hospodářství pasečného. Opatření je zaměřeno na ochranu druhů rostlin a živočichů temperátních lesů vázaných na stadium dorůstání.

2.2 Rozbor problematiky

Vymezení pojmu

Výběrný les je blízký současným názorům na přírodní dynamiku lesa v našich podmínkách. V lese výběrném je na minimální ploše dosaženo strukturální rovnováhy prostřednictvím stromového (jednotlivě výběrný les) nebo skupinovitě (skupinovitě výběrný les) střídání či mísení nadúrovňových, úrovňových a podúrovňových složek vertikálně zapojených, které se liší tloušťkou a věkem (Tesař 1994). Stromy různých vývojových stadií jsou uspořádány vedle sebe nebo nad sebou. Průnik porostních složek rozdílného věku a dimenzí zajišťuje využití růstového prostoru a dosažení ekologické rovnováhy na relativně malé ploše (Thomasius 1992). Výběrný les zajišťuje vyrovnané plnění produkční i mimoprodukčních funkcí lesa bez vzniku plošně rozsáhlých holin.

Mezi hlavní znaky výběrného lesa patří:

- a) uspořádání věkových složek nad sebou nebo vedle sebe na jednotce plochy;
- b) trvalá oscilace porostní zásoby okolo optimální hodnoty;
- c) plné vyplnění nadzemního růstového prostoru;
- d) trvalost a nepřetržitost obnovy;
- e) vysoká statická a ekosystémová stabilita porostů.

Výběrný les je často považován za model biologické automatizace a samoregulace lesních ekosystémů. Je však útvarem vzniklým dlouhodobou aktivní lidskou činností. Při omezení lidského působení se horní etáž postupně zahušťuje dorůstáním střední etáže. Střední a spodní vrstvy se postupně redukují a porost se vizuálně přibližuje pasečnému lesu ve fázi optima.

Prostorová a věková výstavba lesa je při převodu hospodářského způsobu pasečného na výběrný upravována s využitím maloplošných obnovních principů a péčí o porostní zásobu (Kynast 2009). Změna hospodářského způsobu je obvykle spo-

kována i s úpravou druhové skladby (přeměna porostů). Pro tento sdružený postup jsou v současné literatuře využívány termíny přestavba nebo transformace lesa.

Převod porostů na výběrný les jako součást ochrany přírodních procesů

Výběrný způsob hospodaření je dlouhodobě navrhován zejména v ochranných lesích na extrémních stanovištích pro zajištění trvalého pokrytí půdy lesem. Lesnické hospodaření se v těchto podmínkách zpravidla omezuje na asanační těžby jednotlivých stromů (skupin) před jejich dožitím, případně pro potřeby odrůstání následné obnovy.



Obr. 2.1: Převod na nepasečné hospodaření

Postupy převodů lesů pasečných na výběrné předpokládají pozvolné rozčleňování stávajících porostů bez vzniku holých ploch a s tím spojených extrémů. Realizované zásahy zvyšují průnik světla, tepla a srážek do porostu (ve srovnání s nerozpracovanými porosty) a tím se může navýšit výskyt i četnost druhů se značně rozdílnými požadavky na prostředí. Pouze dočasné narušení porostního zápoje omezuje výskyt druhů vázaných na volnou plochu. Hospodaření nezajišťuje trvalé podmínky pro výskyt vysoce specializovaných druhů vázaných na specifické podmínky lesního interiéru nebo volných ploch. V porostech dochází k opakovanému odstraňování dřevní hmoty v celé škále tloušťkových dimenzí v krátkých časových intervalech (5–10 let). Jednotlivé až skupinovitě rozvolnění porostu omezuje riziko eroze půdy i ztráty živin ze svrchních vrstev půdy. Výskyt silných konkurenčních druhů vegetace (buřeň) je zpravidla snížen omezenou dostupností světla a srážek (Heinrichs, Schmidt 2009). Riziko náhlého rozpadu

lesního prostředí přirozenými disturbancemi je omezeno charakterem lesa i realizovanými zásahy, ve kterých jsou přednostně odstraňovány labilní složky. Rizikovým faktorem může být dlouhodobost celého procesu (nutnost urychlení procesu při zhoršení zdravotního stavu stromů původního porostu vlivem věku, disturbance, přerušení celého procesu). Při správném způsobu hospodaření je předpoklad zachování trvalosti výskytu lesa i při narušení postupu v jednotlivých fázích.

Vliv na lesní hospodářství

Strategie převodu na les výběrný se může měnit podle stanovištních a porostních podmínek, aktuálního i očekávaného stavu lesa i podle představy o cílové dřevinné a prostorové skladbě vytvářených porostů. Dlouhá doba trvání celého procesu vyžaduje předchozí pečlivé rozhodnutí o postupech prací v závislosti na současném stavu lesa, plánované cílové představě a realizovaných postupech hospodaření.

Vlastní proces převodu na výběrný způsob hospodaření není v rozporu se současnými zásadami státní politiky ani s principy hospodaření v lesích z pohledu lesního hospodářství i ochrany přírody. Dlouhodobost celého procesu umožňuje částečné rozložení nákladů a výnosů, během převodů nelze předpokládat výraznější ztráty na produkční funkci lesa i neplnění ostatních funkcí. V rámci hospodaření nedochází k ovlivnění postupů hospodaření na sousedních pozemcích, ovlivnění společenských funkcí lesa ani k dopadům na kulturní krajinu.

Uplatnění opatření v ČR



Obr. 2.2: Pokročilá přestavba lesa pasečného na les výběrný

Přestože se problematice převodu lesa pasečného na výběrný způsob v rámci České republiky věnovala značná pozornost, skutečné výběrné lesy u nás chybí a poznatky o převodech jsou pouze dílčí. Hlavními důvody jsou dlouhodobost celého procesu, měnící se podmínky (imise, politická rozhodnutí) i výskyt nahodilých vlivů. Převody lesa pasečného na výběrný způsob v českých zemích jsou historicky spojovány zejména s lokalitami na ŠLP Křtiny, Opočensku a Kutnohorsku. Do současné doby se v omezené míře zachovalo hospodaření na ŠLP Křtiny, na dalších lokalitách došlo k narušení vlastního postupu a přechodu na jednodušší formy hospodaření. V současné době se objevují nové pokusy s převody lesů realizované společně s úpravou druhové skladby (přestavba lesů). Snahy o převody jsou realizovány lesními hos-

podání ve variabilních stanovištních a porostních podmínkách v rámci ČR. Dílčí informace o těchto plochách jsou prezentovány ve vědeckém i odborném tisku.

2.3 Legislativní podmínky

Předchozí i stávající lesnická legislativa termíny výběrný způsob hospodaření a převody na výběrný způsob hospodaření znají a užívají. Výběr vhodných lokalit je přednostně vázán zejména na mimořádně nepříznivá stanoviště účelových a ochranných lesů pro zajištění trvalého pokryvu lesní půdy porostem a plnění požadovaných funkcí. Plošná výměra těchto lokalit je zpravidla omezená, aktivní uplatňování zásad hospodaření nebylo až na ojedinělé výjimky realizováno.

Současné zásady státní politiky i Národní lesnické programy předpokládají zajištění biologické rozmanitosti a dlouhodobé stability lesa, návrhy postupů hospodaření plně odpovídají těmto požadavkům. Rozhodnutí o využití postupů převodu je vázáno na vlastníka pozemku a je zohledněno v lesním hospodářském plánu či plánu péče.

2.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Všeobecné zásady převodů lesa pasečného na výběrný v ČR vznikly na základě prací Koniase (1954), Doležala (1948, 1956, 1964), Šacha (1996), Truhláře (1977) a Zakopala (1981). Tyto zásady jsou v souladu se současnými zahraničními zkušenostmi (zejména Schütz (1999a, b, 2001), Saniga (1991, 2010) a další).



Obr. 2.3: Vnášení chybějící dřeviny je nedílnou součástí transformace lesa.

Převod je dlouhodobý proces postupně uskutečňovaný v souladu se stavem a reakcemi porostu. Horizontální zápoj stejnověkových porostů pasečného lesa se postupně mění na vertikální, postupně se zvyšuje využití růstových vlastností jednotlivých stromů.

Realizace převodů závisí na výchozí diferenciaci porostu a podílu obnovy. Čím méně je výchozí porost diferencován a čím menší je potenciál obnovy, tím obtížnější a dlouhodobější je převod. Před vlastním převodem musí být porosty dlouhodobě připravovány a stabilizovány odpovídajícími výchovnými zásahy. Stejnověké stejnorodé porosty není vhodné převádět přímo uplatňováním výběrných principů z důvodu rizika dočasných produkčních ztrát a ohrožení stability porostu (Saniga 1991, 2010). Pro převod jsou vhodné smíšené, různověké porosty ve středním věku se stromy s odpovídajícím potenciálem růstu, žádoucími dimenzemi a výskytem přirozené obnovy. Převod dospělých porostů je možný, otázkou zůstává životnost stromů původního porostu (vybrané stromy by měly zůstat na ploše až do doby dosažení cílových tloušťek stromů následného porostu).

První převodové zásahy nepravidelně prosvětlují porost na východiscích obnovy, ty jsou odděleny hustšími partiemi porostu. Zásahy jsou realizovány zpravidla negativním zdravotním (případně zralostním) výběrem. Kritériem zralosti pro těžbu stromů by měl být jejich potenciál kvality a přírůstavosti. Těžba kvalitních stromů by měla nastat až při stagnaci jejich růstu nebo při dosažení cílové tloušťky. Životaschopná podúroveň je v porostu ponechána pro podporu porostní diferenciace. Východiska obnovy nejsou dále plošně rozšiřována, při dalších zásazích se vytvářejí nová východiska obnovy. Těžební cyklus má být zpočátku kratší (5 let), v pozdější době při rozvinutém převodu je možné přejít na delší těžební cykly (decenální).

Výše těžeb při převodu výrazně kolísá. V prvních fázích těžba převyšuje tabulkové hodnoty, později klesá pro nedostatek zralých stromů a teprve při dosažení cílových tloušťek následným porostem se přibližuje teoretickým hodnotám. Z těchto důvodů je důležité opakovaně sledovat přírůst porostu.

Rozčlenění porostu musí umožňovat bezeškodné vyklizení dřeva. Vhodné rozčlenění také zlepšuje přehlednost a organizaci práce. Síť vyklizovacích linií a linek by měla být tak hustá, aby zralý strom i ze středu pracovního pole při kácení dopadl korunou na linku nebo v její těsné blízkosti. Při těžbě je nutné přísně dodržovat směrové kácení a bezeškodné vyklizování dřeva použitím sortimentní metody.

Hlavní obtíže vlastního převodu představují: dlouhodobost celého procesu, riziko nebezpečí předčasného stárnutí mateřského porostu a nebezpečí přechodu k plošné obnově (Schütz 1999a).

3 Snížení zakmenění (tvorba řídkolesů)

3.1 Cíl opatření

Cílem opatření je zachování či posílení biologické rozmanitosti pomocí lesnických postupů, které povedou ke vzniku a udržování řídkce zapojených lesních porostů ve vybraných lesích CHÚ. Jedná se o lesy v těch částech CHÚ, kde je dlouhodobým strategickým cílem ochrana a podpora druhové rozmanitosti a především cílená ochrana určitého ohroženého druhu či skupin druhů živočichů, rostlin nebo hub. Opatření se mohou do určité míry uplatnit i tam, kde je primárním cílem aktivní přiblížení se (polo)přírozeným společenstvům. Tyto aktivity nevyklučují určitou míru lesnického hospodaření. Lesnické zásahy jsou zde podřízeny zájmům ochrany přírody, přesto lze od nich očekávat určitý ekonomický efekt, i když vnímaný pouze jako pozitivní externalita. Opatření je směřováno především do lesů nížin, které jsou od neolitu intenzivně ovlivňovány lidskou činností (Dreslerová 2012) a kde je úbytek druhové diverzity dobře doložen. Jedná se o nižší lesní ekosystémy (teplomilné a acidofilní doubravy), v nichž by bez aktivní intervence probíhala rychlá sukcese směrem k zapojeným stinným porostům, kdy například v doubravách by se snižovalo zastoupení dubů ve prospěch habru, jasanu a dalších stínomilných dřevin. Opatření je nutno chápat jako pouhou součást návratu k mnohem širšímu komplexu historických a dnes téměř opuštěných forem využívání lesů – pařezení, výmladkovému hospodářství, lesní pastvě apod.

3.2 Rozbor problematiky

Cílený management lesa v chráněných územích je veden s cílem zachování cenných, ačkoli často antropogenně podmíněných, biotopů a dále s cílem ochrany druhů, které pro svou existenci vyžadují určité lesnické zásahy. S přechodem od tradičních forem hospodaření (např. pařezení, pastva, tzv. toulavá seč apod.) k moderním formám lesnictví v 19. a především 20. století došlo k pronikavým změnám v ekologických poměrech evropských lesů (Hédl et al. 2011a,b). Došlo tak především k zásadním změnám v prostorovém a časovém rozložení dostupnosti světla v lesních porostech. Lesy měly v minulosti světlejší charakter a umožňovaly koexistenci světlomilných i stínomilných druhů organizmů. Druhy vázané na lesní prostředí, které zároveň vyžadují dostatek světla, jsou v současných evropských lesích na ústupu (Konvička et al. 2004, Calster et al. 2008, Spitzer et al. 2008, Hédl et al. 2011a,b, Merckx et al. 2012, Vild et al. 2013, Müllerová et al. 2015).

V udržení pestré mozaiky stanovišť hrály v minulosti významnou a nezastupitelnou roli pařeziny (nízký les) a výstavkové hospodářství (střední les), nicméně tvar vysokého lesa je v současných podmínkách ČR zcela dominujícím. V kontextu hospodářských zásahů v lesích je předřování porostů v lesním hospodářství vázáno na porostní výchovu (prořezávky, probírky). Ta byla v minulosti vedena výhradně ekonomickými potřebami, tj. zvyšováním produkce a kvality těžebního dříví a úpra-

vou druhové skladby směrem k ekonomicky nejpřínosnějším dřevinám. Později se dostala do popředí zájmu hlediska spojená s odolností porostů vůči nepříznivým abiotickým faktorům, jako jsou vítr a sníh (Slodičák 1996, Slodičák, Novák 2007) nebo zlepšením zdravotního stavu porostů v horských imisních oblastech (Tesař 1976, Chroust 1991, Slodičák, Novák 2004). Od sedmdesátých let minulého století se pozornost lesnického výzkumu zaměřuje také na změnu porostního prostředí úpravou radiačního, tepelného a vodního režimu porostů (Chroust 1997). Vliv proředování porostů (formou probírek) na koloběh živin prostřednictvím změny množství opadu a rychlosti dekompozice organických horizontů je předmětem intenzivního výzkumu (Prescott et al. 1993, Novák, Slodičák 2004, Slodičák et al. 2005, Podrázský et al. 2005, Podrázský 2006, Mallik et al. 2008, Dušek et al. 2009). V posledních dvou desetiletích je proředování lesních porostů v hospodářských lesích zmiňováno v souvislosti s možnou adaptací lesních ekosystémů na globální klimatické změny (Spittlehouse, Stewart 2004, Bolte et al. 2009, Cotillas et al. 2009).



Obr. 3.1: Rozvolněný porost břízy na lesním okraji

Práci o vlivu proředování lesa (probírek) v hospodářských lesích na druhovou diverzitu ptáků publikovali Hayes et al. (2003). Autoři konstatují zlepšení podmínek pro některé druhy, zároveň však upozorňují na nezbytnost zachování hustých částí porostů pro druhy, které jsou proředováním postihovány negativně. Brunet et al. (1996) nezaznamenali negativní ovlivnění typické lesní flóry lesnickými

probírkovými zásahy v dubových a bukových porostech Švédska. Verschuyt et al. (2011) publikovali metaanalýzu vlivu proředování lesních porostů Severní Ameriky na biodiverzitu plazů, obojživelníků, bezobratlých a rostlin. Autoři konstatují, že ve většině případů byl efekt zásahů na celkovou biodiverzitu relativně malý. Nicméně upozorňují, že pouhé vyjádření druhové bohatosti nemusí vypovídat o vlivu opatření na neohroženější druhy, které jsou předmětem ochrany.

Z pohledu lesního hospodářství je rizikem proředování porostů ztráta na přírůstu a s tím související ztráta produkčního potenciálu porostů v důsledku radikálního snížení zakmenění pod hodnotu kritické výčetní kruhové základny. Dalším hospodářským rizikem je ekonomická ztráta v důsledku preference jiných než ekonomicky nejvíce rentabilních dřevin. Tyto negativní hospodářské efekty musí být vyváženy zájmem ochrany přírody. Negativní ekonomický efekt může být zmírněn např. pěstováním stanovištně vhodných a zároveň ekonomicky cenných světlomilných listnáčů.

3.3 Legislativní podmínky

Proředování lesních porostů je v legislativě České republiky limitováno ustanoveními lesního zákona č. 289/1995 Sb., který konkrétně v paragrafu 31, odstavci 2) zakazuje snižovat úmyslnou těžbou zakmenění porostu pod hodnotu sedm desetin plného zakmenění. Tento zákaz se však nevztahuje na prosvětlení prováděná ve prospěch následného porostu nebo zpevnění stávajícího porostu.

Při proředování porostů je vlastník lesa také vázán celkovou výší těžeb, která je závazným ukazatelem lesního hospodářského plánu (LHP) nebo převzaté lesní hospodářské osnovy. Odvození tohoto ukazatele upravuje vyhláška č. 84/1996 Sb., o lesním hospodářském plánování. Lesní zákon v paragrafu 33, odstavci 2) připouští možnost změny (navýšení) maximální výše těžeb v lesním hospodářském plánu či osnově, ale pouze v důsledku navýšení objemu nahodilých (neúmyslných) těžeb a o tuto změnu musí vlastník lesa žádat příslušný orgán státní správy lesů. Vlastník lesa, který nehospodář podle schváleného lesního hospodářského plánu či převzaté lesní hospodářské osnovy, musí o schválení těžby přesahující objem 3 m³ na jeden hektar lesa za rok požádat orgán státní správy lesů a přiložit vyjádření odborného lesního hospodáře (§ 33, odstavec 3).

Vzniklou holinu ukládá lesní zákon v paragrafu 31, odstavci 6) do dvou let zalesnit a do sedmi let od vzniku zajistit. Orgán státní správy lesů může v odůvodněných případech povolit výjimku z tohoto ustanovení, a to v procesu schvalování lesního hospodářského plánu nebo zpracování lesní hospodářské osnovy nebo kdykoli na žádost vlastníka lesa. Při posuzování kritéria zalesnění a zajištění se vychází z ustanovení vyhlášky č. 139/2004 Sb. Tato vyhláška zároveň uvádí minimální hektarové počty sazenic pro umělou obnovu lesa podle dřevin a hospodářských souborů, včetně stanovení minimálního podílu melioračních a zpevňujících dřevin.

Z hlediska udržování rozvolněných širokých lemů kolem lesních cest je limitující vyhláška MZe č. 433/2001 Sb. konkrétně její § 4, který omezuje šířku odlesněného pruhu pro novou cestu pouze na míru nutnou pro splnění technických parametrů cesty zvolené třídy.

3.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Pro vlastní realizaci opatření je zásadní stanovení konkrétního cíle, jímž je zachování cenného antropogenně podmíněného biotopu na stanovištích, kde by ponechání samovolnému vývoji pravděpodobně vedlo k zániku biotopu a na něj vázaných ohrožených druhů, jež jsou předmětem ochrany. Udržování slabě zakmeněných a světlých porostů je žádoucí tam, kde se již vyskytují společenstva organismů představující předmět ochrany, např. společenstva termofytů na SLT 1Z, 1X, 1C, 1N, 1M, 2N, 1K. V těchto případech bude třeba ve fázi tvorby a schvalování LHP uplatnit výjimku ze zákazu snižování zakmenění pod sedm desetin plného zakmenění. Při snižování zakmenění by měly být přednostně odstraňovány stanovištně nepůvodní dřeviny a opatření tak může být součástí přeměn nevhodné druhové skladby. Při realizaci péstebních zásahů lze do určité míry využít metodické pokyny pro provádění výchovných zásahů v hospodářských lesích. Tyto metodické pokyny je však třeba vždy modifikovat tak, aby byly v souladu s hlavním cílem opatření, tj. druhovou ochranou. Jejich modifikovaná aplikace by však měla zajistit i přiměřené lesnické využití v rámci lokálních potřeb.

Rovněž je žádoucí zakomponovat do LHP další výjimky a odchylná opatření ze zákona o lesích, konkrétně ze zákazu úmyslné těžby v porostech mladších 80 let všude tam, kde to vyžaduje zájem ochrany přírody. Nejčastěji z důvodu přeměny nevhodných druhových skladeb.

V lesních komplexech by také měly být udržovány světliny a důležitá je i péče o drobné nelesní enklávy, které by v žádném případě neměly být zalesňovány, ale naopak udržovány, např. výřezem náletových dřevin. V lesích CHÚ pak v mnoha případech bude muset být aplikována výjimka z povinnosti zalesnit vzniklou holinu do dvou let od jejího vzniku a jejího zajištění do sedmi let. Dalším možným opatřením vedoucím k určitému prosvětlování porostů je rozšíření (4-7 m po obou stranách) a údržba lemů lesních cest spojená především s výseky náletových dřevin v intervalu ca 10 let.

Při obnově porostů by měla být preferována přirozená obnova před obnovou umělou, které se však nebude možné vždy vyhnout, především při přeměnách porostů nevhodné druhové skladby. Pokud bude přistoupeno k umělé obnově porostů, kde je z pohledu ochrany přírody žádoucí trvale udržovat nízké zakmenění, měla by být již při tvorbě LHP zvážena možnost použití nižšího počtu sazenic, než jsou minimální počty stanovené vyhláškou č. 139/2004 Sb. Případně může být nad rámec vyhlášky 83/1996 Sb. rozšířen seznam melioračních a zpevňujících dřevin o další stanovištně odpovídající druhy.

Mechanická (zvláště celoplošná) příprava půdy by měla být v lesích CHÚ vyloučena z důvodů ochrany bylinného patra a na něj vázané fauny. Ze stejného důvodu je nepřijatelné použití herbicidních přípravků. Z důvodu ochrany entomofauny a makromycet je také zcela nežádoucí odstraňování pařezů na pasekách.



Obr. 3.2: Rozvolněná dubová pařezina v NPR Karlštejn

4 Hospodaření v hospodářském tvaru „nízký les“ – pařeziny

4.1 Cíl opatření

Cílem opatření je vytvořit na relativně malém území pestrou mozaiku lesních porostů (či jejich částí), ve kterých se na malé ploše výrazně mění ekologické podmínky, a tím zabezpečit vhodné prostředí pro značné množství rostlin a živočichů s různými nároky na stanovištní poměry. V podmínkách ČR je opatření primárně zaměřeno na světlomilné druhy, ale při ideálním postupu je možné zajistit pestrou paletu přírodních podmínek. Toto opatření tak bude mít své opodstatnění především v lesích nížin až pahorkatin. Další možností je také využití tvaru lesa středního (sdruženého), který kombinuje pěstování spodní (výmladkové etáže) a pěstování výstavků, nejčastěji generativního původu v nadúrovni.



Obr. 4.1: Ukázka pařezení s ponechaným výstavkem generativního původu

4.2 Rozbor problematiky

Současné středoevropské nížinné lesy jsou intenzivně hospodářsky využívány nejpozději od neolitu, tj. asi 7 000 let (Hédli et al. 2011a, b). V minulosti (ca do poloviny 20. století) bylo poměrně běžné pěstování nízkých a středních lesů (Müllerová et al. 2015), které ve spojení s např. lesní pastvou hospodářských zvířat vytvářelo příznivé podmínky pro vývoj světlomilných druhů bezobratlých živočichů (Konvička et al. 2004, Spitzer et al. 2008, Merckx et al. 2012) a vyšších rostlin (Calster et al. 2008, Vild et al. 2013, Müllerová et al. 2015), také některých obratlovců a pravděpodobně i hub. Krátké obmýtí porostů nízkého (5–50 let) a středního lesa (15–50 let) vedlo k permanentnímu vzniku nových stanovišť, která svou specifickou architekturou vegetace umožňovala přežití dynamických metapopulací dnes ohrožených živočišných a rostlinných druhů. Pěstování nízkých a středních lesů tak umožňovalo zachování pestré mozaiky stanovišť i v období intenzivního zemědělského využívání krajiny (Konvička et al. 2004). Hospodářský tvar lesa nízkého (výmladkového, pařeziny), obnovovaného výmladky, není přírodním, ale kulturním tvarem lesa, který bez řízení člověkem dospěje k zániku a je nahrazen jiným přirozenějším tvarem lesa (Šišák et al. 2012). V lesním hospodářství České republiky se hospodářský tvar „nízký les – pařezina“ v současnosti využívá mini-

málně. Dle různých zdrojů je uváděna rozloha „nízkého lesa“ 0,1–0,7 % lesního půdního fondu. Z velké části se navíc jedná o přestálé pařezy, kde již vlastní pěstební zásahy neprobíhají. Právě obnova „pařezení“ je aktuální problematikou jak lesnického sektoru, tak také oblasti ochrany přírody a krajiny.



Obr. 4.2: Ukázka zásahu pro obnovení pařezení

Z hlediska lesnického hospodaření jsou hospodářské tvary lesa „nízký“ a „střední“ vhodnější pro malé vlastníky lesa. Současné ekonomické a sociální výhody lesa nízkého jsou tedy zejména v jednoduchosti hospodaření a nízkých až nulových nákladech na pěstební činnost (Utinek 2010), často se také neprovádí výchova porostů a jediným těžebním zásahem tak je obnova porostů. Pro menší vlastníky je výrazným pozitivem možnost realizovat produkci v krátkých intervalech. V poslední době je další výraznou stimulací zvyšující se cena palivového dříví, což je zřejmě hlavní komodita při pěstování tvaru lesa nízkého.

Zlatanov, Lexer (2009) uvádějí, že zatímco budoucnost lesního hospodářství v nízkých lesích v západní Evropě se zdála být zpečetěna, v poslední době se objevily dva trendy, které mluví pro jeho zachování:

1. V souladu s principy trvale udržitelného lesního hospodářství se podle konference ministrů o ochraně evropských lesů „Ministerial Conference on the Protection of Forest in Europe“ (MCPFE) nízké lesy výslovně posuzují v rámci panevropských kritérií trvale udržitelného lesního hospodářství. Všeobecně se uznává skutečnost, že tradiční hospodářské tvary lesa přispívají k udržení lesní biodiver-

zity a i ze společenského hlediska hrají významnou roli, neboť se díky nim udržují tradiční znalosti a dovednosti.

2. Rostoucí poptávka po obnovitelných zdrojích energie. Mimo toho, že nízký les již tradičně poskytuje palivové dřevo, lze z něj zpracovat biomasu pro výrobu energie v širším rozsahu, což se ještě donedávna nepovažovalo za ekonomicky životaschopné.

Současně se nízký a střední les často zmiňují v souvislosti s nutností ochrany či zvýšení biodiverzity. Především díky trvalosti hospodaření bez zásadní změny stanoviště a také díky pestřejšímu zastoupení ploch s různým světelným požitkem.

Světlé lesy nejsou při tomto způsobu hospodaření způsobeny „řídkým“ lesem, ale množstvím různě velkých světlin, nárostů a mlazín. Skupiny v mýtném věku mohou být naopak husté a tmavé. Na nutnost takové mozaiky porostu s osluněnými lokalitami a přilehlými lemy pro přežití i kriticky ohrožených druhů upozorňují Konvička et al. (2004). Z jejich sledování dále vyplývá, že úpravou stanoviště pro kriticky ohrožené „světlomilné motýly“ se zároveň zlepší podmínky pro mnoho dalších druhů světlomilné fauny a flóry, která problematičtěji přežívá při obhospodařování lesa v tradičním tvaru plně zapojeného vysokého lesa. Podobné závěry plynou také z vědeckých poznatků v zahraničí (např. Warren, Key 1991). Vzhledem k tomu, že i po těžbě zůstává na lokalitě živý jedinec, je skutečně stáří porostu pařeziny výrazně vyšší, nežli je stáří zdánlivé. Proto je v pařezině umožněn výskyt druhů hub a hmyzu, které jsou vázány na staré i pralesní porosty.

Zkušenosti s tímto typem hospodaření jsou v současnosti v Evropě především z oblastí Středomoří a také ve Velké Británii, kde bylo poprvé přistupováno k obnově výmladkového způsobu hospodaření v souvislosti se zachováním vhodných biotopů pro kriticky ohrožené druhy. V poslední době zažívá tento hospodářský tvar svou renesanci také v Německu.

4.3 Legislativní podmínky

Hospodaření v lesích formou tvaru typu „nízký les“ není v rozporu se současnými právními předpisy pro lesnictví. Rozlišení hospodářského tvaru, který je výsledkem způsobu hospodaření, zejména vzniku lesních porostů je rozlišeno ve vyhlášce Ministerstva zemědělství č. 83/1996 Sb., o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů.

Jsou zde rozlišeny 3 tvary lesa – 1. les vysoký (vysokomenný), vzniklý ze semen nebo sazenic, 2. les nízký (pařezina), vzniklý výmladností, 3. les střední (sdružený), vzniklý jako kombinace výmladkové složky a jedinců semenného původu.

Mírně problematičtější je ustanovení lesního zákona v § 33 odst. 4, které zakazuje těžbu úmyslnou v porostech mladších 80 let, protože „obmýtit“ v nízkém lese se

pohybuje dle stanovištních poměrů od 10 do 50 let. Zároveň ovšem lesní zákon v textu připouští možnost udělení výjimky, kdy „v odůvodněných případech může orgán státní správy lesů při schvalování plánu nebo při zpracování osnovy nebo na žádost vlastníka lesa povolit výjimku z tohoto zákazu“.

4.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Pěstební opatření s použitím výmladkového způsobu obnovy lesního porostu by měla být v první řadě využívána na lokalitách, kde se objevují druhy, které jsou předmětem ochrany. Následně je poté možné takto vytvářet vhodné biotopy v oblastech s potenciálem pro rozšíření chráněných druhů. Takovéto lokality se nejčastěji nacházejí v CHÚ, kde se v současnosti nacházejí starší „nepravé kmenoviny“ vzniklé po ukončení aktivního způsobu obhospodařování nízkého lesa. Tyto lokality se často nacházejí na chudých stanovištích (nebo i bohatá stanoviště s nedostatkem srážek), kde využití tohoto způsobu obhospodařování mělo v minulosti největší ekonomický smysl. Na těchto stanovištích bude také pravděpodobně výrazně zasaženo do koloběhu živin opakovaným úplným odebráním biomasy ke zpracování. Plánování tohoto opatření je proto nutné jasně vymezit na konkrétní podmínky jednotlivých chráněných území a především předmět ochrany.



Obr. 4.3: Tvorba nových výmladků na dubovém pařezu

Obhospodařování pařezin je velice intenzivní způsob pěstování lesa. Pro dosažení maximálního efektu z hlediska biodiverzity je nutné v krátké periodě opakovaně odstraňovat dřevní hmotu tak, aby na relativně malé ploše byla co nejvyšší různorodost porostních (světelných) podmínek.

Vlastní postup hospodaření můžeme rozdělit na dva základní způsoby:

1. Holosečný postup, kdy v rámci obnovní doby dochází k jednorázové těžbě jedinců na dílčí ploše, nebo také stejné generace výmladků.
2. Výběrný postup, kdy stejně jako ve výběrném lese jsou těženy jednotlivé stromy, případně skupiny stromů.

Další možností je poté pěstování tzv. „středního lesa“, kdy je pěstován víceetážový porost s ponecháváním stromů (nejčastěji generativního původu) v nadúrovni přes několik generací „výmladků“ v podúrovni. Tento způsob potom můžeme dále rozdělit na jednotlivé formy dle zásoby, stromů v horní úrovni. Podrobně se této problematice věnuje publikace Kadavý et al. (2011).

Díky takto prováděným zásahům se tak může postupně vytvářet bohatě diferencovaná porostní struktura, kde se na malé ploše vyskytují i výrazně odlišné ekologické podmínky. Hospodářský způsob by měl být zvolen primárně dle ekologických nároků organismů (skupin organismů), které jsou předmětem ochrany.

V současnosti bude ve většině případů největším problémem první fáze obnovy výmladkového hospodaření, kdy se budou těžit relativně staré stromy (60–100 let), u kterých již nemusí docházet k masivní pařezové výmladnosti. Z tohoto důvodu je možná též kombinace s umělou obnovou lesa odpovídajícími dřevinami (DB, HB), které zajistí novou generaci stromů pro „pařezení“. Příklad postupu tvorby nové dubové a lipové pařeziny je možno nalézt v publikaci Hédl et al. (v tisku).

5 Pastva v lesích

5.1 Cíl opatření

Cílem opatření je využití extenzivní pastvy zdomácnělých herbivorů k zvýšení a udržení biodiverzity lesních a lesostepních porostů zvláště chráněných území.

5.2 Rozbor problematiky

Z důvodů absence lesních ekosystémů zcela nedotčených lidskou činností v podmínkách České republiky a střední Evropy, lze na složení a strukturu lesů před příchodem člověka usuzovat pouze studiem několika relativně málo pozměně-

ných lesních ekosystémů a na základě paleoekologických dat (Mitchell 2005). Byla vyslovena hypotéza o významném vlivu populací velkých býložravců na udržení víceméně otevřené krajiny. Vera (2000) na základě rozboru paleobotanických dat formuloval hypotézu, že populace býložravých kopytníků účinně bránily vytváření rozsáhlých zapojených lesních celků v nižších nadmořských výškách Evropy. Tato hypotéza byla některými studiemi zpochybněna (např. Mitchell 2005) a existence rozvolněnějších lesních struktur ještě před nástupem intenzivní lidské činnosti bývá vysvětlována různými formami disturbancí, jako rozsáhlé větrné polomy, záplavy, požáry, přemnožení listožravého hmyzu a podobně. Charakter krajiny před vznikem pravidelného zemědělského obhospodařování byl ovlivněn mimo jiné také divokými herbivory, kteří pomáhali udržet lesní světliny a drobné bezlesé plochy (Hejcman, Pavlů 2006). Následná záměrně prováděná pastva domestikovaných zvířat pomáhala utvářet charakter střeoevropské krajiny po tisíce let (Buček 2000, Čížek, Konvička 2006, Dreslerová 2012). Vliv pastvy se tedy po celou dobu týkal i lesních porostů. Je třeba si uvědomit, že pastva byla uplatňována výhradně za účelem uspokojení životních potřeb lidské populace. Nedostatek dřeva si vyžádal uplatnění zákonných ustanovení (lesní řády Marie Terezie, viz např. Špulák, Kacálek 2011) zakazujících tuto pastevní praxi ve velkém měřítku (Čížek, Konvička 2006), což se v lesním zákoně udrželo dodnes. Zákaz pastvy uplatňovaný stovky let se, nicméně, projevil negativně na biodiverzitě ekosystémů, které byly tímto hospodářským systémem v historii spoluformovány. Proto v současné době sílí potřeba opětovného zavádění extenzivní pastvy domestikovaných herbivorů k podpoře či dokonce obnově úrovně biodiverzity určitých chráněných území. Při aplikaci pastvy musíme přihlížet k potravním nárokům jednotlivých hospodářských zvířat (Veselý 2014).



Obr. 5.1: Ukázka pastvy v lese

5.3 Legislativní podmínky

Podle zákona o lesích č. 289/1995 Sb., § 20, písmeno n) je v lesích zakázáno pást dobytek, umožňovat výběh hospodářským zvířatům a průhon dobytka lesními porosty.

Při managementu zvláště chráněných území, které jsou součástí pozemků určených k plnění funkcí lesa (PUPFL) může být pastva uplatňována jako odchylné opatření podle § 36 tohoto zákona. V tom případě by mělo být toto opatření zařazené také v lesním hospodářském plánu.

5.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Při aplikaci pastvy jako opatření k podpoře biodiverzity je třeba vždy mít na zřeteli účel, pro který je pastva v konkrétní lokalitě s PUPFL aplikována, tj. podpora konkrétních zvláště chráněných druhů (cílové druhy). Většinou se jedná o podporu druhů vyžadujících v životním cyklu jiné podmínky než plně zapojené porosty lesních dřevin. Pastva v těchto případech zamezuje obnovení plného zápoje dřevinné vegetace na zájmovém území. Pastvou dochází také k selektivnímu snižování podílu biomasy odumřelé přízemní vegetace, což vede k úpravě mikroklimatických a mikrostanovištních poměrů



Obr. 5.2: Ukázka poškození dřevin při pastvě

povrchu půdy. Kromě toho, některé zvláště chráněné druhy jsou také životně závislé na trusu zvířat (koprofilní a koprofační specialisté). Aplikace pastvy domestikovaných herbivorů (skot, ovce, kozy, koně) závisí nejen na charakteru lesního porostu, ale hlavně na terénních podmínkách prostředí konkrétního území a předmětu ochrany, pro který bylo toto území vyhlášeno jako zvláště chráněné. Domácí zvířata i divocí herbivoři spásají nejenom byliny, ale velmi ochotně okusují též asimilační orgány a větévky dřevin. V určitých případech dochází i k loupání a ohryzávání kůry dřevin a tím ke vzniku ran, kterými vstupují do organismu např. patogenní

houby. Toto je významné zejména v hospodářských lesích, kde v některých oblastech působí škody početné stavy jelení zvěře. Při managementu chráněného území je třeba vždy stanovit, jaké riziko vzniku škod na zbylých dřevinách jsou ochotni akceptovat majitelé a správci těchto území. V současné době lze předpokládat spíše aplikaci extenzivních forem pastvy v lesních porostech tak, aby benefity pro cílové druhy rostlin a živočichů nebyly redukovány vznikem škod vyžadujících dodatečná nápravná opatření.

6 Práce s „přestárlými stromy“ a dřevem odumřelých stromů

6.1 Cíl opatření

Cílem opatření je optimalizace ponechávání ležícího i stojícího rozkládajícího dřeva ke spontánnímu rozkladu saproxylickými organismy, spontánnímu osídlení dalšími organismy a s tím spojenému zvýšení biodiverzity lesů v rámci CHÚ.

6.2 Rozbor problematiky

V hospodářských lesích je obvykle ponechávána pouze malá část nadzemní dřevní hmoty stromů (pařezy, větve a vrcholky stromů).



Obr. 6.1: Stojící i ležící odumřelé dřevo jako mikrostanoviště hub

Studie z Krkonošského národního parku je možno považovat za příklad, jak vypadá v současnosti zásoba rozkládajícího se dřeva: ta se pohybuje podle lesního vegetačního stupně od prakticky nulových hodnot až po $12 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ (Schwarz et al. 2007). V hospodářských lesích činí objem tlejícího dřeva 4–10 % porostní zásoby zatímco v rezervacích bez intervencí to je 20–50 %, lokálně i více (Jankovský et al. 2006; Svoboda, Poustka 2009).

Následkem tohoto postupu je ohrožena biodiverzita hub, bezobratlých, obojživelníků i některých menších savců (Perry et al. 2008). Rozšířením intenzivních hospodářských systémů jsou některé druhy závislé na mrtvém dřevu ohroženy vyhynutím (Ranius, Roberge 2011).

Z péstebního hlediska má tlející dřevo význam jako důležitý substrát pro obnovu dřevin (Svoboda, Pouska 2009). Biodiverzita vázaná na odumřelé dřevo je nejvyšší ve fázi rozpadu (Mason 2004). Rozdílný hospodářských holosečných a nestejnověkých skupinovitě výběrných hospodářských systémů na množství mrtvého dřeva v listnatých porostech na východě USA našli Jenkins et al. (2004) významně více ležícího rozkládajícího se dřeva ve skupinovitě výběrných lesích.

Rozkládající se dřevo ovlivňuje nejen typická společenstva saproxylických organismů (například lignikolních makromycet; Lepšová 2016), ale i takových často přehlížených organismů, jako jsou půdní pancířníci (Starý 2016).

Zejména v jehličnatých lesích je klíčení semen a odrůstání semenáčků vázáno na ležící tlející kmeny (Harmon et al. 1986). Nicméně ne všechny padlé kmeny jsou vhodné pro uchycení semenáčků. Během rozkladu tlejícího dřeva se mění vlhkost substrátu a chemické složení tlejícího dřeva. Rozkládající se dřevo pomáhá vzniku přirozené obnovy smrku (Zielonka 2006) a jedle. To může zajistit zastoupení těchto dřevin v nárostech s dominantním bukem (Szewczyk, Swagryk 1996). Významným faktorem přežívání semenáčků jehličnanů je podle Harmona a Franklina (1989) snížená konkurence na povrchu ležících kmenů. Předpoklad úspěšné obnovy na tlejícím dřevě se zvyšuje s dobou od odumření, tj. mírou dekompozice dřeva.

Je zřejmé, že požadovanou zásobu „mrtvého“ dřeva nelze zajistit na každém obnovním prvku (Löhmus et al. 2013). Důležitým nástrojem k dosažení vhodné kombinace produkce dřeva a zároveň udržení biodiverzity spojené s rozkládajícím se dřevem může být zonace na území, kde je uplatňováno intenzivní lesní hospodářství, konvenční lesní hospodářství a území ponechaná bez hospodářských zásahů (Ranius, Roberge 2011).

6.3 Legislativní podmínky

V platném zákonu o lesích č. 289/1995 Sb. (§ 2, písm. n) je o odumřelých či poškozených stromech zmínka v ustanovení o nahodilé těžbě. Ta je lesním hospodářům ukládána za účelem zpracování stromů suchých, vyvrácených, nemocných nebo poškozených. Vzhledem k uplatnění tohoto postupu jsou takové stromy v dopravně dostupných porostech hospodářských lesů běžně odstraňovány.

Lesní porosty, ve kterých lze předpokládat větší míru ponechávání dřeva k rozkladu, jsou lesy ochranné (§ 7) kam patří a) lesy na mimořádně nepříznivých stanovištích (sutě, kamenná moře, prudké svahy, strže, nestabilizované náplavy a písky, rašeliniště, odvaly a výsypky apod.), b) vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace chránící níže položené lesy a lesy na exponovaných hřebenech. Další takovou kategorií jsou lesy zvláštního určení (§ 8) v kategorii c) na území národních parků a národních přírodních rezervací. Do kategorie lesů zvláštního určení lze dále zařadit lesy, u kterých veřejný zájem na zlepšení a ochraně životního

prostředí nebo jiný oprávněný zájem na plnění mimoprodukčních funkcí lesa je nadřazen funkcím produkčním. Jde o lesy a) v prvních zónách chráněných krajinných oblastí a lesy v přírodních rezervacích a přírodních památkách, d) sloužící lesnickému výzkumu a lesnické výuce, a především f) potřebné pro zachování biologické různorodosti.

Podle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. podléhají zvláštnímu a přísnějšímu režimu ochrany ohrožené nebo vzácné druhy (viz § 48 a 50 zákona č. 114/1992 Sb), které byly zvláštním právním předpisem zařazeny mezi zvláště chráněné (kriticky ohrožené, silně ohrožené a ohrožené). Zvláště chráněné druhy jsou chráněny ve všech vývojových stádiích, chráněna jsou také jejich přirozená i umělá sídla a jejich biotop, tedy v mnoha případech také dřeviny poskytující zvláště chráněným druhům přirozené útočiště. To je důležité zejména pro druhy striktně vázané na dřeviny, především pak na rozkládající se dřevo vzhledem k potřebě získání potravy a útočiště.

Problematiku kácení stromů mimo les upravuje zákon o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. v ustanovení § 8 a 9, ale také § 12 (ochrana krajinného rázu a přírodní park). Podrobnější podmínky kácení pak určuje vyhláška č. 395/1992 Sb. ve znění pozdějších předpisů. Ke kácení je většinou (nikoli ovšem vždy, výjimkou je např. havarijný stav dřevin) nezbytné povolení orgánu ochrany přírody, které lze podle ustanovení § 8 odst. 1 zákona č. 114/1992 Sb. vydat pouze ze závažných důvodů po vyhodnocení funkčního a estetického významu dřevin.

Povolení ke kácení nutné z důvodů pěstebních, to je za účelem obnovy porostů nebo při provádění výchovné probírky porostů, při údržbě břehových porostů prováděné při správě vodních toků, k odstraňování dřevin v ochranném pásmu zařízení elektrizační a plynárenské soustavy prováděném při provozování těchto soustav, a z důvodů zdravotních. Kácení z těchto důvodů však musí být písemně oznámeno nejméně 15 dnů předem orgánu ochrany přírody, který je může pozastavit, omezit nebo zakázat. Oznamovat kácení také není nutné za předpokladu, že obvod stromu dosahuje maximálně 80 cm v obvodu kmene měřeno ve výšce 130 cm nad zemí. Povolení dále není třeba, je-li stavem dřeviny „zřejmá a bezprostředně ohrožen život či zdraví nebo hrozí-li škoda značného rozsahu“. V takových případech je nutné kácení oznámit orgánu ochrany přírody do 15 dnů ode dne, kdy bylo provedeno. Všechny uvedené případy potenciálně snižují možnosti ochrany některých zvláště chráněných druhů hmyzu (Calla 2016).

Dále jde o usnesení vlády ČR ze dne 25. května 2005, č. 620, o strategii ochrany biologické rozmanitosti ČR, kde je pro lesní ekosystémy mimo jiné vytčen cíl „zajistit v lesních porostech podíl stárnoucího a mrtvého dřeva jako útočiště společenstev organismů na něj vázaných“. Speciálně pro horské oblasti pak toto vládní usnesení ještě uvádí: „upřednostňovat přírodě blízký způsob lesního hospodaření – nelikvidovat doupné a všechny odumřelé stromy, preferovat maloplošné a podrostití hospodaření“.

Rovněž usnesení č.j. 854 ze dne 21. listopadu 2012, uvádí mezi nástroji ke zvýšení biodiverzity lesů: „podporovat ponechávání v lese přiměřeného podílu tlejícího dřeva, těžebních zbytků, stromů prošlých přirozeným vývojem stárnutí a melioračních a zpevňujících dřevin“ (Kjučukov et al. 2014).

6.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Přirozená obnova

Pro management druhové skladby následné generace lesa jsou tedy důležité zejména ležící kmeny a pařezy. Konkurenční výhoda poskytnutá vyvýšeným místem pro klíčení a odrůstání pomůže zajistit dostatečnou obnovu jedle a smrku v rámci růstově velmi zdatných bukových nárostů. Přesto je třeba si uvědomit, že zajištění dostatečného podílu jehličnatých semenáčků na pokročile rozloženém dřevě neznamená automatický úspěch obnovy těmito dřevinami. Semenáčky mohou sice vznikat pod plným nebo jen slabě porušeným zápojem, kde mohou i po relativně dlouhou dobu čekat na příležitost stát se životaschopnou podúrovní nebo i dorůst výše. Nicméně rychlé opětovné uzavření mezer v zápoji může tuto příležitost zmařit.



Obr. 6.2: Tlející pařez jako substrát pro přirozenou obnovu smrku

Ponechávání stojících živých i odumřelých doupných stromů a pahýlů

Význam stojících přestárých živých a odumřelých stromů pro biodiverzitu je nesporný. Provádění tohoto opatření je, nicméně, limitováno zejména na ty části zvláště chráněných území, do kterých je významně omezen nebo zakázán vstup veřejnosti z důvodu nezbytného zajištění bezpečnosti osob. Příklady z odborné literatury ukazují, že v určitých případech mohou být stojící stromy upravovány řezem za účelem snížení rizika pádu silných větví, rozlomení korun nebo náhlého vývratu v případě pokročilé kořenové hniloby. U živých stromů lze s výhodou využívat pravidelné seřezávání větví. Toto je aplikovatelné u dřevin, které následně vytvoří „hlavu“ tj. zejména vrby, lípy ale i všechny listnaté dřeviny se silnou kmenovou výmladností. K udržení funkčnosti takových stromů je nezbytná opakovaná péče; zanedbané hlavy přináší opět výše uvedená rizika nestability jedinců. Ze zahraničí jsou známy také postupy seřezávání živých stromů do pahýlu nebo suchých stromů do doupného pahýlu. Minimálním opatřením k zajištění zvýšené potravní nabídky pro saproxylický hmyz může být také ponechávání vysokých pařezů. V důsledku abiotických i biotických škodlivých činitelů dochází často k rozsáhlým polomům nebo odumření lesa. Ponechání většiny dřevní hmoty je akceptovatelné pouze v rámci jádrových částí zvláště chráněných území při důsledném provádění leso-ochranných opatření v navazujících zónách méně přísné ochrany nebo hospodářských lesích.

Při rozhodování o ponechání dřeva k zetlení v porostu je potřebné zajistit nejen dostatečný celkový objem rozkládajícího se dřeva, ale dbát i na zastoupení tohoto dřeva podle druhů dřevin v přirozené druhové skladbě porostu a na zastoupení různých velikostních kategorií (včetně dřeva pocházejícího z největších stromů) a různých stadií rozkladu (aby byla zajištěna dostatečná zásoba rozkládajícího se dřeva v dlouhodobém horizontu (Lepšová 2016)).

7 Péče o lesní okraje

7.1 Cíl opatření

Cílem opatření je udržovat porostní okraje jednak jako významné prvky statické stability navazujících lesních porostů a jednak jako prvky s vysokým potenciálem zvyšování biodiverzity v kulturní krajině. V neposlední řadě lze podpořit jejich funkci estetickou a rekreační.

7.2 Rozbor problematiky

Okraje přirozených lesních porostů byly historicky vzniklou hranicí, přes kterou člověk dále ovlivňoval přirozené ekosystémy. Délka těchto okrajů se neustále pro-

dlužovala tak, jak postupně docházelo k fragmentaci rozsáhlých přirozených lesů. Tento proces je dodnes dobře patrný v rozvojových zemích, kde fragmentace lesů (zejména tropických oblastí) a zvětšování výměry porostních okrajů může vést k silnému snížení populací druhů vázaných na interiér lesa a souvislejší zastínění (Aragón et al. 2015). Na tuto skutečnost poukazují také Gaublomme et al. (2014) na základě svých výzkumů střívkovitých ve fragmentech temperátních listnatých lesů v urbanizované oblasti v Belgii. Naopak podle analýz provedených v Kanadě a ve Skandinávii (Harper et al. 2015) mají v boreálních lesích okraje vzniklé těžbou dřeva pozitivní vliv na biodiverzitu. Nově tvořené porostní okraje v nepřipravených porostech však často zvyšují riziko následného poškození větrem (Dupont et al. 2015).

V krajině střední Evropy, kde docházelo z různých důvodů (nárůsty a poklesy počtu obyvatel v regionech apod.) k odlesnění a opětovnému zalesnění zemědělsky využívaných ploch, se dnes od porostních okrajů očekávají následující funkce (např. Král 2006):

- Ochrana proti větru a průniku škodlivých látek.
- Ochrana proti oslunění a korní spále dřevin.
- Ochrana proti odvětví a nadměrnému vysýchání půdy.
- Významná stanoviště pro specifické druhy flóry a fauny (mraveniště, ptactvo ...).
- „Nárazníková zóna“ mezi ekosystémy.
- Estetické funkce v krajině.

Porostní okraje mají charakter takzvaných ekotonů (Hansen et al. 1988, Kilianová et al. 2009). Ty jsou charakterizovány jako přechodová společenstva, která jsou podmíněna vlivem okrajového efektu, způsobují variabilitu faktorů na stanovišti v mikro- a mezoměřítku. Jde zejména o kolísání množství dopadajícího světla, teploty, rychlosti větru a vlhkosti (obr. 7.1).



Obr. 7.1: Ukázka porostního okraje mezi travním porostem a lesem.

Lesní okraje lze dále klasifikovat na:

- Vnější okraje lesů (hraniční plochy mezi lesy a primárním, častěji však sekundárním bezlesím, vodními a ostatními plochami).
- Vnitřní okraje v lesích (podél cest, drobných bezlesí a skládek dřeva apod.).
- Umělé okraje v lesích (vytvořené v rámci HÚL – odluky, rozluky).

Kromě funkcí, které jsou od porostních okrajů očekávány v rámci hospodaření v lesích, tj. zejména ochrana navazujících porostů, jsou zřejmé i významné vlivy na biodiverzitu. Například Norman et al. (2016) provedli výzkumy porostních okrajů v Německu a konstatují jejich důležitost pro společenstva brouků. K podobným závěrům došli v případě společenstev netopýrů Heim et al. (2015) v Německu a v případě včel Sydenham et al. (2014) v jižním Norsku. Pro společenstva brouků a pavouků to potvrzují i Fischer et al. (2013).

Pro severovýchod USA potvrzují důležitost lesních prvků (a jejich okrajů) v zemědělské krajině Leslie et al. (2014) na základě studií společenstev čeledi *Carabidae* (střevlíkovití). Bylo zjištěno, že druhy žijící v porostních okrajích mají vliv na složení komunit na sousedních zemědělských plochách.

Struktura a věk lesního porostu na okraji hraje klíčovou roli při posuzování vlivu na biodiverzitu. Na příkladu okraje více jak stoletého jedlobukového porostu a louky to potvrzují Brigic et al. (2014). Společenstva střevlíkovitých nalezená na porostním okraji byla více podobná skupinám zjištěným v interiéru lesního porostu než na louce. Nebyl zde potvrzen očekávaný efekt porostního okraje, protože nejrozmanitější zastoupení střevlíkovitých nebylo zjištěno v ekotonu porostního okraje, ale na louce.

Také ve Francii potvrzují Ouin et al. (2015) vysoký potenciál porostních okrajů pro ochranu biodiverzity lesů. Při analýze hustoty tzv. „mikrostanovišť“ důležitých pro širokou škálu společenstev flóry a fauny na stromech v porostním okraji a uvnitř porostu zjistili, že hustota je signifikantně (více než dvakrát) vyšší na stromech v okraji ve srovnání s interiérem porostu.

Porostní okraje jsou také častým stávaníštěm ptáků. Bereczki et al. (2015) zkoumali v severozápadním Maďarsku zastoupení hmyzožravého ptactva v porostních okrajích. Druhy ptáků, které jsou významnými regulátory populací listožravého hmyzu, jsou silně zastoupeny v porostních okrajích a v pásu ca 50 m od okraje. Zajímavé bylo zjištění, že abundance hmyzožravých ptáků negativně korelovala s parametry porostní struktury, jako je výčetní základna a druhová bohatost směsi. Také White et al. (2015) potvrzují důležitost porostních okrajů, jak listnatých lesních porostů, tak i komerčních jehličnatých plantáží, pro populace tetřívka ve Skotsku. Ve stejné oblasti (severní Skotsko) byla potvrzena důležitost porostních okrajů pro další druhy ptáků (kulíci, vodouši, jespáci). Ve Francii potvrdili Fonderflick et al. (2013) významný vliv okrajů (travní porost/lesní porost) na zastoupení ptáků.

V Polsku se zabývali populacemi organismů šířících dužnatá semena v okrajích lesa Albrecht et al. (2013) a zjistili, že zachování okrajů je z toho pohledu důleži-

té zejména v dlouhověkových lesích Evropy. Na složitost problematiky porostních okrajů (velmi široká variabilita stanovišť) poukazuje na příkladu šetření hustoty predátorů ptačích hnízd v tropických lesích také Vetter et al. (2013).

Porostní okraje v zemědělské krajině jako zásadní nositele biodiverzity potvrzují v ČR také Šálek et al. (2014). Konkrétní situace v krajině je podle jejich zjištění hlavním faktorem ovlivňujícím například i využívání porostních okrajů predátory, jako je liška obecná. Zásadní je z tohoto pohledu i propojení koridorů mezi fragmenty dřevinné vegetace v krajině.

V zapojených listnatých lesích jihovýchodní části ČR sledovali také Vodka a Čížek (2013) vliv porostních okrajů na zastoupení členovců. Počet druhů byl na okraji více jak o 60 % vyšší ve srovnání s interiérem porostu. Vzhledem k rozmanitosti jednotlivých typů porostních okrajů upozorňují Bieringer et al. (2013) na nutnost provádět šetření i v delších vzdálenostech od okrajů. Při hodnocení bohatosti zastoupení bezobratlých v okrajích borového lesa a navazujících travních porostů ve východním Rakousku zjistili, že hodnoty celkové druhové bohatosti ukázaly bimodální model, s nárůstem směrem k okraji lesa a také do interiéru travních porostů.

Potenciál biodiverzity lesních okrajů zahrnuje také širokou oblast rostlinných společenstev. Například Kosic a Britvec (2014) se široce zabývali vegetací lesních okrajů a navazujících travních porostů v Chorvatsku. Ve studii porovnávali floristické složení těchto hraničních ekotonů u pastvin a luk. Na opuštěných pastvinách a loukách byla zaznamenána pokračující sukcese spojená i se šířením dřevinné vegetace z okrajů lesa. Také způsob obhospodařování travních porostů (sečení, pastvení různých druhů zvířat atd.) měl vliv na floristické složení sledovaných lokalit.

Druhovou bohatost stanovišť ve vztahu ke vzdálenosti od okraje lesních celků sledovali Hofmeister et al. (2013) ve středních Čechách. Celková druhová bohatost byla významně ovlivněna typem lesní vegetace, dostupností světla, pH půdy, sklonem terénu a vzdáleností od okraje lesa. Byla tak potvrzena dřívější zjištění s výjimkou vlivu vzdálenosti od okraje lesa, pro kterou byl nalezen kladný vztah druhové bohatosti na vzdálenost až 200 m směrem do nitra lesního porostu. Zastoupení rostlinných druhů s nízkou schopností kolonizace území se zvyšovalo od okraje lesa směrem do porostu, zatímco zastoupení druhů schopných rychle kolonizovat prostředí vykazovalo opačný trend.

Rostlinná společenstva v přirozených ekotonech mezi stepí a lesem analyzovali v Maďarsku Erdős et al. (2013). Bohatost rostlinných druhů byla vyšší v okrajích ve srovnání s interiéry travního nebo lesního porostu. Vzájemné pronikání druhů mezi travním a lesním ekosystémem bylo také potvrzeno výzkumy provedenými v Karpatech (Erdős et al. 2015).

Bohatost bylin a mechů byla zkoumána na porostních okrajích jehličnatých lesů a travních porostů jihozápadní Litvy (Marozas 2014). Bylo zjištěno, že zastoupení bylin a mechů v lese bylo nejvyšší na jeho okraji a klesalo směrem do porostu.

Největší snížení počtu druhů bylo v rozmezí do 5 m od okraje lesa. Také nejvyšší pokryvnost bylin a mechů byla zaznamenána na porostním okraji a směrem do porostu se snižovala.

Poznatky o vlivu porostního okraje na klimatické charakteristiky prostředí nejsou v současné době příliš široké. Důvodem je zejména velká rozmanitost porostních okrajů. Například Bragic et al. (2014) zjistili, že teplota půdy, půdní vlhkost a intenzita světla se významně nelišily mezi ekotony (porostním okrajem) a lesním interiérem. Okrajem tak byl vlastně zmírněn rozdíl mezi klimatickými charakteristikami louky a lesa. V Maďarsku analyzovali rostlinná společenstva v přirozených ekotonech mezi stepí a lesem Erdős et al. (2013). Bylo zjištěno, že intenzita osvětlení a teplota vzduchu byla větší v okraji než v interiéru lesa, ale nižší než v interiéru travního porostu. Naopak vlhkost půdy byla nižší v okraji než uvnitř lesa, ale byla vyšší než v travním porostu.

Okraje porostů mají tendenci být sušší a teplejší vzhledem k účinkům slunečního záření, větru a evapotranspirace a tyto přechody mohou pronikat stovky metrů do lesa (Crockatt, Bebber 2015). Je tak významně ovlivňován i cyklus uhlíku v ekosystému. To potvrzuje i Vajari (2015) zjištěním, že porostní okraje vzniklé v bukových porostech (kotlíky) mají jiné charakteristiky humusu (obsah N a C) ve srovnání se středem světliny.

Lesní porost v ekotonech les-louka může významně ovlivňovat charakteristiky travního porostu. Opad listů a jehličí většinou zasahuje i do travního porostu a dochází zde ke změnám v koloběhu živin. Jak potvrzují Loydi et al. (2014) na základě výzkumů provedených v Německu, tento efekt je ještě výraznější v případě upuštění od zemědělského hospodaření a následujícího postupného zarůstání louky dřevinnou vegetací. Přímou v okrajích nebo v jejich blízkosti tak akumulace opadu může vést k rychlým změnám původní vegetace, podmínek mikrostanoviště i obsahu půdních živin.

Široké lesní okraje se vyvíjejí spontánní sukcesí v místech, kde v okolí lesního porostu nacházíme sekundární bezlesí, v rámci něhož dochází ke spontánní sukcesi dřevin, které zpravidla vstupují individuálně do travního porostu, čímž se vytváří specifický charakter ekosystémů v rámci celé krajinné mozaiky (Matějka 2010).

7.3 Legislativní podmínky

Opatření spojená s péčí o porostní okraje nejsou v rozporu se současnou lesnickou legislativou. Tvorbu a péči o porostní okraje lze také zařadit do definic krajinných prvků, které mohou být považovány za plochy využívané v ekologickém zájmu ve smyslu Nařízení Evropského Parlamentu a Rady (EU) č. 1306/2013 o financování, řízení a sledování společné zemědělské politiky.

Určité problémy při péči o porostní okraje zejména v podmínkách kulturní krajiny ČR mohou vznikat v souvislosti s klasifikací pozemků v registru půdy. Často z hlediska biodiverzity vysoce cenné porostní okraje tvořené pásy bylinné a dřevinné vegetace vznikly spontánně na okrajích lesních a zemědělských pozemků. Ve většině případů tento okraj vznikl na pozemku zemědělském a ne na PUPFL. Okraje byly vlastníky a nájemci zemědělské půdy tolerovány až do doby nástupů plošných dotací na zemědělské obhospodařování. Oprávněnost příjmu dotace podle výměry zemědělského pozemku byla kontrolována i pomocí snímků dálkového průzkumu země a rozšířené porostní okraje směrem do zemědělské půdy byly z nároku na dotace vyjímány. Logickou reakcí vlastníků a nájemců zemědělské půdy byla totální likvidace porostního okraje až na katastrem vymezenou hranici (les/pole případně les/louka). To vedlo v mnoha případech k drastickému poklesu biodiverzity v kulturní krajině ČR (obr. 7.2).



Obr. 7.2: Ukázka ponechané keřové vegetace v okraji (vlevo) a její likvidace na hranici zemědělského pozemku (vpravo).

Tvorba kompletního porostního okraje (střechovitě od nízkých keřů až ke stromové vegetaci) pouze na lesním pozemku je také někdy problematická. Zejména u menších vlastníků lesa by tvorba několik desítek metrů širokého porostního okraje významně ovlivnila produkční plochu pozemku. Řešením by mohlo být společné uspořádání okraje mezi lesním a zemědělským pozemkem a to zejména v lokalitách chráněných území.

Je zde tedy potenciál pro úpravu předpisů (legislativních i dalších souvisejících) týkajících se těchto prvků v krajině tak, aby mohly plnit společností vyžadované funkce v krajině a přitom byly v souladu se zájmy vlastníků půdy.

7.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Doporučené postupy péče o porostní okraje by neměly být v konfliktu se zájmy vlastníků pozemků (zemědělských i lesních) na kterých vznikly nebo vznikají. Naopak společnost (státní správa) by měla mít k dispozici nástroje (např. daňové úlevy, dotace), které by stimulovaly vlastníky v tvorbě porostních okrajů a péči o ně.

Konkrétní doporučení musí vždy zohlednit rozmanitost prostředí porostních okrajů. Například Wiström a Nielsen (2016) analyzovali ve Švédsku celkem deset charakteristik prostředí, které ovlivňují druhové složení dřevin v porostních okrajích. V prvotní (sukcesní) fázi vzniku porostního okraje měly největší význam abiotické faktory prostředí (půdní typ, vlhkost půdy atd.). V další fázi již měly význam i biotické faktory reflektující strukturální aspekty místa (profil vzniklého porostního okraje, charakteristiky zápoje) a okolní krajiny. Autoři doporučují plánování pěstebních opatření v porostních okrajích podřídít nejen charakteristikám stanoviště (zásoba živin, ovlivnění vodou) ale také charakteristikám vzniklé vegetace a navazujících krajinných prvků.

Opatření k probíhající změně klimatu jsou v některých zemích zaměřena na nová zalesňování. To logicky přináší nárůst zastoupení ekotonů lesních okrajů. Například v severním Skotsku se tímto fenoménem zabývali Wilson et al. (2014) ve vztahu ke komunitám některých druhů ptáků a nová zjištění budou podkladem pro doporučení v rámci lesnického hospodaření tak, aby nedošlo k ohrožení výskytu sledovaných druhů ptáků v oblasti.

Šetrné hospodářské zásahy (například v okrajích nízkých lesů) nemusejí znamenat dlouhodobé změny v biodiverzitě a návrat k původnímu stavu může být poměrně rychlý (Wiström et al. 2015). I obhospodařované porostní okraje tak poskytují vysokou biodiverzitu a mají další společností očekávané funkce (mimo jiné estetické a rekreační atd.).

Také v případě používání různých zemědělských postupů dochází k vlivu na porostní okraje. Například Kosic a Britvec (2014) se široce zabývali vegetací lesních okrajů a navazujících travních porostů v Chorvatsku. Ve studii porovnávali floristické složení těchto hraničních ekotonů u pastvin a luk. Na opuštěných pastvinách a loukách byla zaznamenána pokračující sukcese spojená se šířením dřevinné vegetace z okrajů lesa. Také způsob obhospodařování travních porostů (sečení, pastvení různých druhů zvířat atd.) měl vliv na floristické složení sledovaných lokalit. Výsledky studie jsou podkladem pro úpravu hospodářských postupů na travních porostech tak, aby byla podporována diverzita rostlinných společenstev.

Na lesní okraje jsou soustředěny zvláště světlo milné druhy. Pro jejich udržení je potřebné udržování řídkého porostu na lesním okraji. Proto je někdy škodlivé vysoké zapojení křovin na okraji lesa. V takovém případě se doporučuje provést rozvolnění keřového porostu a udržení tohoto rozvolnění (vyřezání části křovin, pomístní kosení až do prostoru lesního lemu, umožnění pastvy zasahující lesní okraj a pod.). Příklad takového managementu je možno demonstrovat na části okraje lesa v PP Pouzdřanská step – Kolby.

Příkladem vlivu lesnického hospodaření (volbou dřevin) na porostní okraje může být studie zastoupení zemních pavouků a mravenců provedená v Maďarsku (Galle et al. 2014) v porostních okrajích mezi přirozenými topolovými porosty a Jehličnatými plantážemi. V okraji bylo pouze průměrné zastoupení pavouků, avšak mravenci byly v porostním okraji zastoupeny více než v porostech (topolových i jehličnatých). Lesnické hospodaření tedy mělo v uvedeném případě vliv na abundanci sledovaných druhů. Výsledky jednotlivých studií však nelze podle autorů generalizovat. Nadále je třeba diferencovat hodnocení jednotlivých typů porostních okrajů a nezaměřovat se pouze na některé zástupce flóry a fauny.

O správných postupech v porostních okrajích je obecně málo informací. V České republice prováděli šetření dendrometrických charakteristik stromů v okrajích a uvnitř porostů lužního lesa Šálek et al. (2013). Měření veličiny (výčetní základna, štíhlostní kvocient, délka a nasazení koruny atd.) byly ovlivněny okrajem lesa až do vzdálenosti 4 až 18 m (v průměru 8 m). Hustota přirozené obnovy byla konstantní prvních 15 m od okraje a potom klesala dál do interiéru porostu. Také pokryvnost keřů se postupně snižovala se zvyšující se vzdáleností od okraje lesa. Vzdálenost od okraje lesa měla významný negativní vliv na výčetní základnu a porostní zásobu, zatímco podíl přímých kmenů a štíhlostní kvocient byl ovlivněn pozitivně. Autoři proto navrhují vyjmout ca 8 m široký okraj lesa z intenzivního lesního hospodaření kvůli zhoršené kvalitě produkce a zaměřit se tak pouze na opatření podporující zvýšení biodiverzity, např. ponechání doupných stromů, tlejícího dřeva apod.

Z hlediska objemové produkce (akumulace biomasy, poutání uhlíku apod.) je významné zjištění, že stromová vegetace v okrajích (díky lepšímu přístupu ke světlu a vláze) vykazuje dynamičtější růst ve srovnání se stejně starými jedinci uvnitř porostu. Toto bylo potvrzeno například pro náhradní porosty modřínu opadavého v ČR (Novák, Slodičák 2006) nebo pro porosty modřínu *Larix sibirica* v ekotonech step/les v Mongolsku (Chenlemuge et al. 2015).

Postupy je tedy třeba vždy diferencovat podle konkrétních podmínek porostních okrajů a podle stanovených cílů vlastníků a zájmu společnosti. Obecně lze říci, že problematika stanovení postupů je v ČR v iniciační fázi a vykazuje široký potenciál pro jejich podrobnější definici a ověřování v praxi.

8 Péče o vnitrodruhovou diverzitu

8.1 Cíl opatření

Cílem opatření je zjistit potenciální problémy a na základě dostupných vědeckých poznatků stanovit péstebně-biologická opatření pro udržení, příp. i posílení vnitrodruhové diverzity na příkladu významné dřeviny vyšších horských poloh – smrku ztepilého.

8.2 Rozbor problematiky

Stabilizace lesních ekosystémů vyšších horských poloh je závislá zejména na stabilitě smrkových porostů, protože v těchto podmínkách má smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) nezastupitelnou (porostotvornou) roli. Pro udržení biodiverzity horských ekosystémů při přirozené a umělé obnově lesa je třeba věnovat mimořádnou pozornost vysoké genetické kvalitě této dřeviny.

Horské populace smrku ztepilého v polohách nad 1000 m n. m. (8. LVS a část 7. LVS) se v porovnání se smrkem z nižších poloh vyznačují větší variabilitou morfologických znaků osiva i semenáčků (Kotrla 1998), odlišným růstovým rytmem i intenzitou růstu (Lang 1989; Westin et al. 1999, 2000; Modrzyński, Eriksson 2002). Značné rozdíly ve velikosti semenáčků ze stejné úrovně nadmořské výšky byly pozorovány i při pěstování za řízených a konstantních podmínek v růstové komoře (Lang 1989). Příčinou, dle citovaných autorů, může být opylování nahých vajíčků pylem unášeným větrem z poloh s velmi širokým rozmezím nadmořských výšek. Důvodem je, že smrk v různých nadmořských výškách kvete v přibližně stejném časovém rozmezí. Následkem toho mohou být vysokohorské provenience smrku ztepilého opyleny pylem ze středních nadmořských výšek a naopak (Holzer 1985). Protože semenáčky, pocházející výlučně z opylení vysokohorských jedinců, jsou obecně menší, může vyřazování malých semenáčků při výškovém třídění ve školkách nebo nezhlednění tohoto faktu při přirozené obnově mít nepříznivý dopad na genetickou heterogenitu, neboť tak jsou ze souboru odstraňovány především genotypy nejlépe přizpůsobené drsným podmínkám extrémních mikrostanovišť. Nižší intenzitu růstu horských populací smrku v souvislosti s jejich zvýšenou adaptací k nepříznivým horským podmínkám popisují například Oleksyn et al. (1998), Bigras (2005) a další.

I když v horských podmínkách chráněných území probíhá obnova smrku především přirozenou cestou, je podle poznatků aplikovaného výzkumu ve vznikajících nárůstech v horských polohách ca 25–40 % jedinců s tzv. „klimaxovou strategií růstu“, kteří mají geneticky fixované dispozice odolávat klimaticky extrémnějším podmínkám horských poloh. V dlouhodobém procesu adaptace k nepříznivým podmínkám horského prostředí získávali tito jedinci vyšší odolnost na úkor intenzity růstu v juvenilním stadiu. Během 10–15 let věku však postupně zvyšují dynamiku růstu, vykazují dobrý zdravotní stav a postupně vytváří perspektivní a stabilní kosturu nových lesních porostů. Svou úlohu při obnově zde plní i jedinci s tzv. „pionýrskou strategií růstu“ (předpokládá se, že se jedná o jedince ze semen vzniklých sprášením fruktifikujících stromů pylem z nižších poloh). V juvenilním stadiu mají vyšší dynamiku růstu, ale vzhledem k nižší adaptabilitě k horským podmínkám a menší odolnosti vůči vnějšímu stresu postupně ztrácejí dominantní postavení a měli by vytvářet jen dočasnou „výplň“ porostů (Leugner et al. 2013, 2014).

V horských podmínkách je třeba počítat s tím, že vzhledem k možným rozsáhlým kalamitním epizodám se běžně stává, že na rozsáhlých kalamitních holinách není k dispozici dostatek geneticky kvalitního přirozeného zmlazení s dostatečným zastoupením jedinců s „klimaxovou strategií růstu“ a je tedy nutné využití umělé

obnovy (Leugner et al. 2014). Předpokladem stabilního lesního ekosystému uměle zakládaného v antropogenně narušených podmínkách je původní, geneticky vysoce kvalitní sadební materiál. Tato podmínka platí dvojnásob na lokalitách, kde kromě negativních vlivů lidské činnosti (imise, narušení půdního prostředí) spolupůsobí i extrémní klimatické podmínky. Takové prostředí se vyskytuje ve vyšších polohách většiny našich pohoří. V důsledku vysoké imisní zátěže působící v minulosti a dalších přirozených stresových faktorů horských lokalit (nízká teplota, krátké vegetační období, dlouho ležící sněhová pokrývka a fyziologické vysychání) vznikly na většině našich pohoří velké holiny, na kterých se vytvořily extrémní podmínky pro obnovu a růst lesa. Pro úspěšnou obnovu těchto stanovišť, dobrý zdravotní stav a stabilitu porostů zde vzniklých, je potřeba při zalesňování použít sadební materiál nejen s vysokou genetickou kvalitou, ale současně i se zvýšenou odolností vůči stresu prostředí (Leugner et al. 2013, 2014). Jedná se pravděpodobně o jedince, kteří jsou schopni přežít extrémní klimatické výkyvy, ke kterým může docházet jednou za několik desítek let (Lang 1989). Tento názor podporují i údaje některých autorů o tom, že výška nadzemních částí smrkových semenáčků klesá se stoupající nadmořskou výškou původu (Modrzyňski 1995). Při pěstování sadebního materiálu pro vyšší horské polohy je tedy nutné používat odlišná kritéria pro třídění semenáčků a sazenic, protože vyřazování menších, pomalu rostoucích jedinců, může být příčinou zúžení genetického spektra a odstranění právě těch rostlin, které jsou nejlépe přizpůsobeny růstu v extrémních horských podmínkách.

Specifické aspekty růstu semenáčků horských populací smrku ztepilého a optimalizace jejich pěstování v lesních školkách se již dlouhodobě výzkumně řeší i v podmínkách ČR (Jurásek, Martincová 1996, 2005; Leugner et al. 2013, 2014). Hypotézu o riziku, že při třídění sadebního materiálu lesních dřevin ve školkách mohou být do výmětu vyřazováni menší jedinci tvořící v přírodním lese zřejmě jeho „klimaxovou kostru“, potvrzují mnohé údaje z experimentů realizovaných v modelové horské oblasti Krkonoš (Jurásek et al. 2005, 2011; Ivanek et al. 2012; Leugner et al. 2009; Leugner, Krpeš 2013; Matějka et al. 2014). Hodnocení růstu sadebního materiálu smrku ztepilého různých velikostních kategorií ukázalo, že sazenice vypěstované z nejmenších semenáčků byly ve věku 4 let statisticky průkazně menší než sazenice vypěstované ze standardních semenáčků, měly poměrně vysoký relativní přírůstek, byly statné (síla krčku odpovídala požadavkům pro výsadbu) a výškou téměř splňovaly doporučené hodnoty pro výsadbu do horských poloh. Pokud je takový sadební materiál pěstován ještě o jeden rok déle, dosáhne takové velikosti, aby byl použitelný i pro extrémní stanoviště nebo pro vylepšování dříve založených kultur (sadebním materiálem vypěstovaným ze standardních semenáčků). Sazenice dopěstované z malých semenáčků, které ve školce rostly pomaleji a při běžném způsobu třídění by byly před školkováním vyřazovány, rostly po dopěstování a výsadbě na holinu velmi dobře a postupně snižovaly počáteční výškové rozdíly proti ve školce rychleji rostoucím sazenicím. Intenzivnější byl i jejich tloušťkový přírůstek. Výrazně lepší byl jejich zdravotní stav charakterizovaný olistěním a četností výskytu barevných anomálií (změn) u jehlic. Jedinci smrku z 8. LVS, pocházející z pomalu rostoucích semenáčků, také lépe

odolávají poškození biotickými a abiotickými vlivy. Naopak stromky vypěstované z rychleji rostoucích semenáčků jsou na extrémní horské lokalitě v podstatně větší míře poškozovány námrazou a sněhem. Z uvedeného vyplývá, že vyřazování těchto pomaleji rostoucích sazenic ve školkách znamená nebezpečí ochuzování genetického spektra o jedince dobře přizpůsobené extrémním podmínkám horských lokalit (Jurásek, Martinová 2001; Jurásek et al. 2007). Z části byl tento problém již v minulosti řešen praktickým výstupem výzkumu - specifickými požadavky na standardy kvality u horského smrku v platném znění ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin, kde je záměrně u smrku z 8. LVS umožněno využití sadebního materiálu ve větším rozpětí výšek nadzemních částí.

8.3 Legislativní podmínky

Problematika řešená v tomto tematickém bloku včetně připravovaného návrhu správné provozní praxe není v rozporu se současnou legislativou, jedná se zejména o:

Zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů;

Zákon č. 289/1995 Sb., o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon), ve znění pozdějších předpisů;

Zákon č. 149/2003 Sb., o uvádění do oběhu reprodukčního materiálu lesních dřevin lesnický významných druhů a umělých kříženců, určeného k obnově lesa a zalesňování, a o změně některých souvisejících zákonů (zákon o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin), ve znění pozdějších předpisů;

Vyhláška č. 139/2004 Sb. v platném znění, kterou se stanoví podrobnosti o přenosu semen a sazenic lesních dřevin, o evidenci, o původu reprodukčního materiálu a podrobnosti o obnově lesních porostů a o zalesňování pozemků prohlášených za pozemky určené k plnění funkcí lesa, ve znění pozdějších předpisů;

Vyhláška č. 29/2004 Sb., kterou se provádí zákon o obchodu s reprodukčním materiálem lesních dřevin, ve znění pozdějších předpisů. Pozn. v této vyhlášce byly výzkumem uplatněny specifické požadavky na kvalitu sadebního materiálu horského smrku pro obnovu lesa s odkazem na ČSN 48 2115 Sadební materiál lesních dřevin.

8.4 Popis postupu prací (správná provozní praxe)

Z poznatků uvedených v úvodu této kapitoly vyplývá, že k přirozené i umělé obnově lesa ve vyšších horských polohách (zhruba od 1000 m n. m., tj. 8. LVS a menší část 7. LVS) musí být využito celé genetické spektrum dílčích populací smrku. V rámci pěstebních opatření zpracovávaných v tomto projektu je preferována přirozená obnova smrku. Ve vznikajících nárostech smrku v horských polohách bývá obvykle k dispozici ca 25–40 % jedinců s tzv. „klimaxovou strategií růstu“, kteří mají geneticky fixované dispoziční schopnosti odolávat klimaticky extrémnějším podmínkám horských poloh. Proto je třeba mít i při přirozené obnově k dispozici dostatečný počet jedinců v prostorovém rozmístění tak, aby byla záruka, že stromky s „klimaxovou strategií“ růstu vytvoří stabilní kostru nově vznikajících porostů. Konkrétní

počty stromků se odvíjí od předpokládané potřeby plnění funkcí lesa dospívajícího a dospělého smrkového porostu. Z principu předběžné opatrnosti bychom měli kalkulovat, že za určitých povětrnostních a klimatických podmínek může být v nově vznikajícím nárůstu horského smrku „jen“ 25 % stromků s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“. Pokud je pro plnění požadovaných funkcí zapotřebí ca 300–400 stromů na hektar v dospělém porostu, je zapotřebí mít minimálně 1200–1600 ks/ha odrůstajících mladých stromků s plošným nebo alespoň skupinovitým plošným rozmístěním.

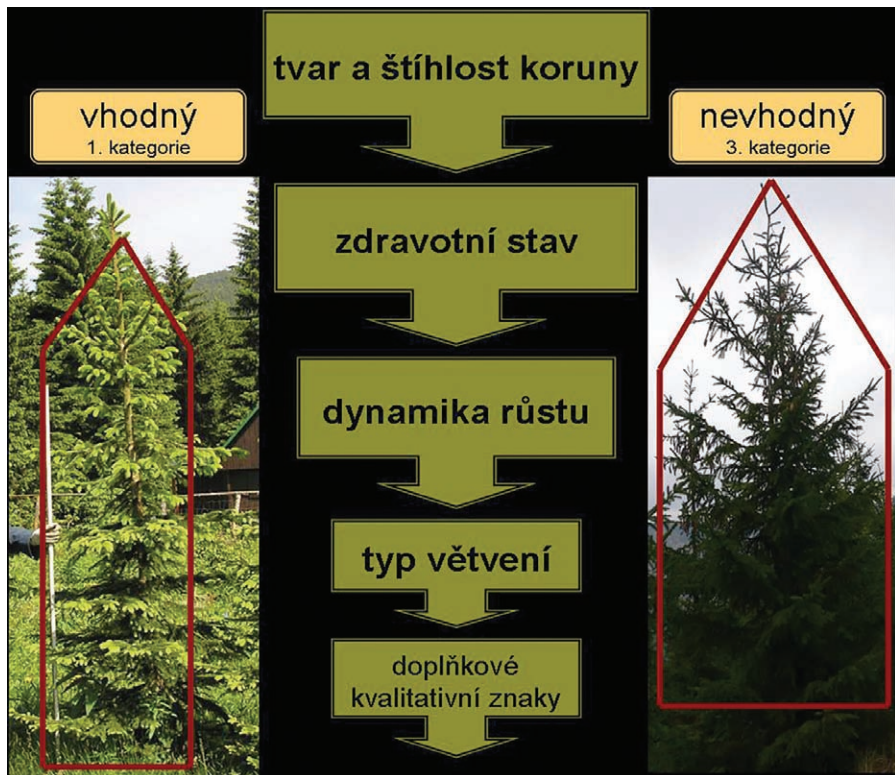
Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity horských smrkových porostů je nutné realizovat i v mladých lesních porostech, které byly založeny umělou obnovou na rozsáhlých imisních holinách vzniklých v 80. a 90. letech minulého století. Tehdy byly semenáčky smrku s pomalejším růstem ve školkách často vyřazovány do výmětu a v obnově lesa byli přednostně uplatňováni jedinci s intenzivnějším růstem. Vychází tedy závažná otázka, zdali tyto rozsáhlé plochy v horských imisních oblastech budou schopné dlouhodoběji odolávat extrémním horským podmínkám a dalším nově působícím stresovým faktorům. V rámci péstebních opatření je zde nutné zajistit, aby při výchovných zásazích byli vytipováni a podpořeni jedinci s „klimaxovou strategií růstu“, u nichž je předpoklad, že vytvoří stabilní a kvalitní dospělé porosty. Podpora jedinců s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“ je nutná i v mladých porostech horského smrku vzniklých přirozeným zmlazením, a zejména v porostech vzniklých s relativně nižším počtem jedinců. Pokud se v těchto porostech neuplatňuje bezzásahovost, je třeba při péstebních opatřeních spojených s nutnou redukcí počtů jedinců v mladých porostech do 20 let usměrnit postup prací tak, aby byli přednostně odstraňováni jedinci vykazující vnější morfologické znaky a typy poškození jedinců s „pionýrskou strategií růstu“.

V rámci uplatnění poznatků je proto potřeba posuzovat rozdíly v kvalitě a zdravotním stavu jedinců horského smrku s „klimaxovou a pionýrskou strategií růstu“ ve věkové fázi mlázin až tyčkovin a definovat růstové a morfologické parametry těchto stromů. Konečným cílem je usměrnění péstební péče v mladých porostech horského smrku s cílem udržení stability a biodiverzity (podpora jedinců s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“).

Pro přípravu péstebních zásahů je třeba především zjistit zdravotní stav a morfologické parametry stromů v porostu, ze kterých lze rámcově odvodit tři kvalitativní kategorie:

1. Stromy perspektivní, se zřetelnými znaky horského ekotypu smrku a s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“.
2. Stromy přechodové, s nevyhraněnými znaky a s relativně dobrou perspektivou dalšího růstu a vývoje.
3. Stromy neperspektivní, s výrazně zhoršeným zdravotním stavem a poškozením, nebo se zřejmými znaky „pionýrské strategie růstu“.

Na rozdíl od stromů v dospělých porostech, u kterých lze na základě morfologických znaků, typů větvení a habitu relativně snadno vylíšit horský ekotyp smrku, musí být výběr znaků v mladých porostech (věk kolem 20 roků) poněkud jiný. Na základě výzkumu a ověřování je možné stanovit následující schéma parametrů (obr. 8.1).



Obr. 8.1: Schéma postupu při hodnocení jednotlivých stromů při zařazování do jednotlivých kategorií

V rámci postupu při hodnocení se nejdříve posoudí první z uvedených ukazatelů - tvar a štíhlost koruny, kde se stromy předběžně zařadí do kvalitativních kategorií 1–3. Štíhlost koruny je nejvýznamnějším znakem, který lze v horských polohách použít (stromy s úzkými korunami jsou méně poškozovány). Posuzováním dalších kritérií se zařazení buď upřesňuje (potvrzuje) nebo se provádí korekce obvykle směrem k horší kategorii kvality stromu. Definitivní zařazení do „kategorie stromu“ vyžaduje souhrnné zhodnocení jednotlivých kvalitativních znaků. Detailní hodnocení stromů s menšími rozdíly s využitím doplňkových znaků (úhel nasazení větví, barva jehličí a kareční jevy) má význam při výběru konkrétních jedinců, kdy se musíme rozhodnout mezi relativně kvalitními stromy, které v rámci pěstebního zásahu odstraníme. Základním kritériem z hlediska možností daných



Obr. 8.2: Stromy se štíhlou korunou zařazované do kategorie 1 – stromy perspektivní

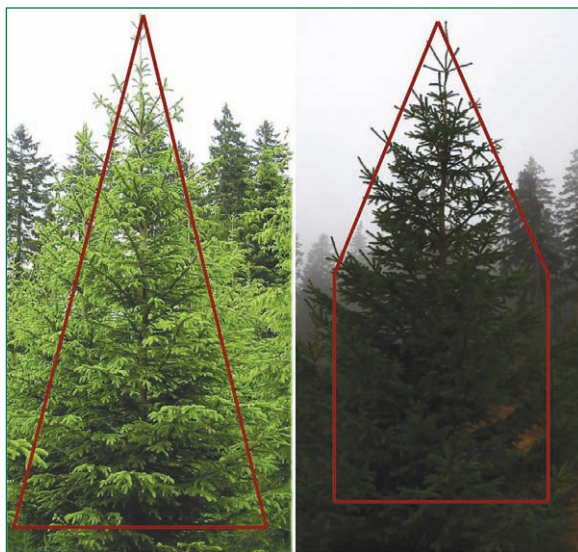
věkem stromů je tvar koruny, zejména pro zřetelnější vylíčení perspektivních stromů 1. kategorie a v kombinaci s hodnocením zdravotního stavu i kategorií dalších.

Pro reálnou představu jsou dále uváděny obrazové příklady jednotlivých typů korun, které jsou zařazeny do příslušných kategorií (obr. 8.2–8.4).

Do první kategorie (stromy perspektivní) se zřetelnými znaky horského ekotypu smrku a s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“ (úzká koruna, deskovitý typ větvení, výborný zdravotní stav).

Do přechodové kategorie jsou zařazovány stromy s trojúhelníkovým tvarem koruny a stromy se širším obdélníkovým tvarem koruny. Stromy s trojúhelníkovým tvarem jsou přechodné mezi kategorií 1 a 2, jejich konečné zařazení je závislé na dalších parametrech (zejména na zdravotním stavu).

Stromy nevhodné, které jsou již často poškozovány klimatickými vlivy, mají obvykle velmi širokou korunu už v horní polovině výšky stromu.



Obr. 8.3: Stromy se širší korunou zařazované do kategorie 2 – stromy přechodného charakteru

V rámci hodnocení zdravotního stavu se posuzuje olistění – tj. zdravotní stav asimilačního aparátu, poškození kmene a poškození větví. Tyto znaky jsou v porostu jasně zřetelné a umožňují přesné a rychlé zařazení stromů do 3. neperspektivní kategorie (při výskytu závažnějších poškození).

Důležitým parametrem pro hodnocení budoucí stability jednotlivých stromů je výskyt poškození kmene mladých jedinců. Přítomnost a četnost tohoto poškození je objektivním hlediskem pro posouzení adaptability konkrétních



Obr. 8.4: Stromy se širokou korunou zařazované do kategorie 3 – stromy nevhodné

jedinců k nepříznivým faktorům vyskytujícím se na daném stanovišti. Z pohledu dalšího vývoje porostu (kategorie 1) by se u perspektivních jedinců tyto vady neměly vyskytovat. Do kategorie nevhodných stromů se vždy zařazují jedinci s výskytem závažných poškození kmene. V terénu lze tato poškození jednoduše určit dle aktuálního výskytu - „čerstvé“ zlomy nebo závažné deformace. Starší poškození kmene se většinou projevuje často opakovaným výskytem náhradních výhonů.

Poškození větví může rovněž výrazně narušit stabilitu stromu. Prvním výrazným poškozením je tvorba zátrhů, které výrazně zasahují do kmene. Druhým typem silného poškození stromu je velký rozsah zlomů a zátrhů, při kterém vznikají jednostranně zavětvené koruny, jež mohou způsobit nestabilitu celého stromu.

Pro hodnocení je relativně dobře použitelné i vizuální posouzení typu větvení. Rozdíly v typu větvení se výrazněji projevují až ve věku nad 30 let. V mladších porostech horského smrku nejsou tyto parametry ještě ustálené a jednoznačné, takže toto hodnocení lze použít pouze jako orientační. Velká část z množiny hodnocených stromů obvykle náleží do přechodových typů větvení, ovšem při jasně zřetelném deskovitém nebo hřebenitém typu větvení v kombinaci s předchozími kritérii hodnocení lze upřesnit zařazení stromů do 1. perspektivní a 3. neperspektivní kategorie.

Hřebenitý typ větvení (chlumní ekotypy) je charakterizován postavením větví 1. řádu, které je vodorovné a větévky 2. řádu visí svíse dolů. U deskovitého typu (horské ekotypy) jsou větve 1. řádu šikmo dolů skloněné (ale se špicemi často vystoupavými), větvení 2. řádu je vodorovně rozložené (nevisící), což snižuje možnost poškození námrazou a mokrým sněhem.

Výzkumem bylo prokázáno, že horské populace smrku, které při hodnocení zařazujeme do 1. kategorie (stromy perspektivní), mají během prvních několika roků pěstování ve školce zpravidla nižší dynamiku růstu (patří do výškové nižšího spektra sazenic vypěstovaných v oddělech), ovšem již během 7–10 let po výsadbě na obnovované horské lokality se dynamikou výškového a tloušťkového přírůstu vyrovnají původně větším sazenicím a jejich příznivý vývoj dynamiky růstu pokračuje i v dalších letech. Je třeba zdůraznit, že se především jedná o vyrovnaný přírůst,

tj. vyvážený poměr mezi výškovým a tloušťkovým růstem s příznivým štíhlostním kvocientem.

Stromy s „klimaxovou strategií růstu“ se dynamickým růstem rychleji prosazují v konkurenčním prostředí ostatních stromů porostu na stanovištích s extrémními klimatickými a stanovištními podmínkami (např. vlivem vrcholového fenoménu), neboť jsou ve věku 20 let obvykle již v horní úrovni porostu. Na klimaticky a stanovištně příznivějších lokalitách se v tomto věku častěji nacházejí ve střední úrovni porostu, protože stromy s „pionýrskou strategií růstu“ si zde ještě udržují relativně vysoký výškový přírůst (obr. 8.5).

Klíčové pro další strategii péstebního postupu v mladých horských smrkových porostech je zajištění dostatečného zastoupení kvalitních stromů. Cílem prvního péstebního zásahu je potom zajistit vývoj porostu ve volném zápoji (udržení hluboce zavětvených korun), a tím zvýšit intenzitu rozvoje kořenových systémů a udržet příznivý štíhlostní kvocient, což významně zvyšuje stabilitu stromů proti abiotickému poškození. Přitom je vždy potřeba zohlednit nutnost specifického vyhledání, udržení a uvolnění stromů s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“ (kvalitativní kategorie 1). Věcný a časový postup péstebního zásahu je detailněji uveden v certifikované metodice (Jurásek et al. 2011).



Obr. 8.5: Ukázka dvou stromů s odlišným typem větvení (vlevo hřebenitý, vpravo deskovitý)

Vzhledem k reálnému nebezpečí vzniku velkých holin při větrných kalamitách a pro doplnění neúplné nebo nekvalitní přirozené obnovy bude nezbytné využít i obnovu umělou. Při pěstování sadebního materiálu horského smrku v lesních školkách je nutné respektovat geneticky podmíněnou variabilitu velikosti semen a semenáčků a péstební technologii zaměřit na dopěstování celé genetické struktury daného oddílu osiva. Pro tento účel je třeba systémově řešit pěstování sadebního materiálu horského smrku ve školce tak, aby byl účelný a opět v celém genetickém spektru použit na konkrétní obnovovaná horská stanoviště. V rámci tohoto systému pěstování předpokládáme využití výzkumem stanoveného postupu, s možností kombinace klasického pěstování semenáčků a sazenic generativním způsobem, se souběžně prováděným sériovým vegetativním množením (řízkováním). To umožní v případě potřeby zvýšení podílu jedinců s „klimaxovou strategií růstu“ v oddílech pěstovaného sadebního materiálu. Předpokládáme, že tento sadební materiál s vyšším podílem stromků s „klimaxovou

strategii růstu“ může být velmi efektivně využít nejen při doplňování a vylepšování umělé obnovy horského smrku na extrémních stanovištích. Pro uplatnění tohoto postupu je ovšem nezbytná dlouhodobější spolupráce odběratele sadebního materiálu s konkrétní lesní školkou, protože jen tak lze docílit efektivního propojení časové řady pěstování a postupného využití sadebního materiálu pro obnovu lesa. Pro doplnění přirozené obnovy smrku na daném horském stanovišti je žádoucí použít celé růstové spektrum pěstovaného oddílu sazenic, přičemž jedinci s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“ by měly tvořit plošnou kostru nově vznikajícího porostu. Alternativní postupy pěstování a použití sadebního materiálu smrku pro horské oblasti s důrazem na udržení nebo zvýšení podílu jedinců s „klimaxovou strategií růstu“ jsou uvedeny v certifikované metodice (Legner et al. 2014).

8.5 Závěry

Stabilizace lesních ekosystémů vyšších horských poloh (nad 1000 m n. m., tj. 8. LVS a část 7. LVS) je závislá zejména na stabilitě smrkových porostů, protože v těchto podmínkách má smrk ztepilý (*Picea abies* (L.) Karst.) nezastupitelnou porostotvornou roli. Horské populace smrku se v porovnání se smrkem z nižších poloh vyznačují větší růstovou variabilitou. Je to způsobeno tím, že vysokohorské proveniencce smrku ztepilého mohou být opyleny i pylem ze středních nadmořských výšek a naopak. Semenačky pocházející výlučně z opylení vysokohorských jedinců, jsou obecně menší, nižší intenzita jejich počátečního růstu je v souvislosti s jejich zvýšenou adaptací k nepříznivým horským podmínkám. Jsou částí populace s tzv. „klimaxovou strategií růstu“, která má geneticky fixované dispozice odolávat klimaticky extrémnějším podmínkám horských poloh. Ve vznikajících nárostech je pouze ca 25–40 % těchto jedinců. Během 10–15 let věku tyto stromky postupně zvyšují dynamiku růstu, vykazují dobrý zdravotní stav a postupně vytvářejí perspektivní a stabilní kostru nových lesních porostů.

Vzhledem k reálnému nebezpečí vzniku velkých holin při větrných kalamitách a pro doplnění neúplné nebo nekvalitní přirozené obnovy bude účelné využít mimo bezzásahové území a obnovu umělou. Při pěstování sadebního materiálu horského smrku v lesních školkách je nezbytné respektovat geneticky podmíněnou variabilitu velikosti semen a semenáčků a pěstební technologii zaměřit na dopěstování celého genetického spektra daného oddílu osiva. Na obnovované ploše by mělo být zastoupeno celé růstové spektrum oddílu sazenic, přičemž stromky s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“ musí tvořit prostorovou kostru výsadby.

Pěstební opatření pro zvýšení biodiverzity horských smrkových porostů je nutné realizovat i v mladých lesních porostech, které byly založeny umělou obnovou na rozsáhlých imisních holinách vzniklých v 80. a 90. letech minulého století. Tehdy byly ve školkách často semenáčky smrku s pomalejším růstem vyřazovány do výmětu a v obnově lesa byli přednostně uplatňováni jedinci s intenzivnějším

růstem. Při péstebních opatřeních je nutné vytipovat a podpořit stromy s předpokládanou „klimaxovou strategií růstu“. Pro tento účel je k dispozici certifikovaná metodika (Jurásek et al. 2011).

SUMMARY

Catalogue of Silviculture Measures to improve Forest Biodiversity in Protected Areas

Biodiversity is a commonly used term, which has not been, however, exactly defined yet. It is based partly on another term being used for much longer time, a diversity. For example, species diversity concept is an exactly measurable value within a biocoenosis (Magurran 2004). There are two components of this approach: (i) species richness and (ii) equitability. The former is a number of species within community while the latter expresses a share of particular species. To maintain biodiversity, species and/or whole communities are protected from extinction. From this point of view, red lists and red books comprising of many organisms are important. They are compiled to include either larger (for higher plants in the Czech Rep. see Grulich 2012) or smaller regions (for South Bohemia see Chán et al. 1999, for the Šumava Mts. see Procházka, Štech 2002, for the Jeseníky Mts. see Bureš 2013). Forests represent the largest climax ecosystem in the central Europe (Chytrý 2012). The nature conservation agencies are focused frequently on the forests from this reason. There are, however, no pristine forests nowadays. The protected forest areas have been changed and/or reshaped due to long-term human intervention, which is an issue the nature conservationists have to cope with.

The Catalogue of Silviculture Measures to improve Forest Biodiversity in Protected Areas (hereinafter referred as the Catalogue) adds more information to knowledge base of forest management in protected areas. Although relationships between biodiversity and forest management have been studied a lot (Forkner et al. 2006, Gram et al. 2003), there is a need to propose and use so-called “non-standard” silvicultural measures. Central-European forests of lower and middle altitudes have developed under thousand years lasting human interventions. The result is for instance light-demanding oak forests, which can be considered semi-natural ecosystems (see Chytrý 2012). This is also in accordance with archaeological findings such as distribution of prehistoric human settlements (Semotanová, Cajthaml et al. 2014) and potential vegetation map (Neuhäuslová et al. 1998). The forests were managed in such a way that relatively frequent removals of “fine” biomass contributed to existence of thin stands allowing penetration of solar radiation through broken canopy where spontaneous regeneration was common. At that time, wood was harvested using a selection cut (Dreslerová 2012). Contemporary Czech forestry has abandoned the old management approaches. We have full canopy forest stands disabling long-term or permanent life of the species that benefitted from almost forgotten management

systems. To maintain or restore the high level of biodiversity, the return to “the old-fashioned silviculture measures” is needed. Such measures aim to break the crown canopy (reduce stocking), which contributes to create conditions emulating ecotones, i. e. transition between forested and non-forested areas. It is known that ecotones are typical of increased biodiversity. For example birds use the opportunity to nest and forage there (Gram et al. 2003). As for middle and upper forested sites, there were almost no human interventions in prehistoric period. The important human impact and following change of tree species share and forest structure date back to Medieval Age. Leaving forests to their spontaneous development (Kindlmann et al. 2012) and near-natural management emulating the small-cycle development are considered specific measures at these sites. Protected forest including Natura 2000 sites can be managed specifically in order to achieve the objectives of protection. These specific approaches are usually a part of the Care Plans. The Catalogue describes eight measures that are potentially applicable for planning the care of forest ecosystems in order to improve their biodiversity. It is not, however, the complete list of all possible measures. There are: applicability of measures in terms of species, ecosystems and natural processes conservation including impact on forest production, methods to be used and feedback to the measure users to evaluate impact on biodiversity.

The Catalogue content is divided into three types of forest management:

a) No intervention management using spontaneous development

1. Leaving forest to spontaneous development

The aim of measure is a protection of natural processes in protected forested areas being less-affected by human interventions in order to support and maintain natural dynamics and structure of ecosystems, which is to keep site and forage conditions for species benefitting from the particular status of ecosystems.

b) Near-natural management aiming to convert structure of managed forests close to the demanded structure being considered a pristine one

2. Conversion into selection forest (or at least no clear-cutting system)

The aim of measure is a conversion of clear-cutting into selection cutting system using a set of long-term applied management procedures. The measure focuses on protection of plants and animals bound to a growing-up developmental stage of temperate forest.

c) Deliberate management supporting particular species or species communities being important from nature conservation point of view

3. Heavy thinning to keep a broken forest canopy

The aim of measure is to maintain and improve biological diversity using forestry procedures creating and keeping a permanently broken canopy. Forestry follows needs

of nature conservation though certain economic benefits are possible. The measure is a part of "old-fashioned", mostly forgotten silvicultural systems such as coppicing, forest pasture etc.

4. Coppice and Coppice with Standards systems

The aim of measure is to create a manifold mosaic of forest stands within relatively small area with changing ecological conditions, which is important for supporting many species with different demands. It focuses on light-demanding (intolerant) species particularly in lowlands and hilly areas. Simple coppicing can be combined with growing upper stratum of seed origin (standards).

5. Forest pasture

The aim of measure is to use an extensive pasture of domestic herbivores to increase and maintain biodiversity on forest and forest-steppe sites in protected areas.

6. Overaged trees and dead wood management

The aim of measure is leaving both lying and standing dead wood to be decomposed and inhabited spontaneously by saprophagous and the other organisms to improve forest biodiversity.

7. Care of forest fringes

The aim of measure is to maintain forest fringes to stabilize adjacent forest stands and to improve biodiversity in cultural landscape. In addition, it supports both aesthetic and recreation values of landscapes.

8. Intraspecies diversity care

The aim of measure is to reveal potential problems concerning intraspecies diversity on example of important tree species on upper mountain sites, the Norway spruce. The measure focuses on both silvicultural and biological approaches to maintain and improve the intraspecies diversity.

The Catalogue is based on several working procedures. The first one included an analysis of Protected Areas Care Plans. The analysis showed what measures were proposed or applied in the protected forests. Next procedures' effect on biodiversity were studied from available literature. The impacts of applied measures were evaluated in so-called demonstration sites, i. e. research plots, which were established in different parts within the Czech Republic (Matějka et al. 2016).

Literatura

- ALBRECHT, J., BERENS, D. G., BLÜTHGEN, N., JAROSZEWICZ, B., SELVA, N., FARWIG, N. (2013): Logging and forest edges reduce redundancy in plant-frugivore networks in an old-growth European forest. *Journal of Ecology*, 101 (4): 990–999.
- ANAND, M., LEITHEAD, M., SILVA, L. C. R., WAGNER, C., ASHIQ, M. W., CECILE, J., DROBYSHEV, I., BERGERON, Y., DAS, A., BULGER, C. (2013): The scientific value of the largest remaining old-growth red pine forests in North America. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1847–1861.
- ARAGÓN, G., ABUJA, L., BELINCHÓN, R., MARTÍNEZ, I. (2015): Edge type determines the intensity of forest edge effect on epiphytic communities. *European Journal of Forest Research*, 134 (3): 443–451.
- AUGUSTO, L., DUPOUEY, J. - L., RANGER, J. (2003): Effects of tree species on understory vegetation and environmental conditions in temperate forests. *Annals of Forest Science*, 60: 823–831.
- BEDNÁŘIK, J. (2014): Sekundární sukcese smrku ztepilého (*Picea abies* L./ Karst.) v oblasti Medvědí hory (I. zóna NP Šumava Modravské slatě) [online]. In: Information and data systems. IDS [cit. 2016–04–18]. Dostupné z: <http://www.infodatasy.cz/proj007/Bednarik2014.pdf>
- BERECZKI, K., HAJDU, K., BÁLDI, A. (2015): Effects of forest edge on pest control service provided by birds in fragmented temperate forests. *Acta Zoologica Academiae Scientiarum Hungaricae*, 61 (3): 289–304.
- BIERINGER, G., ZULKA, K. P., MILASOWSKY, N., SAUBERER, N. (2013): Edge effect of a pine plantation reduces dry grassland invertebrate species richness. *Biodiversity and Conservation*, 22 (10): 2269–2283.
- BIGRAS, F. J. (2005): Photosynthetic response of white spruce families to drought stress. *New Forest*, 29: 135–148.
- BOHÁČ, J., MATĚJKA, K. (2010): Sledování epigeických brouků na výškovém transektu na Plechém (Šumava) v roce 2009 [online]. In: Information and data systems. IDS [cit. 2016–04–18]. Dostupné z: http://www.infodatasy.cz/biodivkrstu/rep2009_Bohac.pdf
- BOHÁČ, J., MATĚJKA, K. (2011): Communities of epigeic beetles in the montane spruce forests of different decline stages in the Modrava area (Bohemian Forest) [online]. In: Information and data systems. IDS [cit. 2016–04–18]. Dostupné z: http://www.infodatasy.cz/biodivkrstu/rep2010_Bohac.pdf
- BOLTE, A., AMMER, CH., LÖF, M., MADSEN, P., NABUURS, G., SCHALL, P., SPATHELF, P., ROCK, J. (2009): Adaptive forest management in central Europe: Climate change impacts, strategies and integrative concept. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 24: 473–482.
- BRIGIĆ, A., STARČEVIĆ, M., HRAŠOVEC, B., ELEK, Z. (2014): Old forest edges may promote the distribution of forest species in carabid assemblages (Coleoptera: Carabidae) in Croatian forests. *European Journal of Entomology*, 111 (5): 715–725.
- BRUNET, J., FALKENGREN-GRERUP, U., TYLER, G. (1996): Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests-effects of management and soil acidity during one decade. *Forest Ecology and Management*, 88: 259–272.
- BUČEK, A. (2000): Krajina České republiky a pastva. *Veronica*, 14. zvl. vyd.: 1–7.
- BUREŠ, L. (2013): Chráněná a ohrožená rostliny Chráněné krajinné oblasti Jeseníky. Olomouc, Agentura Rubico. 314 s.
- Calla – stromy a hmyz. *Zákony* (2016) [online]. České Budějovice, Calla [cit. 2016–04–08]. Dostupné na: <http://www.calla.cz/stromyahmyz/zakony.php>

- CALSTER, H. V., ENDELS, P., ANTONIO, K., VERHEYEN, K., HERMY, M. (2008): Coppice management effects on experimentally established populations of three herbaceous layer woodland species. *Biological Conservation*, 141: 2641–2652.
- CARLETON, T. J., ARNUP, R. (1993): *Vegetation Ecology of eastern white pine and red pine forests in Ontario*. Sault Ste. Marie, Ontario Forest Research Institute. 92 s.
- COTILLAS, M., SABATÉ, S., GRACIA, C., MAESPELTA, J. (2009): Growth response of mixed mediterranean oak coppices to rainfall reduction. Could selective thinning have any influence on it? *Forest Ecology and Management*, 258: 1677–1683.
- CROCKATT, M. E., BEBBER, D. P. (2015): Edge effects on moisture reduce wood decomposition rate in a temperate forest. *Global Change Biology*, 21 (2): 698–707.
- ČÍZEK, L., KONVIČKA, M. (2006): Pastva a biodiverzita. In: Mládek et al. (eds.). *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby: 6.
- DOLEŽAL, B. (1948): *Základní pojmy v učení o kontrolních metodách*. Brno. 200 s.
- DOLEŽAL, B. (1956): *Priestorová úprava lesa*. Bratislava, Slov. vyd. poľnohosp. lit. 334 s.
- DOLEŽAL, B. (1964): *Časová úprava lesa*. Bratislava, Slov. vyd. poľnohosp. lit. 318 s.
- DRESLEŘOVÁ, D. (2012): Les v pravěké krajině II. *Archeologické rozhledy*, 64: 199–236.
- DUPONT, S., PIVATO, D., BRUNET, Y. (2015): Wind damage propagation in forests. *Agricultural and Forest Meteorology*, 214–215: 243–251.
- DURAK, T., DURAK, R., WĘGRZYN, E., LENIOWSKI, K. (2015): The impact of changes in species richness and species replacement on patterns of taxonomic homogenization in the Carpathian forest ecosystems. *Forests*, 6: 4391–4402.
- DUŠEK, D., SLODIČÁK, M., NOVÁK, J. (2009): Výchova smrkových porostů a tvorba horizontů nadložního humusu – experiment Vrchmezí v Orlických horách. *Zprávy lesnického výzkumu*, 54 (4), 293–299.
- ERDŐS, L., GALLÉ, R., KÖRMÖCZI, L., BÁTORI, Z. (2013): Species composition and diversity of natural forest edges: Edge responses and local edge species. *Community Ecology*, 14 (1): 48–58.
- ERDŐS, L., TÖLGYESI, C., KÖRMÖCZI, L., BÁTORI, Z. (2015): The importance of forest patches in supporting steppe-species: A case study from the Carpathian Basin. *Polish Journal of Ecology*, 63: 213–222.
- FANTA, J. (2009): Využití sukcesních procesů v managementu lesů. In: Fanta J., Křenová Z. (eds.), *Management lesů v českých národních parcích*. Vimperk, Správa NP a CHKO Šumava: 62–69.
- FANTA, J. (2013): Forests in the Krkonoše/Karkonosze National Parks: their restoration, protection and management in the context of changes ongoing in the Central-European forestry. *Opera Corconica*, 50 (Suppl.): 23–38.
- FISCHER, C., SCHLINKERT, H., LUDWIG, M., HOLZSCHUH, A., GALLÉ, R., TSCHARNTKE, T., BATÁRY, P. (2013): The impact of hedge-forest connectivity and microhabitat conditions on spider and carabid beetle assemblages in agricultural landscapes. *Journal of Insect Conservation*, 17 (5): 1027–1038.
- FONDERFLICK, J., BESNARD, A., MARTIN, J. - L. (2013): Species traits and the response of open-habitat species to forest edge in landscape mosaics. *Oikos*, 122 (1): 42–51.
- FORKNER, R. E., MARQUIS, R. J., LILL, J. T., AND LE CORFF, J. (2006): Impacts of alternative timber harvest practices on leaf-chewing herbivores of oak. *Conservation Biology*, 20: 429–440.
- GALLÉ, R., KANIZSAI, O., ÁCS, V., MOLNÁR, B. (2014): Functioning of ecotones. Spiders and ants of edges

-
- between native and non-native forest plantations. *Polish Journal of Ecology*, 62 (4): 815–820.
- GAUBLomme, E., EGGERMONT, H., HENDRICKX, F. (2014): Local extinction processes rather than edge effects affect ground beetle assemblages from fragmented and urbanised old beech forests. *Insect Conservation and Diversity*, 7 (1): 82–90.
- GRAM, W. K., PORNELUZI, P. A., CLAWSON, R. L., FAABORG, J., AND RICHTER, S. C. (2003): Effects of experimental forest management on density and nesting success of bird species in Missouri Ozark Forests. *Conservation Biology*, 17: 1324–1337.
- GRULICH, V. (2012): Red List of vascular plants of the Czech Republic: 3rd edition. *Preslia*, 84: 631–645.
- HANSEN A. J., diCASTRI F., RISSER P. G. (1988): A new SCOPE project. Ecotones in a changing environment: the theory and management of landscape boundaries. In: diCastrì F., Hansen A.J., Holland M.M. (eds.). A new look at ecotones: emerging international projects on landscape boundaries. *International Union of Biological Sciences*: 137–163.
- HARMON, M. E. ET AL. (1986): Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 15: 133–302.
- HARMON, M. E., FRANKLIN, J. F. (1989): Tree seedlings on logs in *Picea-Tsuga* forests of Oregon and Washington. *Ecology*, 70 (1): 48–59.
- HARPER, K. A., MACDONALD, S. E., MAYERHOFER, M. S., BISWAS, S. R., ESSEEN, P. - A., HYLANDER, K., STEWART, K. J., MALLIK, A. U., DRAPEAU, P., JONSSON, B. - G., LESIEUR, D., KOUKI, J., BERGERON, Y. (2015): Edge influence on vegetation at natural and anthropogenic edges of boreal forests in Canada and Fennoscandia. *Journal of Ecology*, 103 (3): 550–562.
- HAYES, J. P., WEIKEL, J. M., HUSO, M. M. P. (2003): Response of birds to thinning young douglas-fir forests. *Ecological Applications*, 13 (5): 1222–1232.
- HÉDL, R., SZABÓ, P., RIEDL, V., KOPECKÝ, M. (2011A): Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa*, (2): 61–63.
- HÉDL, R., SZABÓ, P., RIEDL, V., KOPECKÝ, M. (2011B): Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě II. Lesy jako ekosystém. *Živa*, (3): 108–110.
- HÉDL R., ŠIPOS J., CHUDOMELOVÁ M., UTINEK D. (in press): Dynamics of herbaceous vegetation during four years of experimental coppice introduction. *Folia Geobotanica*.
- HEILMANN-CLAUSEN, J., CHRISTENSEN, M. (2003): Fungal diversity on decaying beech logs – implications for sustainable forestry. *Biodiversity and Conservation*, 12: 953–973.
- HEIM, O., TREITLER, J. T., TSCHAPKA, M., KNÖRNSCHILD, M., JUNG, K. (2015): The importance of landscape elements for bat activity and species richness in agricultural areas. *PLoS ONE*, 10 (7), art. no. e0134443.
- HEINRICH, S., SCHMIDT, W. (2009): Short-term effects of selection and clear cutting on the shrub and herb layer vegetation during the conversion of even-aged Norway spruce stands into mixed stands. *Forest Ecology and Management*, 258 (5): 667–678.
- HEJCMAN, M., PAVLŮ, V. (2006): Historie pastevního obhospodařování. In: Mládek et al. (eds.). *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby: 7–9.
- HOFMEISTER, J. (2014): Bezzásahový režim v lesích kulturní krajiny střední Evropy. *Ochrana přírody*, (2): 14–16.
- HOFMEISTER, J., HOŠEK, J., BRABEC, M., HÉDL, R., MODRÝ, M. (2013): Strong influence of long-distance edge effect on herb-layer vegetation in forest fragments in an agricultural landscape. *Perspectives in*

- Plant Ecology, Evolution and Systematics, 15 (6): 293–303.
- HOLZER, K. (1985): Die Bedeutung der Genetik für den Hochlagenwaldbau. In: Establishment and tending of subalpine forest. Proceedings. 3rd. IUFRO Workshop P. 1. 07-00, 1984. Birmensdorf, Eidgenössische Anstalt für das forstliche Versuchswesen: 225–232.
- HORÁK, J., ADAMOŤOVÁ, J., BOUKAL, M., ČIŽKOVÁ, D., KOŠTÁLOVÁ, V., LEMBERK, V., LEMBERKOVÁ, M., MERTLIK, J., PITUCHOVÁ, L., PŘÍHODA, J., ŘEHOUNEK, J., SIGL, T., VRÁNA, V., ŽALOUKOVÁ, R.. (2007): Proč je důležité mrtvé dřevo? Pardubice, Pardubický kraj. 20 s.
- HORÁK, J., PAVLIČEK, J. (2013): Tree level indicators of species composition of saproxylic beetles in old-growth mountainous spruce-beech forest through variation partitioning. Journal of Insect Conservation, 17: 1003–1009.
- CHÁN, V. [ED.] (1999): Komentovaný červený seznam květeny jižní části Čech. Příroda, 16: 1–284.
- CHENLEMUGE, T., DULAMSUREN, C., HERTEL, D., SCHULDIT, B., LEUSCHNER, C., HAUCK, M. (2015): Hydraulic properties and fine root mass of *Larix sibirica* along forests edge-interior gradients. Acta Oecologica, 63: 28–35.
- CHROUST, L. (1991): Ekologické aspekty porostní výchovy mladých smrkových porostů v imisních podmínkách. Lesnictví, 37, 193–212.
- CHROUST, L. (1997): Ekologie výchovy lesních porostů. Opočno, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 277 s.
- CHYTRÝ, M. (2012): Vegetation of the Czech Republic: diversity, ecology, history and dynamics. Preslia, 84: 427–504.
- IVANEK, O., LEUGNER, J., JURÁSEK, A. (2012): Vliv specifického třídění semenáčků smrku na růst a genetickou diverzitu výsadeb v extrémních horských podmínkách. Zprávy lesnického výzkumu, 57 (2): 144–150.
- JAARSVELD, VAN A. S., FREITAG, S., CHOWN, S. L., MULLER, C., KOCH, S., HULL, H., BELLAMY, C., KRUGER, M., ENDRODY-YOUNGA, S., MANSELL, M. W., SCHOLTZ, C. (1998): Biodiversity assessment and conservation strategies. Science, 279 (5359): 2106–2108.
- JANÍK, D., ŠAMONIL, P., VRŠKA, T., ADAM, D., UNAR, P., HORT, L., KRÁL, K. (2008): Doutnáč – monitoring lokality ponechané samovolnému vývoji. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce. 60 s. Folia Forestalia Bohemica, Vol. 9.
- JANKOVSKÝ, L., TOMŠOVSKÝ, M., BERÁNEK, J., LIČKA, D. (2006): Analýza postupů ponechávání dřeva k zetlení z hlediska vlivu na biologickou rozmanitost. Studie MŽP ČR. Brno, 102 s.
- JENKINS, M. A., WEBSTER, CH. R., PARKER, G. R., SPETH, M. A. (2004): Forest Science, 50, 6: 781–792.
- JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J. (1996): Problematika aklimatizace a specifického růstu sadebního materiálu horského smrku. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Sborník příspěvků z mezinárodní konference ... Opočno, 15.–17. 4. 1996. Sest. S. Vacek. Opočno, VÚLHM – Výzkumná stanice: 133–141.
- JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J. (2001): Vliv místa školky, způsobů pěstování a třídění na růst sazenic horského smrku po výsadbě na holiny. In: Opera Corcontica. 37. Vol. 2. Geoekologické problémy Krkonoš. Sborník příspěvků z mezinárodní konference ... Svoboda nad Úpou, 19.–21. září 2000. Vrchlabí, Správa Krkonošského národního parku: 608–615.
- JURÁSEK, A., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J. (2005): Nové poznatky v technologii vegetativního množení smrku řízkováním. Poster. In: Aktuálně problémy lesného škôlkarstva a semenárstva 2005. [elektronický

-
- zdroj]. Zborník referátov z medzinárodného seminára 2.–3. marca 2005 v Liptovskom Hrádku. Ed. M. Sarvaš, M. Sušková. Zvolen, Lesnícky výskumný ústav: 97.
- JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J. (2005): Specifika pěstování sadebního materiálu smrku ztepilého původem z horských poloh. Zprávy lesnického výzkumu, 50 (1): 18–23.
- JURÁSEK, A., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J. (2007): Specifika pěstování a využití sadebního materiálu smrku ztepilého (*Picea abies* (L.) KARST.) pro horské oblasti. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 27 s. Lesnický průvodce 2/2007.
- JURÁSEK, A., LEUGNER, J., MARTINCOVÁ, J. (2011): Pěstební péče v mladých porostech smrku vyšších horských poloh. Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. 32 s. Lesnický průvodce 3/2011.
- KADAVÝ, J., KNEIF, M., SERVUS, M., KNOTT, R., HURT, V., FLORA, M. (2011): Nízký a střední les - plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků – obecná východiska. Lesnická práce, Kostelet nad Černými lesy. 296 s.
- KILIANOVÁ, H., PECHANEC, V., LACINA, J., HALAS, P. A KOL. (2009): Ekotony v současné krajině. Olomouc, Vydavatelství UP. 168 s.
- KINDLMANN, P., MATĚJKA, K., DOLEŽAL, P. (2012): Lesy Šumavy, lýkožrout a ochrana přírody. Karolinum, Praha. 326 s.
- KJUČUKOV, P., BAČE, R., SVOBODA, M. (2015): Staré stromy a tlející dřevo, pilíř trvalé udržitelnosti lesa. Lesnická práce, 94 (8): 20–22.
- KONIAS, H. (1954): Prozatímní směrnice pro provádění přeměn čistých porostů na smíšené a převodů pasečných tvarů lesa na výběrné. Směrnice navrhl Hugo Konias, rozčleňování horských porostů navrhl Josef Burgan. Opočno, VÚLHM – VS. 17 s. Rozmn.
- KONVIČKA, M., ČÍŽEK, L., BENEŠ, J. (2004): Ohrožený hmyz nížinných lesů: ochrana a management. Olomouc, Sagittaria. 38 s.
- KOSIĆ, I. V., BRITVEC, M. (2014): Florističke i vegetacijske značajke šumskih rubova i travnjaka čičarije (Hrvatska). Šumarski List, 138 (3–4): 167–184.
- KOŠULIĆ, M. ST. (2010): Cesta k přírodě blízkému hospodářskému lesu. Brno, FSC ČR. 449 s.
- KOTRLA, P. (1998): Uchování a reprodukce genofondu původních populací smrku 8. lesního vegetačního stupně v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku. [Disertační práce]. Brno, MZLU v Brně. 139 s.
- KRÁL, E. (2006): Okraje lesních porostů. Praha, Ministerstvo zemědělství ČR. 28 s.
- KREJZAR, T. ET AL. (2008): Národní lesnický program pro období do roku 2013. Brandýs nad Labem; Praha, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů. 20 s.
- KYNAŠT, R. (2009): The creation of selection forest using initial femel cut (essay). Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen, 160 (6): 137–143.
- LANG, H. P. (1989): Risks arising from the reduction of the genetic variability of some Alpine Norway spruce provenances by size grading. Forestry, 62 (Suppl.): 49–52.
- LEHTILÄ, K., SYRJANEN, K., LEIMU, R., GARCIA, M. B., AND EHRLÉN, J. (2006): Habitat change and demography of *Primula veris*: Identification of management targets. Conservation Biology, 20: 833–843.
- LEPŠOVÁ A. (2016): Vliv pěstebních opatření na strukturu společenstev makromycetů na vybraných výzkumných plochách lesů [online]. In Information and data systems. IDS [cit. 2016–04–08] Dostupné z: http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/BiodivLes_Lepsova2015.pdf.

- LESLIE, T. W., BIDDINGER, D. J., ROHR, J. R., HULTING, A. G., MORTENSEN, D. A., FLEISCHER, S. J. (2014): Examining shifts in carabidae assemblages across a forest - Agriculture ecotone. *Environmental Entomology*, 43 (1): 18–28.
- LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J. (2009): Comparison of morphological and physiological parameters of the planting material of Norway spruce (*Picea abies* [L.] Karst.) from intensive nursery technologies with current bareroot plants. *Journal of Forest Science*, 55 (11): 511–517.
- LEUGNER, J., JURÁSEK, A. (2013): Zásady pro první výchovný zásah v mladých porostech smrku v horských polohách. In: *Lesné semenárstvo, škôľkarstvo a umelá obnova lesa 2013 [elektronický zdroj]. Zborník príspevkov.* Ed. M. Sušková. Snina, Združenie lesných škôľkarov Slovenskej republiky: 7 s.
- LEUGNER, J., KRPEŠ, V. (2013): Analýza vodivých pletiv v jehličích horského smrku s rúznou rústovou stratégií. In: *Pěstování lesů ve střední Evropě. 14. mezinárodní symposium věnované diskuzi otázek pěstování lesů. Kostelec nad Černými lesy 2.–3. 7. 2013.* Ed. M. Baláš et al. Praha, Česká zemědělská univerzita v Praze: 127–135. *Proceedings of Central European silviculture.*
- LEUGNER, J., JURÁSEK, A., MARTINCOVÁ, J. (2014): Alternativní postupy pěstování a použití sadebního materiálu smrku pro horské oblasti s akcentem na udržení nebo zvýšení podílu jedinců s klimaxovou strategií růstu. *Certifikovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.* 31 s. *Lesnický průvodce 5/2014.*
- LÖHMUS, A., KRAUT, A., ROSENVALD, R. (2013): Dead wood in clearcuts of semi-natural forests in Estonia: sitetype variation, degradation, and the influences of tree retention and slash harvest. *European Journal of Forest Research*, 132: 335–349.
- LOYDI, A., LOHSE, K., OTTE, A., DONATH, T. W., ECKSTEIN, R. L. (2014): Distribution and effects of tree leaf litter on vegetation composition and biomass in a forest-grassland ecotone. *Journal of Plant Ecology*, 7 (3): 264–275.
- MAGURRAN, A. E. (2004): *Measuring biological diversity.* Malden/Oxford/Carleton, Blackwell Publishing. 256 s.
- MALLIK, A. U., HASSAIN, M. K., LAMB, E. G. (2008): Species and spacing effects of northern conifers on forest productivity and soil chemistry in a 50-year-old common garden experiment. *Journal of Forestry*, 106 (2): 83–90.
- MAROZAS, V. (2014): Effect of the coniferous forests–grassland edge on ground vegetation in the mixed European forest zone, Lithuania. *Dendrobiology*, 71: 15–22.
- MASON, W. L. (2004): Multiple-use forestry in Temperate Plantation Forestry. In: *Encyclopedia of Forest Sciences.* Vol. 2 (Burley J. et al., eds.). Elsevier, Oxford: 859–865.
- MATĚJKA, K., STARÝ, J. (2009): Differences in top-soil features between beech-mixture and Norway spruce forests of the Šumava Mts. *Journal of Forest Science*, 55 (12): 540–555.
- MATĚJKA K. (2010): Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě - zpráva spolucelestele za rok 2009 [online]. In: *Information and data systems. IDS* [cit. 2016–04–08]. Dostupné z: <http://www.infodatasys.cz/biodivkrku/IDSreport2009.pdf>
- MATĚJKA K. (2014): Lesní vegetační stupně s převahou smrku v ČR [online]. In: *Information and data systems. IDS* [cit. 2016–04–18]. Dostupné z:- URL: http://www.infodatasys.cz/public/Lesnik21_2014km.pdf
- MATĚJKA, K., LEUGNER, J., KRPEŠ, V. (2014): Phenotype features in juvenile populations of *Picea abies* and their growth. *Journal of Forest Science*, 60 (3): 96–108.
- MATĚJKA, K., STARÝ, J., BOHÁČ, J., LEPŠOVÁ, A. (2016): Ukázkové a výzkumné plochy pro sledování vlivu ma-

-
- nagementu v lesích chráněných území [online]. In: Information and data systems. IDS [cit. 2016–04–08]. Dostupné z: <http://www.infodatasys.cz/BiodivLes/Demoobjects.pdf>
- MERCKX, T., FEBER, R. E., HOARE, D. J., PARSONS, M. S., KELLY, C. J., BOURN, N. A. D., MACDONALD, D. W. (2012): Conserving threatened Lepidoptera: Towards an effective woodland management policy in landscapes under intense human land-use. *Biological Conservation*, 149: 32–39.
- MÍCHAL, I. (1999): Přírodní les a jeho dynamika. In: Míchal I., Petříček V. et al., *Péče o chráněná území. II. Lesní společenstva*. Praha, AOPK: 10–87.
- MLÁDEK, J., PAVLŮ, V., HEJCMAN, M., GAISLER, J. (EDS.) (2006): *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. Praha, Výzkumný ústav rostlinné výroby. 104 s.
- MODRZYŃSKI, J., ERIKSSON, G. (2002): Response of *Picea abies* populations from elevational transects in the Polish Sudety and Carpathian mountains to simulated drought stress. *Forest Ecology and Management*, 165: 105–116.
- MOUCHA, P. (2003): Ponechání vybraných částí lesů ve zvláště chráněných územích bez zásahu. In: Švihla V. (ed.). *Problematika ponechání vybraných lokalit lesů samovolnému vývoji. Sborník ze semináře konaného v areálu Vyšší odborné školy pedagogické ve Svatém Janu pod Skalou dne 27. 2. 2003*. Karlštejn, Správa CHKO ČR: 7–9.
- MÜLLER, J., BUSSLER, H., GOSSNER, M., RETTELBACH, T., DUELLI, P. (2008): The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation*, 17: 2979–3001.
- MÜLLEROVÁ, J., HÉDL, R., SZABÓ, P. (2015): Coppice abandonment and its implication for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343: 88–100.
- NEGRO, M., LA ROCCA, C., RONZANI, S., ROLANDO, A., PALESTRINI, C. (2013): Management tradeoff between endangered species and biodiversity conservation: The case of *Carabus olympiae* (Coleoptera: Carabidae) and carabid diversity in north-western Italian Alps. *Biological Conservation*, 157: 255–265.
- NEUHÄUSLOVÁ, Z., BLAŽKOVÁ, D., GRULICH, V., HUSOVÁ, M., CHYTRÝ, M., JENÍK, J., JIRÁSEK, J., KOLBEK, J., KROPÁČ, Z., LOŽEK, V., MORAVEC, J., PRACH, K., RYBNÍČEK, K., RYBNÍČKOVÁ, E., SÁDLO, J. (1998): *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky*. Praha, Academia. 341 s.
- NORMANN, C., TSCHARNTKE, T., SCHERBER, C. (2016): Interacting effects of forest stratum, edge and tree diversity on beetles. *Forest Ecology and Management*, 361: 421–431.
- NOVÁK, J., SLODIČÁK, M. (2004): Structure and accumulation of litterfall under Norway spruce stands in connection with thinning. *Journal of Forest Science*, 50: 101–108.
- NOVÁK, J., SLODIČÁK, M. (2006): Development of young substitute larch (*Larix decidua* Mill.) stands after first thinning. *Journal of Forest Science*, 52, (4): 147–157.
- OLESYN, J., MODRZYŃSKI, J., TJOELKER, M. G., ZYTKOWIAK, R., REICH, P. B., KAROLEWSKI, P. (1998): Growth physiology of *Picea abies* populations from elevational transects: common garden evidence for altitudinal ecotypes and cold adaptation. *Functional Ecology*, 12: 573–590.
- QUIN, A., CABANETTES, A., ANDRIEU, E., DECONCHAT, M., ROUME, A., VIGAN, M., LARRIEU, L. (2015): Comparison of tree microhabitat abundance and diversity in the edges and interior of small temperate woodlands. *Forest Ecology and Management*, 340: 31–39.
- PERRY, D. A., OREN, R., HART, S. C. (2008): *Forest Ecosystems - 2nd edition*. Baltimore, The Johns Hopkins University Press. 606 s.
- PODRAŽSKÝ, V. (2006): Effect of thinning on the formation of humus forms on the afforested agricultural

- lands. *Scientia Agriculturae Bohemica*, 37: 157–163.
- PODRÁZSKÝ, V., NOVÁK, J., MOSER, W. K. (2005): Vliv výchovných zásahů na množství a charakter nadložního humusu v horském smrkovém porostu. *Zprávy lesnického výzkumu*, 50 (4): 9–12.
- PRESCOTT, C., TAYLOR, B. R., PARSON, W. F. J., DURALL, D. M., PARKINSON, D. (1993): Nutrient release from decomposing litter in Rocky Mountain coniferous forests: influence of nutrient availability. *Canadian Journal of Forest Research*, 23: 1576–1586.
- PROCHÁZKA, F., ŠTECH, M. (2002): Komentovaný černý a červený seznam cévnatých rostlin české Šumavy. Vimperk, Správa NP a CHKO Šumava. 140 s.
- RANIUS, T., ROBERGE, J. - M. (2011): Effects of intensified forestry on the landscape-scale extinction risk of dead wood dependent species. *Biodiversity Conservation*, 20: 2867–2882.
- SAMUELSSON, J., GUSTAFSSON, L., INGELOF, T. (1994): Dying and dead trees: a review of their importance for biodiversity. Swedish Threatened Species Unit, Uppsala. 109 s.
- SANIGA, M. (1991): Rekonštrukcie lesov (premeny, prevody, prebudovy). In: Korpel, Š. et al. *Pestovanie lesa*. Bratislava, *Príroda*: 377–399.
- SANIGA, M. (2010): *Pestovanie lesa*. Zvolen, Technická univerzita. 327 s.
- SEMOTANOVÁ, E., CAJTHAML, J. ET AL. (2014): *Akademický atlas českých dějin*. Praha, Academia. 559 s.
- SCHNITZLER, A., GÉNOT, J. - C., WINTZ, M., HALE, B. W. (2008): Naturalness and conservation in France. *Journal of Agricultural and Environmental Ethics*, 21: 423–436.
- SCHÜTZ, J. P. (1999A): Die Plenterung und ihre unterschiedlichen Formen. Skript zu Vorlesung Waldbau II und Waldbau IV. (Deutsche Übersetzung von Th. Fillbrandt). Zürich, ETH-Zentrum. 126 s.
- SCHÜTZ, J. P. (1999B): Praktische Bedeutung der Überführung für die Umsetzung der Plenteridee. *Forst und Holz*, 54 (4): 104–108.
- SCHÜTZ, J. P. (2001): *Der Plenterwald und weitere Formen strukturierter und gemischter Wälder*. Berlin, Parey. 207 s.
- SCHWARZ O., VACEK S., KUŠ J., MATĚJKA K. (2007): Vyhodnocení podílu odumřelého dřeva v lesních porostech bilaterální Biosférické rezervace Krkonoše/Karkonosze. *Opera Corcontica*, 44: 415–421.
- SIITONEN, P., LEHTINEN, A., AND SIITONEN, M. (2005): Effects of forest edges on the distribution, abundance, and regional persistence of wood-rotting fungi. *Conservation Biology*, 19: 250–260.
- SITZIA, T., CAMPAGNARO, T., GATTI, E., SOMMACAL, M., KOTZE, D. J. (2015): Wildlife conservation through forestry abandonment: responses of beetle communities to habitat change in the Eastern Alps. *European Journal of Forest Research*, 134: 511–524.
- SLABÝ, R. (ED.) (2013): *Závěry a doporučení Koordinační rady k realizaci Národního lesnického programu II*. Brandýs nad Labem, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem. 40 s.
- SLODIČÁK, M. (1996): *Stabilizace lesních porostů výchovou*. Jiloviště-Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Lesnický průvodce 1996. 50 s.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J. (2004): Norway spruce thinning experiment Polom (Eastern Bohemia) after 22 years of observation. *Journal of Forest Science*, 50 (1): 1–10.
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J., SKOVSGAARD, J. P. (2005): Wood production, litter fall and humus accumulation in a Czech thinning experiment in Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.). *Forest Ecology and Management*, 209: 157–166.

-
- SLODIČÁK, M., NOVÁK, J. (2007): Výchova lesních porostů hlavních hospodářských dřevin. Recenzovaná metodika. Strnady, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti. Lesnický průvodce 4/2007. 46 s.
- SPITTLEHOUSE, D. L., STEWART, R. B. (2004): Adaptation to climate change in forest management. *BC Journal of Ecosystems and Management*, 4 (1): 1–11.
- SPITZER, L., KONVIČKA, M., BENEŠ, J., TROPEK, M., TUF, I. H. TUFOVÁ, J. (2008): Does closure of traditionally managed open woodlands threaten epigeic invertebrates? Effects of coppicing and high deer densities. *Biology Conservation*, 141: 827–837.
- STARÝ, J. (2016): Společenstva půdních pancířníků v lesích chráněných území s různým managementem [online]. In: Information and data systems. IDS [cit. 2016–04–08] Dostupné z: http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/BiodivLes_Starý2015.pdf
- STEJSKAL, J. (2008): České „pralesy“ – v ČR vzniká síť bezzásahových lesů. *Ekolist*, 7/2008.
- SVOBODA, M., POUŠKA, V. (2009): Význam a funkce tlejícího dřeva v horských lesích v NP Šumava. Průběžná zpráva za řešení projektu ZB06012 Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě v roce 2008. Editor K. Matějka a kol. [online]. ČZU; IDS [cit. 2016–04–11] Dostupné z: http://www.infodatasy.cz/biodivksru/rep2008_dw.pdf
- SYDENHAM, M. A. K., ELDEGARD, K., TOTLAND, Ø. (2014): Spatio-temporal variation in species assemblages in field edges: Seasonally distinct responses of solitary bees to local habitat characteristics and landscape conditions. *Biodiversity and Conservation*, 23 (10): 2393–2414.
- SZEWZYK, J., SWAGRZYK, J. (1996): Tree regeneration on rotten wood and on soil in old-growth stand. *Vegetatio*, 122, 37–46.
- ŠACH, F. (1996): Převod lesa pasečného na les výběrný. *Lesnictví-Forestry*, 42 (10): 481–486.
- ŠÁLEK, L., ZAHRADNÍK, D., MARUŠÁK, R., JEŘÁBKOVÁ, L., MERGANIČ, J. (2013): Forest edges in managed riparian forests in the eastern part of the Czech Republic. *Forest Ecology and Management*, 305: 1–10.
- ŠÁLEK, M., ČERVINKA, J., PAVLUVČÍK, P., POLÁKOVÁ, S., TKADLEC, E. (2014): Forest-edge utilization by carnivores in relation to local and landscape habitat characteristics in central European farmland. *Mammalian Biology*, 79 (3): 176–182.
- ŠIŠÁK, L., SMRČKA, P. (2003): Sociálně ekonomická kritéria a aspekty rozhodování o ponechání lesů ve zvláště chráněných územích spontánním procesům. In: Švihla V. (ed.). Problematika ponechání vybraných lokalit lesů samovolnému vývoji. Sborník ze semináře konaného v areálu Vyšší odborné školy pedagogické ve Svatém Janu pod Skalou dne 27. 2. 2003. Karlštejn, Správa CHKO ČR: 39–50.
- ŠIŠÁK, L., SLOUP, R., PULKRAB, K., BUCHÁČEK, J., SLOUP, M. (2012): Ekonomická efektivnost hospodářského tvaru lesa nízkého. Praha, Česká zemědělská univerzita. 84 s.
- ŠPULÁK, O., KACÁLEK, D. (2011): Historie zalesňování nelesních půd na území České republiky. *Zprávy lesnického výzkumu*, 56 (1): 49–57.
- TESAŘ, V. (1976): Prvé výsledky z výchovy smrkových tyčovin ovlivněných imisemi. *Práce VÚLHM*, 48: 55–76.
- TESAŘ, V. (1994): Les výběrný. In: *Lesnický naučný slovník*. II. díl. Praha MZe: 474–475.
- THOMASIUŠ, H. (1992): Prinzipien eines ökologisch orientierten Waldbaus. *Forstwissenschaftliches centralblatt*, 111 (1): 141–155.
- TRUHLÁŘ, J. (1977): Soubor porostů v převodu na les výběrný na školním lesním podniku VŠZ Brno ve Křtinách. *Lesnictví*, 8: 651–666.

- UTINEK, D. (2010): Střední a nízký les – skomírající relikt, šance či mýtus? In: Kneifl, M., Kadavý, J., Servus, M. Nízký a střední les – plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa (sborník příspěvků) 21.–22. 10. 2010, Horka nad Moravou. Mendelova univerzita Brno. 30 s.
- VACEK, S. (2003): Minimum area of forests left to spontaneous development in protected areas. *Journal of Forest Science*, 49: 349–358.
- VACEK, S., SIMON J., REMEŠ, J. ET AL. (2007): Obhospodařování bohatě strukturovaných a přírodě blízkých lesů. Kostelec n. Č. l., Lesnická práce. 447 s.
- VAJARI, K. A. (2015): The influence of forest gaps on some properties of humus in a managed beech forest, northern Iran *Eurasian Soil Science*, 48 (10): 1131–1135.
- VERA, F. W. M. (2000): *Grazing ecology and forest history*. Wallingford, CABI Publ. 506 s.
- VERSCHUYL, J., RIFFELL, S., MILLER, D., WIGLEY, T. B. (2011): Biodiversity response to intensive biomass production from forest thinning in North American forest – a meta-analysis. *Forest Ecology and Management*, 261: 221–232.
- VESELÝ, P. (2014): *Pastva malých přežvýkavců v chráněných oblastech*. Brno, Mendelova univerzita. 66 s.
- VETTER, D., RÜCKER, G., STORCH, I. (2013): A meta-analysis of tropical forest edge effects on bird nest predation risk: Edge effects in avian nest predation. *Biological Conservation*, 159: 382–395.
- VILD, O., ROLEČEK, J., HÉDL, R., KOPECKÝ, M., UTINEK, D. (2013): Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management*, 310: 234–241.
- VODKA, T., CIZEK, L. (2013): The effects of edge-interior and understorey-canopy gradients on the distribution of saproxylic beetles in a temperate lowland forests. *Forest Ecology and Management*, 304: 33–41.
- VRŠKA, T. (2016): Trochu informačního světla do temnoty bezzásahovosti. *Fórum ochrany přírody*, 3[1]: 10–13.
- VRŠKA, T., HORT, L. (2003): Terminologie pro lesy v chráněných územích. *Lesnická práce*, 82: 585–587.
- VRŠKA, T., HORT, L. (2008): Odkdy a proč chráníme samovolné procesy? *Lesnická práce*, 87 (7): 464–466.
- WARREN, M. S., KEY, R. S. (1991): Woodlands: Past, present and potential for insects. In: Collins, N. M., Thomas, J. A. *The conservation of insects and their habitats*. London, Academic Press: 155–211.
- WESTIN, J., SUNBLAD, L. G., STRAND, M., HÄLLGREN, J. E. (1999): Apical mitotic activity and growth in clones of Norway spruce in relation to cold hardiness. *Canadian Journal of Forest Research*, 29: 40–46.
- WESTIN, J., SUNBLAD, L. G., STRAND, M., HÄLLGREN, J. E. (2000): Phenotypic differences between natural and selected populations of *Picea abies*. II. Apical mitotic activity and growth related parameters. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 15 (5): 500–509.
- WHITE, P. J. C., WARREN, P., BAINES, D. (2015): Habitat use by Black Grouse *Tetrao tetrix* in a mixed moorland-forest landscape in Scotland and implications for a national afforestation strategy. *Bird Study*, 62 (1):1–13.
- WIKIPEDIA (2016): Lesní pastva [citováno 2016-04-06]. Dostupné z: <https://cs.wikipedia.org/w/index.php?title=Lesn%C3%AD?pastva&oldid=11927143>.
- WILSON, J. D., ANDERSON, R., BAILEY, S., CHETCUTI, J., COWIE, N. R., HANCOCK, M. H., QUINE, C. P., RUSSELL, N., STEPHEN, L., THOMPSON, D. B. A. (2014): Modelling edge effects of mature forest plantations on peatland waders informs landscape-scale conservation. *Journal of Applied Ecology*, 51 (1): 204–213.

-
- WISTRÖM, B., NIELSEN, A. B. (2016): Decisive environmental characteristics for woody regrowth in forest edges – patterns along complex environmental gradients in Southern Sweden. *Forest Ecology and Management*, 363: 47–62.
- WISTRÖM, B., NIELSEN, A. B., KLOBUČAR, B., KLEPEC, U. (2015): Zoned selective coppice - a management system for graded forest edges. *Urban Forestry and Urban Greening*, 14 (1): 156–162.
- WÜHLISCH, G. (1984): Propagation of Norway spruce cuttings free of topophysis and cyclophysis effects. *Silvae Genetica*, 33 (6): 215–219.
- ZAKOPAL, V. (1981): Poznatky získané realizací Koniasova pěstebního směru na Opočně. *Lesnictví*, 27 (7): 591–620.
- ZIELONKA, T. (2006): When does dead wood turn into a substrate for spruce replacement? *Journal of Vegetation Science*, 17: 739–746.
- ZLATANOV, T., LEXER, M. J. (2009): Coppice forestry in South-East Europe: Problems and future prospects. *Silva Balcanica*, 10 (1): 5–8.

Související a podkladové dokumenty

- BOHÁČ J. (2016): Studium struktury společenstev epigeických brouků na výzkumných plochách. – URL: http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/BiodivLes_Bohac2015.pdf
- LEPŠOVÁ A. (2016): Vliv pěstebních opatření na strukturu společenstev makromycetů na vybraných výzkumných plochách lesů. – URL: http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/BiodivLes_Lepsova2015.pdf
- MATĚJKA K., STARÝ J., BOHÁČ J., LEPŠOVÁ A. (2016): Ukázkové a výzkumné plochy pro sledování vlivu managementu v lesích chráněných území. – URL: <http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/Demoobjects.pdf>
- STARÝ J. (2016): Společenstva půdních pancířníků v lesích chráněných území s různým managementem. – URL: http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/BiodivLes_Stary2015.pdf
- ŠPULÁK, O., SOUČEK J. (2016): Struktura lesních porostů na demonstračních objektech založených v rámci projektu Pěstební opatření pro zvýšení biodiversity v lesích v chráněných územích. – URL: http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/Demoobjects_Structure.pdf

Webové stránky projektu: <http://www.infodatasy.cz/BiodivLes/>



V ROCE 2016 VYDAL

VÝZKUMNÝ ÚSTAV LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ A MYSLIVOSTI, V. V. I., STRNADY

ISBN 978-80-7417-109-3