

Britta Uhl, Jaroslav Červenka, Václav Pouska, Peter Karasch, Claus Bässler

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

*– koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody*



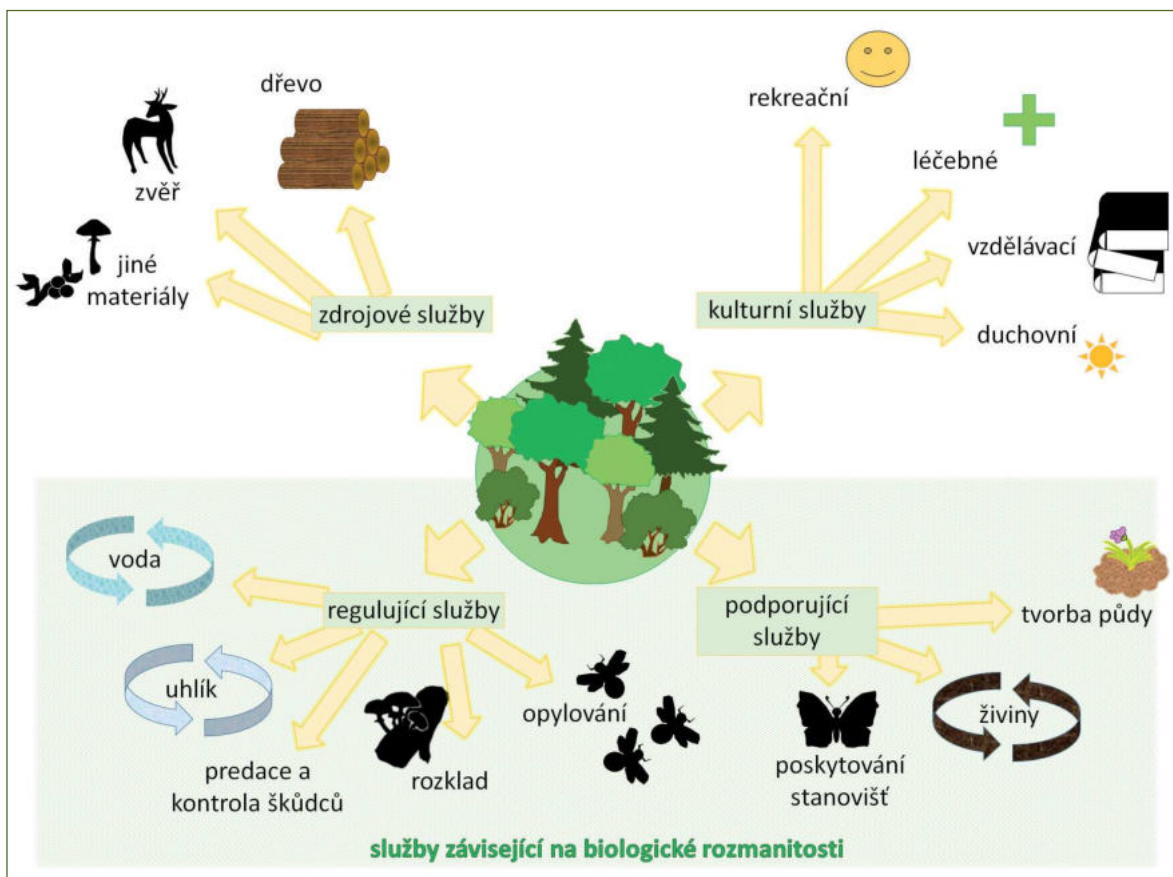
Vimperk, 2022

# 1. Úvodem

## 1.1 Lesy Evropy

Lesy pokrývají na území Evropy více než třetinu suchozemské plochy. Poskytují důležité ekosystémové služby – např. regulují koloběh vody a uhlíku (Melillo a kol. 2011, Schlesinger a Jasechko 2014). Jsou zdrojem dřeva, podporují tvorbu půdy a koloběh živin (Adamczyk a kol. 2019). Díky možnostem

rekreace a vzdělávání zajišťují lesy i kulturní služby (Obr. 1). Lesy hrají důležitou roli i pro biologickou rozmanitost. Řada druhů je totiž využívá jako stanoviště a mnoho druhů je přímo závislých na přírodě blízkých lesních ekosystémech, které poskytují důležité strukturální prvky lesa: tlející dřevo, staré vzrostlé stromy a porostní mezery (Eckelt a kol. 2018, Miklín a kol. 2018).



Obr. 1: Ekosystémové služby poskytované ekosystémy lesa: světle zelené pozadí označuje ekosystémové služby závislé na biologické rozmanitosti.

Tab. 1: Poškození lesů v tis. hektarů a v %. Procento poškozené plochy lesů se vztahuje k celkové ploše lesů v dané zemi. Procenta různých typů poškození se vztahují k celkové ploše poškozených lesů (na základě údajů z roku 2015, viz FOREST EUROPE 2020).

	Poškození lesa	Hmyz a choroby	Zvěř a pastva	Abiotické vlivy	Lesnická činnost	Další lidské zásahy	Požáry – celkem / člověkem vyvolané	Kombinace škod
<b>Belgie</b>	44,1 (6,4 %)	13,90 (31,5 %)	27,10 (61,5 %)	1,30 (2,9 %)	1,80 (4,08 %)	–	0,00	0,00
<b>Bulharsko</b>	146,65 (3,8 %)	35,92 (24,5 %)	0,00	105,72 (72,1 %)	0,00	0,00	4,30 (2,9 %) / 3,36 (2,3 %)	0,71 (0,5 %)
<b>Česká republika</b>	37,79 (1,4 %)	20,69 (54,7 %)	1,70 (4,5 %)	15,06 (39,9 %)	–	–	0,34 (0,9 %)	–
<b>Dánsko</b>	34,23 (5,2 %)	11,43 (33,4 %)	9,74 (28,5 %)	11,26 (32,9 %)	0,40 (1,2 %)	0,00	0,00	1,39 (4,1 %)
<b>Estonsko</b>	10,07 (0,4 %)	1,86 (18,5 %)	3,86 (38,3 %)	2,71 (26,9 %)	0,01 (< 0,01 %)	0,14 (1,4 %)	0,08 (< 0,01 %) / –	1,41 (14,0 %)
<b>Finsko</b>	29 (0,1 %)	2,00 (6,9 %)	2,00 (6,9 %)	6,00 (20,7 %)	0,00	0,00	0,00	19,00 (65,5 %)
<b>Francie</b>	40,25 (0,2 %)	7,84 (19,5 %)	–	5,61 (13,9 %)	0,05 (< 0,01 %)	0,00	25,00 (62,1 %) / –	1,75 (4,3 %)
<b>Chorvatsko</b>	82,43 (3,5 %)	25,58 (31,0 %)	5,52 (6,7 %)	49,56 (60,1 %)	–	–	1,77 (2,1 %) / 0,05 (< 0,01 %)	–
<b>Irsko</b>	55,26 (7,3 %)	1,80 (3,3 %)	34,07 (61,7 %)	8,41 (15,2 %)	10,81 (19,6 %)	–	0,18 (0,3 %) / –	–
<b>Itálie</b>	–	–	–	–	–	–	21,79 (?) / 21,79 (?)	–
<b>Kypr</b>	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>Litva</b>	10,00 (0,5 %)	5,00 (50,0 %)	2,00 (20,0 %)	3,00 (30,0 %)	0,00	0,00	0,07 (0,7 %) / –	–
<b>Lotyšsko</b>	1,24 (0,03 %)	0,26 (21,0 %)	0,06 (4,8 %)	0,87 (70,2 %)	0,00	0,00	0,01 (0,8 %) / –	0,04 (3,2 %)
<b>Lucembursko</b>	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>Maďarsko</b>	60,62 (2,9 %)	8,03 (13,2 %)	14,60 (24,1 %)	34,81 (57,4 %)	0,42 (0,7 %)	–	1,60 (2,6 %) / 1,60 (2,6 %)	1,97 (3,2 %)
<b>Malta</b>	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>Německo</b>	153,65 (1,2 %)	111,20 (72,4 %)	10,30 (6,7 %)	15,46 (10,1 %)	–	–	0,53 (0,3 %) / 0,39 (0,3 %)	16,16 (10,5 %)

Tab. 1: Pokračování

	Poškození lesa	Hmyz a choroby	Zvěř a pastva	Abiotické vlivy	Lesnická činnost	Další lidské zásahy	Požáry – celkem / člověkem vyvolané	Kombinace škod
<b>Nizozemsko</b>	9,58 (2,6 %)	9,56 (99,8 %)	–	–	–	–	0,02 (0,2 %) / –	–
<b>Polsko</b>	365 (3,9 %)	42,00 (11,5 %)	64,00 (17,5 %)	17,00 (4,7 %)	29,00 (7,9 %)	2,00 (0,5 %)	1,00 (0,3 %) / 0,00	210,00 (57,5 %)
<b>Portugalsko</b>	–	436,00 (?)	–	–	–	–	–	–
<b>Rakousko</b>	–	–	–	–	–	–	–	–
<b>Rumunsko</b>	238,96 (3,5 %)	37,68 (15,8 %)	–	199,61 (83,5 %)	–	–	1,67 (0,7%) / 0,30 (0,1 %)	–
<b>Řecko</b>	– (0,3 %)	–	–	–	–	–	–	–
<b>Slovensko</b>	15,39 (0,8 %)	4,37 (28,4 %)	0,94 (6,1 %)	9,58 (62,2 %)	–	0,15 (1,0 %)	0,35 (2,3 %) / 0,24 (1,6 %)	0,00
<b>Slovinsko</b>	4,93 (0,4 %)	2,00 (40,6 %)	0,01 (0,2 %)	2,44 (49,5 %)	0,08 (1,6 %)	0,00	0,17 (3,4 %) / –	0,23 (4,7 %)
<b>Španělsko</b>	74,29 (0,4 %)	–	–	–	–	–	32,88 (44,3 %) / 23,87 (32,1 %)	–
<b>Švédsko</b>	2 631,73 (9,4 %)	589,26 (22,4 %)	772,53 (29,4 %)	947,11 (36,0 %)	137,02 (5,2 %)	2,38 (<0,01 %)	0,35 (< 0,01 %) / –	183,08 (7,0 %)

Zdravotní stav evropských lesů je však náchylný ke klimatickým změnám a ke změnám ve využívání krajiny. Velké plochy lesní půdy jsou proto definovány jako lesy poškozené (Tab. 1). V Evropské unii je k roku 2015 jako poškozený les evidováno přibližně 3,8 milionů hektarů lesů, a to vlivem působení abiotických činitelů (např. vichřice, sucho, sníh) nebo narušením biotické rovnováhy, což vede ke zvýšené herbivorii nebo k chorobám (FOREST EUROPE 2020). Biodiverzita lesů se navíc v důsledku praktik lesního hospodaření mění, což může mít vliv na ekosystémové služby, které lesy poskytují. Právě proto je v návaznosti na Zelenou dohodu pro Evropu (European Green Deal) klíčovým cílem ochrana lesů před dalším poškozováním a jejich

šetřné obhospodařování podporující biodiverzitu. Cílem je vytvořit trvale udržitelné multifunkční lesy, které budou poskytovat velkou škálu ekosystémových služeb (Evropská komise 2021a).

Uváděné poškození lesa má vždy obrovské negativní dopady na lesní hospodářství. Na biodiverzitu však masivní změny struktury lesa nemusí mít nutně negativní vliv. Režimy narušení lesů se liší typem, četností a intenzitou, a tím výrazně určují strukturu lesů důležitou pro biologickou rozmanitost. Vzhledem k tomu, že narušováním neboli disturbancemi se zvyšuje množství a rozmanitost tlejícího dřeva a strukturální heterogenita, může díky disturbancím potenciálně docházet k nárůstu

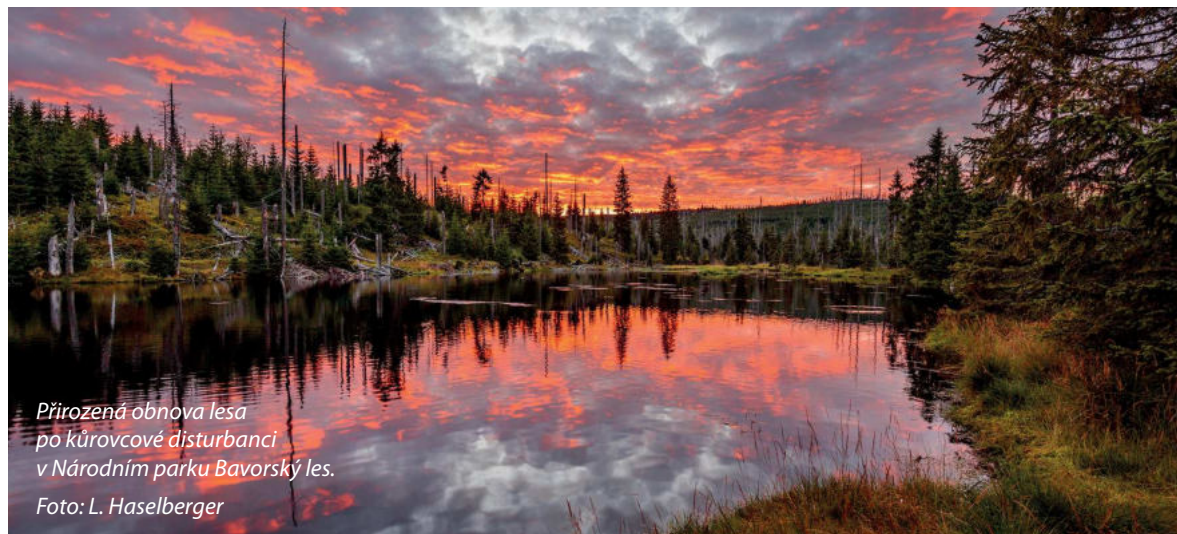
biodiverzity (další informace viz kapitola 2.4.2). Vytváření lesních světlin větrnými polomy, kůrovcem nebo pastvou může biologické rozmanitosti prospívat (Müller a kol. 2007, Bengtsson a kol. 2000). Ekonomické zájmy a zachování biodiverzity jdou tak často proti sobě. To ztěžuje nalezení obecného řešení pro zachování všech ekosystémových služeb lesa (Sing a kol. 2018, Naumov a kol. 2018).

### 1.2 Zóna konfliktu mezi ekonomickým ziskem a ochranou biologické rozmanitosti

Většina evropských lesů je polopřirozeného charakteru a jen některé jsou klasifikovány jako primární, tedy člověkem nenarušené (FOREST EUROPE 2020). Ve skutečnosti má vlastnosti primárního lesa asi jen 0,7 % rozlohy evropských lesů (Sabatini a kol. 2018, Dieler a kol. 2017). Tyto nenarušené lesy mají samozřejmě vysokou ochrannou

hodnotu, ale zdá se, že pouze 46 % z nich je přísně chráněno (Sabatini a kol. 2018). Důležitou roli při ochraně těchto primárních lesů hrají národní parky. V těchto lesích můžeme získávat důležité poznatky o přirozené obnově lesa - sukcesi (Hilmers a kol. 2018) a o procesech disturbancí (Müller a kol. 2008, Müller a kol. 2010, Heurich a kol. 2010, Sommerfeld a kol. 2021). Jsou také důležitým refugiem pro ohrožené druhy, které jsou předmětem zvláštního zájmu ochrany přírody (lojā a kol. 2010).

Pro biologickou rozmanitost však nejsou důležitá pouze nenarušená a chráněná území. Naopak, významnou roli pro zachování biologické rozmanitosti může sehrát hospodaření v lesích. Minimální až mírné zásahy mohou být totiž pro biodiverzitu přínosem a přispívají ke zlepšování strukturální heterogenity lesů (Sebek a kol. 2015). Vzhledem k velké ploše, kterou v Evropě zabírají hospodářské lesy mimo chráněná území, a vysoké poptávce po dříví (Tab. 2), je zapotřebí vytvářet začleňující koncepce ochrany biodiverzity v hospodářských lesích. Jednu takovou předkládají i Kraus a Krumm (2013, viz kap. 4.1).



*Přirozená obnova lesa  
po kůrovcové disturbanci  
v Národním parku Bavorský les.*

*Foto: L. Haselberger*

Tab. 2: Lesní porosty v tis. ha. V závorce je uvedeno, kolik % půdy pokrývá les. Chráněné lesní plochy jsou uvedeny v % z celkového lesního porostu. Těžba je uvedena jako % čistého ročního přírůstu v lesích využitelných pro zásobování dřevem a v 1 000 m<sup>3</sup> (FOREST EUROPE 2020).

	<b>Lesní porost celkem</b>	<b>Nenarušený les</b> (v tis. ha)	<b>Chráněné lesy</b> (třída MCPFE 1) (v %)	<b>Chráněné lesy</b> (třída MCPFE 1 a 2) (v %)	<b>Těžba</b>
<b>Belgie</b>	689,30 (23 %)	0	3,90	7,7	98,7 (4 151 m <sup>3</sup> )
<b>Bulharsko</b>	3 893,00 (35 %)	704	0	18,2	60 (6 198 m <sup>3</sup> )
<b>Česká republika</b>	2 677,09 (34 %)	9,99	6,02	29,5	84,1 (19 387 m <sup>3</sup> )
<b>Dánsko</b>	628,44 (15 %)	21	8,87	20,8	67 (3 902 m <sup>3</sup> )
<b>Estonsko</b>	2 438,40 (54 %)	52	22,68	22,9	82,9 (9 948 m <sup>3</sup> )
<b>Finsko</b>	2 2409,00 (66 %)	203	12,58	18,3	80,4 (63 279 m <sup>3</sup> )
<b>Francie</b>	17 253,00 (27 %)	–	0	37,2	60 (51 200 m <sup>3</sup> )
<b>Chorvatsko</b>	1 939,11 (34 %)	6,73	17,13	17,3	71,5 (5 754 m <sup>3</sup> )
<b>Irsko</b>	782,02 (11 %)	–	0	0,8	64,5 (3 542 m <sup>3</sup> )
<b>Itálie</b>	9 566,13 (32 %)	93,00	34,14	41,2	– (6 053 m <sup>3</sup> )
<b>Kypr</b>	172,54 (19 %)	–	0	–	– (16 m <sup>3</sup> )
<b>Litva</b>	2 201,00 (34 %)	26,54	9,36	16,1	70,3 (6 795 m <sup>3</sup> )
<b>Lotyšsko</b>	3 410,79 (53 %)	16,98	11,69	16,4	71,9 (12 896 m <sup>3</sup> )
<b>Lucembursko</b>	88,70 (34 %)	–	–	1,4	65 (500 m <sup>3</sup> )
<b>Maďarsko</b>	2 053,01 (22 %)	0	32,12	42,7	66,3 (5 689 m <sup>3</sup> )
<b>Malta</b>	0,46 (1,5 %)	0	–	–	– (0 m <sup>3</sup> )
<b>Německo</b>	11 419,00 (32 %)	0	1,93	81,1	76,5 (53 491 m <sup>3</sup> )
<b>Nizozemsko</b>	369,50 (8,9 %)	0	10,62	65	47,6 (3 114 m <sup>3</sup> )
<b>Polsko</b>	9 483,00 (30 %)	0	0,76	37,4	– (45 312 m <sup>3</sup> )
<b>Portugalsko</b>	3 312,00 (36 %)	–	–	21,8	– (13 564 m <sup>3</sup> )
<b>Rakousko</b>	3 899,15 (46 %)	118	0	21,8	87,1 (17 647 m <sup>3</sup> )
<b>Rumunsko</b>	6 929,05 (29 %)	165,23	–	7,8	43,9 (14 697 m <sup>3</sup> )
<b>Řecko</b>	3 901,80 (30 %)	0	–	–	– (1 432 m <sup>3</sup> )
<b>Slovensko</b>	1 925,90 (39 %)	10,58	29,70	44,3	78,9 (9 361 m <sup>3</sup> )
<b>Slovinsko</b>	1 237,83 (58 %)	33,6	8,20	22	61,3 (4 509 m <sup>3</sup> )
<b>Španělsko</b>	18 572,17 (37 %)	0	–	23	– (17 566 m <sup>3</sup> )
<b>Švédsko</b>	27 980,00 (64 %)	2249	7,74	8,1	91,3 (72 800 m <sup>3</sup> )

Tab. 3: Kritéria a ukazatele podle koncepce trvale udržitelného obhospodařování lesů MCPFE (Rametsteiner a Mayer 2004).

<b>Kritérium 1</b>	Udržování a přiměřené zlepšování stavu lesních zdrojů a jejich příspěvku ke globálnímu koloběhu uhlíku	Plocha lesa
		Zásoba dřeva
		Věková skladba, příp. rozložení tloušťek
		Zásoba uhlíku
<b>Kritérium 2</b>	Zachování zdraví a vitality lesních ekosystémů	Depozice látek znečišťujících ovzduší
		Stav půdy
		Defoliace
		Poškození lesů
<b>Kritérium 3</b>	Zachování a podpora produkčních funkcí lesa (dřevařských i jiných než dřevařských)	Přírůst a těžba
		Kulatina
		Jiné statky než dřevo
		Služby
		Lesy vedené dle hospodářských plánů
<b>Kritérium 4</b>	Udržování a ochrana biologické rozmanitosti v lesních ekosystémech a její vhodné posilování	Druhová skladba dřevin
		Zmlazení
		Přirozenost
		Introdukované dřeviny
		Tlející dřevo
		Genetické zdroje
		Charakter krajiny
		Ohrožené lesní druhy
		Chráněné lesy
<b>Kritérium 5</b>	Zachování a vhodné posilování ochranných funkcí lesního hospodářství (zejména ochrana půdy a vody)	Ochranné lesy – půda, voda a další funkce ekosystému
		Ochranné lesy – infrastruktura a obhospodařované přírodní zdroje
<b>Kritérium 6</b>	Zachování dalších socioekonomických funkcí a poměrů	Lesnické podniky
		Příspěvek lesnictví k HDP
		Čistý příjem
		Výdaje na služby
		Pracovní síla v lesnictví
		Bezpečnost a ochrana zdraví při práci
		Spotřeba dřeva
		Obchod se dřevem
		Energie z dřevních zdrojů
		Dostupnost pro rekreaci
Kulturní a duchovní hodnoty		



*Horský les v Národním parku Bavorský les.*

*Foto: L. Haselberger*

Způsoby přeshraniční ochrany lesů hledá uskupení FOREST EUROPE (Ministerská konference k ochraně lesů v Evropě - MCPFE), které vzniklo v 80. letech 20. století v souvislosti s obavami z odumírání lesů. V jejím rámci byla vypracována koncepce trvale udržitelného obhospodařování lesů (Rametsteiner a Mayer 2004). Byly ustanoveny klasifikační třídy lesního hospodaření: třída 1 MCPFE se zaměřuje na zachování biologické rozmanitosti, třída 2 se snaží chránit „krajinu a specifické přírodní prvky“, třída 3 se zaměřuje na ochranné funkce lesů (expertní jednání v rámci MCPFE 2002). Celkem je uvedeno šest kritérií trvale udržitelného hospodaření v lesích, z nichž každé lze kontrolovat pomocí různých ukazatelů (Rametsteiner a Mayer 2004) (Tab. 3). Koncepce je tímto rozdělena mezi potřeby soustavné dodávky dřeva a zachování různých ekosystémových služeb.

Ačkoli je v kritériích uvedeno „zachování biologické rozmanitosti“ (kritérium 4), žádný z ukazatelů není

opravdovým měřítkem vícedruhové bohatosti, jak ji definuje ekologie společenstev (Magurran 1988). Hodnocením biodiverzity pomocí nepřímých indikátorů mikrostanovišť lze klasifikaci usnadnit, nemusí to však nutně odrážet stav biodiverzity a vhodnost daného lesa pro zachování druhově bohatých společenstev (Paillet a kol. 2018). Člověk má tendenci hodnotit les jako cenný, jakmile je takzvaně „čistý a zdravý“ (Domínguez a Shannon 2011). Tento pohled na lesní ekosystémy však popírá velký význam přirozených disturbancí. Přitom právě lesní světliny, tlející dřevo a staré (poškozené) stromy jsou klíčovými strukturálními prvky pro biologickou rozmanitost. Zachování zapojeného stromového patra a odstranění lesního podrostu může sice odpovídat představám o tom, jak by měl vypadat zdravý les (Domínguez a Shannon 2011), takto homogenizované lesní plochy však biodiverzitu lesa a související ekosystémové služby dlouhodobě nezachovají (Uhl a kol. 2021a, Felipe-Lucia a kol. 2018).

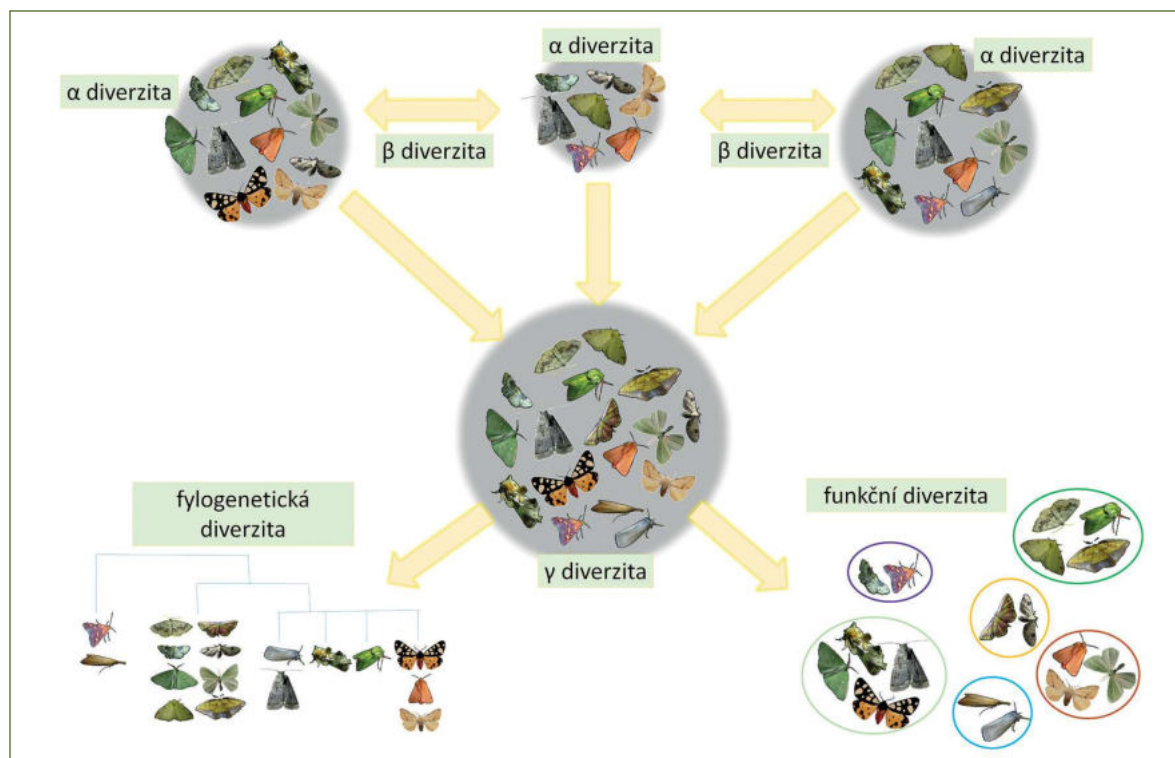


### 1.3 Biodiverzita lesů a její hodnocení

Biodiverzita se dělí na různé složky, a to  $\alpha$ -,  $\beta$ - a  $\gamma$ -diverzitu (Obr. 2).  $\alpha$ -diverzita představuje místní rozmanitost, zatímco  $\gamma$ -diverzita odráží regionální druhové bohatství.  $\beta$ -diverzita je měřítkem druhové fluktuace a často se používá k hodnocení změn druhové skladby podél gradientů prostředí. Předpokládá se, že místní  $\alpha$ -diverzita a fluktuace mezi lokalitami ( $\beta$ -diverzita) se sčítají ve prospěch celkové regionální  $\gamma$ -diverzity. Z tohoto důvodu je cílem ochrany biologické rozmanitosti nejen zachování lokalit s vysokou kvalitou stanovišť (podpora  $\alpha$ -diverzity), ale také vysoká heterogenita stano-

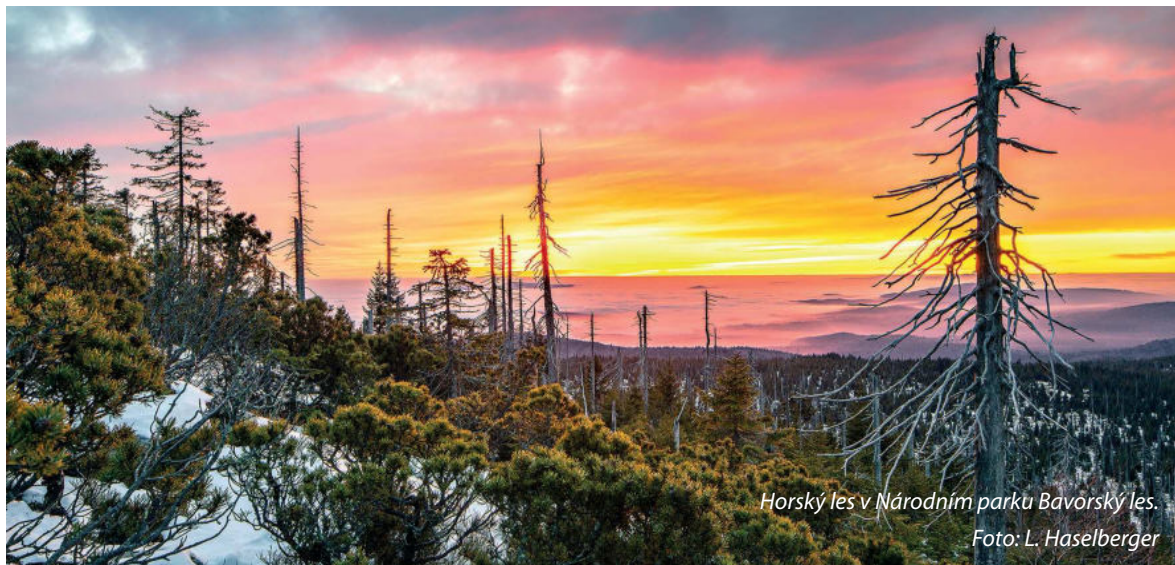
višť v měřítku krajiny (podpora  $\beta$ -diverzity). Oba aspekty, tedy jak kvalita lokálních stanovišť (Sebek a kol. 2016, Miklín a kol. 2018), tak množství různých stanovišť v celé krajině (Schall a kol. 2018), mohou zvýšit regionální biodiverzitu, a tím stabilizovat potravní sítě a funkci ekosystémů.

Jiná opatření týkající se diverzity zohledňují fylogenetickou historii (příbuznost) nebo funkční vlastnosti druhů. Fylogenetická diverzita se proto snaží přesněji přiblížit potenciál genetické diverzity zájmové lokality, zatímco funkční diverzita umožňuje udělat si představu o obsazení funkčních nik, např. o počtu a diverzitě mikrostanovišť obsazených příslušnými druhy (Obr. 2).



Obr. 2: Přehled různých indexů biologické rozmanitosti.

## 2. Lesní struktury s významem pro biodiverzitu



### 2.1 Regionální měřítko

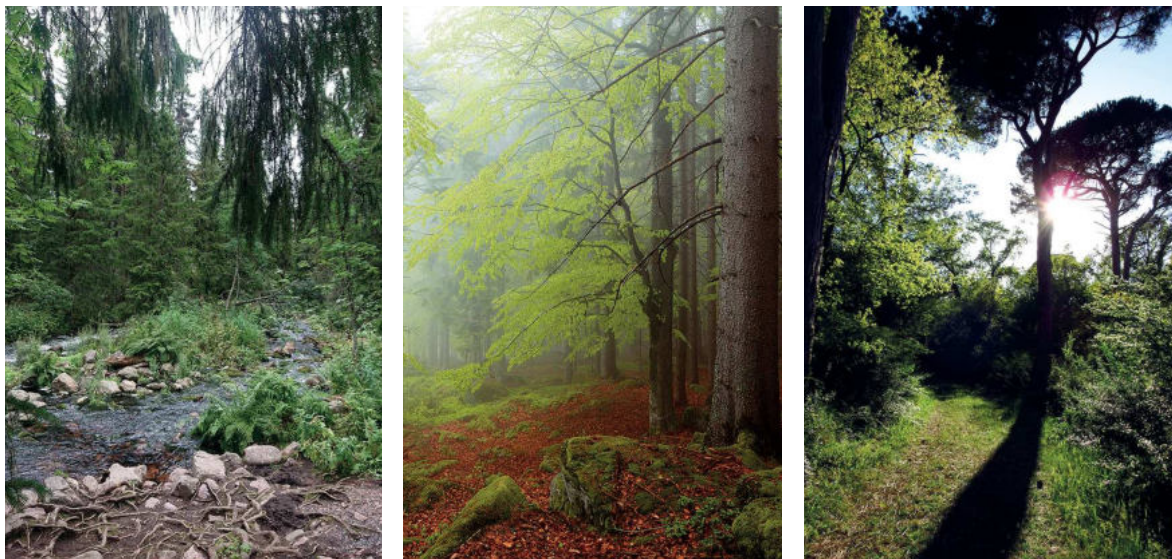
#### 2.1.1 Zeměpisná šířka

Typy lesů v Evropě se mění podél gradientu zeměpisné šířky. Topografie tak ovlivňuje půdní i klimatické poměry (Macek a kol. 2019). V severní Evropě jsou rozsáhlá území pokryta jehličnatými lesy, zatímco ve střední Evropě jsou dominantním typem lesa bučiny. V jižní Evropě se vyskytují lesy listnaté a neopadavé, bory a světlé lesy křovinatého charakteru.

Kromě těchto obecných a dominantních lesních typů se některé typy lesa vyskytují regionálně v závislosti na vlastnostech půdy. Na vlhčích místech a podél řek se vyskytují lužní lesy, zatímco na suchých a písčitých půdách se často vyskytují lesy borové. V některých regionech střední Evropy převládají v krajině lesy dubové, zatímco na jiných místech převládají smíšené lesní porosty složené

z více různých druhů dřevin. Jako příklad lze uvést směrnici o stanovištích (*směrnice Rady 92/43/EHS*), která typy lesů definuje především v závislosti na abiotických regionálních poměrech (Tab. 4) (Rada evropských společenství 1992, Evropská komise 2021b). Existují však i lesní typy charakterizované především současnými nebo velmi dávnými typy hospodaření (např. dubohabřiny typu *Stellario* a *Galio-Carpinetum*).

Při hospodaření v lesích by se vždy mělo přihlížet k tomu, které druhy se v dané oblasti přirozeně vyskytují a jaká struktura lesa se podobá struktuře původní. Tím lze zabránit odumírání lesů v důsledku nepříznivých abiotických podmínek. Příkladem může být smrk, který byl v Německu vysazován v širokém rozsahu. Je dodnes nejdůležitější produkční dřevinou v německém lesním hospodářství a tvoří asi 25 % celkové plochy lesů (Bundeswaldinventur [BWI] 2012). V České republice smrk tvoří stále téměř 50 % celkové plochy lesů (Statistická



*Různé typy lesů v severní, střední a jižní Evropě.*

*Foto: G. Clarén, L. Haselberger, B. Uhl*

ročenka životního prostředí České republiky 2020). Druhy, které obvykle rostou v chladnějších klimatických pásmech, se však nedokážou vyrovnat s rostoucími teplotami a suchem v důsledku klimatických změn, což v posledních letech vedlo k masivnímu odumírání lesů (Obladen a kol. 2021). V důsledku toho nacházíme v Německu a České republice nejvíce poškozených porostů v suchem oslabených smrkových lesích na nepůvodních stanovištích (Statistisches Bundesamt 2020, Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020). Proto je důležité znát nejen současnou situaci, ale také posoudit abiotické poměry do budoucna. Vzhledem k oteplování a vzrůstajícímu suchu by bylo vhodné zakládat lesy teplomilné. Mnoho studií proto navrhuje zavádění nepůvodních druhů dřevin odolných vůči suchu, aby se udržela produktivita lesa (Keča a kol. 2019, Pötzelsberger a kol. 2020). Pokud jde o ochranu biologické rozmanitosti, je však třeba přistupovat k zavádění nepůvodních druhů dřevin vždy opatrně (Montecchiar

a kol. 2020, Oxbrough a kol. 2016). Na původní teplomilné dřeviny je často vázána široká škála dalších organismů. Mohou tak sloužit jako alternativa k exotickým druhům dřevin, které jsou sice tolerantní vůči suchu, ale neposkytují vhodné podmínky zejména pro specializované skupiny druhů (Schmid a kol. 2014).

### 2.1.2 Nadmořská výška

Nadmořská výška zásadně ovlivňuje klimatické podmínky a tím samozřejmě i výskyt lesních typů od hladiny moře až po vysokohorské polohy (Macek a kol. 2019). Podle vymezení lesních biotopů dle směrnice o stanovištích se např. teplomilné doubravy vyskytují především v nízkých nadmořských výškách, zatímco smrčiny jsou charakteristické pro horské oblasti (Tab. 4). Jehličnaté stromy se obecně lépe vyrovnávají s vysokou nadmořskou výškou. Proto jsou jedlové a smrkové lesy typickou součástí horských lesních oblastí.

Tab. 4: Typy lesních přírodních stanovišť v České republice podle směrnice o stanovištích (Rada evropských společenství 1992, Evropská komise 2013).

Kód typu přírodního stanoviště (habitat) a jeho český název	Stručný popis
9110 Bučiny asociace <i>Luzulo-Fagetum</i>	Lesy s převahou buku na kyselých půdách, s bikou bělavou, ploníkem ztenčeným a často s metličkou křivolakou, třtinou chloupkatou, brusnicí borůvkou a hasivkou orličí.
9130 Bučiny asociace <i>Asperulo-Fagetum</i>	Lesy s převahou buku na neutrálních půdách s mullem. Charakteristické bohatým bylinným patrem s typickými druhy sasanka hajní, pitulník žlutý, svízel vonný, strdivka jednokvětá a na horách s kyčelnicemi.
9140 Středoevropské subalpínské bučiny s javorem ( <i>Acer</i> ) a šťovíkem horským ( <i>Rumex arifolius</i> )	Bučiny s malými a nízko zavětvěnými stromy s velkým podílem javoru klenu. Bylinné patro je podobné typům 9130 a místy i 9110 a obsahuje prvky navazujících otevřených trávníků.
9150 Středoevropské vápencové bučiny ( <i>Cephalanthero-Fagion</i> )	Xerotermofilní bučiny na vápnatých půdách často na strmých svazích. Obvykle s bohatým bylinným a keřovým patrem s výskytem ostříc, trav, orchidejí a teplomilných druhů. V keřovém patře bývají vápnomilné druhy (ptačí zob obecný, dřišťál obecný) a zimostráz vždyzelený.
9170 Dubohabřiny asociace <i>Galio-Carpinetum</i>	Dubohabřiny v oblastech se subkontinentálním klimatem ve středoevropském areálu buku s dominantním dubem zimním. Zahrnuty jsou i lipové doubravy ve východnějších oblastech s kontinentálním klimatem za hranicí areálu buku.
9180 Lesy svazu <i>Tilio-Acerion</i> na svazích, sutích a v roklích	Smíšené lesy s javorem klenem, jasanem ztepilým, jilmem drsným a lípou srdčitou na hrubých sutích a strmých skalnatých svazích zvláště na vápnatých ale i křemitých substrátech.
9190 Staré acidofilní doubravy s dubem letním ( <i>Quercus robur</i> ) na písčítých pláních	Acidofilní lesy s dubem letním, břízou bělokorou a břízou pýřitou, často s jeřábem ptačím a topolem osikou, na velmi chudých často písčítých podzolizovaných či hydromorfních půdách. Keřové patro je chudě vyvinuté (krušina olšová) a bylinné patro je tvořeno metličkou křivolakou a dalšími trávami a bylinami kyselých půd.
91D0 Rašelinný les	Jehličnaté a listnaté lesy na živinami chudých a vlhkých rašelinách s trvale vysokou hladinou podzemní vody. Těmto společenstvům dominují bříza pýřitá, krušina olšová, borovice lesní, borovice blatka a smrk ztepilý; obecně s druhy živinami chudých prostředí jako jsou brusnice, rašeliničky a ostřice.

Tab. 4: Pokračování.

Kód typu přírodního stanoviště (habitat) a jeho český název	Stručný popis
<b>91E0</b> Smíšené jasanovo-olšové lužní lesy temperátní a boreální Evropy ( <i>Alno-Padion</i> , <i>Alnion incanae</i> , <i>Salicion albae</i> )	Pobřežní lesy s jasanem ztepilým a olší lepkavou u vodních toků nížin a pahorkatin; stromořadí s vrbou bílou, vrbou křehkou a s topolem černým podél nížinných až podhorských řek. Všechny typy se vyskytují na těžkých periodicky zaplavovaných půdách, které jsou však jindy dobře provzdušněné. V bylinném patře jsou statné druhy jako tužebník jilmový, děhel lesní, řeřišnice a ostřice a mohou se zde vyskytovat různé jarní geofyty.
<b>91F0</b> Smíšené lužní lesy s dubem letním ( <i>Quercus robur</i> ), jilmem vazem ( <i>Ulmus laevis</i> ) a jilmem habrolistým ( <i>Ulmus minor</i> ), jasanem ztepilým ( <i>Fraxinus excelsior</i> ) nebo jasanem úzkolistým ( <i>Fraxinus angustifolia</i> ) podél velkých řek ( <i>Ulmenion minoris</i> )	Listnaté lesy podél řek, které jsou zaplavovány při pravidelném vzestupu hladin, nebo ve sníženinách, které jsou zaplavovány při vzestupu hladiny podzemní vody. Půda v mezidobí vysychá nebo zůstává vlhká. V závislosti na vodním režimu zde dominují jasan, jilmy nebo duby. Podrost bývá dobře vyvinutý.
<b>91G0</b> Panonské dubohabřiny	Lesy s dubem zimním a habrem obecným na rovinách a malých kopcích na různých typech půdy (vápnitých i křemitých). V keřovém a bylinném patře převažují subkontinentální a submediteránní druhy.
<b>91H0</b> Panonské šipákové doubravy	Xerofilní doubravy na okraji a kopcích panonské roviny s převahou dubu šipáku (d. pýřitý), na velmi suchých stanovištích s jižní expozicí na mělkých vápnitých půdách. Bylinné patro je druhově bohaté a často zahrnuje xerothermní druhy suchých trávníků a lesních okrajů. Místa mohou převažovat lípa velkolistá a jasan ztepilý.
<b>91I0</b> Eurosibiřské stepní doubravy	Xerothermofilní doubravy na rovinách jihovýchodní Evropy. Ve stromovém patře převažují dub letní, dub cer, dub stopkatý a dub šipák.
<b>91T0</b> Střeoevropské lišejníkové bory	Acidofilní lesy s borovicí lesní bohaté na lišejníky rostoucí na vysychavých a chudých písčitých půdách.
<b>91U0</b> Lesostepní bory ( <i>Cytiso-Pinetalia</i> )	Xerofilní bory, které se ve střední Evropě vyskytují na místech s extrémně kontinentálním mikroklimatem. Na západním okraji areálu je jejich výskyt omezen na vysychavá stanoviště jako písčité přesypy a skaliska. Je zde mnoho reliktních druhů kontinentálního původu.
<b>9410</b> Acidofilní smrčiny horského až alpského stupně ( <i>Vaccinio-Piceetea</i> )	Jehličnaté lesy v horském a alpínském stupni, především se smrkem ztepilým a brusnicemi.

Horské lesy jsou však ohroženy změnami klimatu a využíváním krajiny. Lesní typy vázané na vysoké nadmořské výšky (> 1 000 m n. m.) často potřebují poměrně dlouhou dobu k zajištění a jsou citlivé na velmi malé změny teploty a dostupnosti živin (Albrich a kol. 2020). Tato na živiny chudá horská stanoviště poskytují příznivé podmínky pro druhově bohatá a unikátní společenstva. Jsou však dnes ohrožena eutrofizací a růstem teplot (Mauchamp a kol. 2016, Ruiz-Labourdetta a kol. 2012). V posledních desetiletích lze u řady druhů pozorovat změny v charakteru rozšíření. Horské druhy mají podle svého klimatického optima tendenci posunovat se do vyšších nadmořských výšek (Ruiz-Labourdetta a kol. 2012, Nieto-Sánchez a kol. 2015, Vitasse a kol. 2021). V důsledku toho

se jim zmenšuje plocha, kterou mohou osidlovat (Ruiz-Labourdetta a kol. 2012). Kromě toho může docházet k fenologickému nesouladu, tedy situaci, kdy se životní cykly dvou druhů, které spolu interagují a jsou na sobě závislé, nesynchronizují. To může vést k destabilizaci funkcí ekosystému a kaskádovým efektům, které narušují celé potravní řetězce (Vitasse a kol. 2021).

Vzhledem k výše uvedenému je zejména pro stanoviště horských lesů potřeba vytvořit integrativní plán hospodaření a ochrany pro zachování stávající skladby biotopů. Horské oblasti jsou našťastí většinou již součástí chráněných území, nebo se přímo jedná o rozsáhlé národní parky.

## SHRNUTÍ

### Aspekty důležité pro ochranu lesů v regionálním měřítku

- Rozšíření druhů určuje zeměpisná šířka a nadmořská výška.
- Různé oblasti a výšková pásma se vyznačují různými typy lesů.
- Změna klimatu může druhovou skladbu lesů měnit. Přeměna lesů by se měla orientovat na rozšíření druhů původních v rámci Evropy a upřednostňovat evropské druhy odolné vůči suchu před nepůvodními druhy.
- Horské lesy jsou náchylné na změnu klimatu a eutrofizaci a citlivě reagují na každý další zásah. Proto je hospodaření v nich třeba co nejvíce omezit – lze upustit od výsadby stromů a nenarušovat procesy přirozené obnovy.
- Díky dobře mezinárodně propojené síti chráněných území a národních parků lze lépe vytvářet cenné lesní krajiny. Mezinárodní spolupráce v ochraně lesů je nutností.

### Doporučení:

- Zvažovat, který typ lesa (a který druh) je pro oblast zájmu typický.
- Podporovat druhy přizpůsobené regionálním abiotickým poměrům, aby se zachovaly funkce lesa a jeho odolnost.
- Efekt klimatické změny povede k suchu a teplotnímu stresu. Při obnově lesa sázet a podporovat teplomilné a suchomilné druhy dřevin. Preferovat původní dřeviny před exotickými.
- Namísto holosečí používat šetrné metody obnovy (postupná obnovní seč, kotlíkové seče, apod.)



*Puštík obecný (Strix uralensis) je chráněný druh závislý na tlejícím dřevu velkých rozměrů. Očekává se, že kvůli klimatickým změnám se areál jeho rozšíření posune více na sever.*

Foto: T. Jiříčka



*Hospodaření s různověkým porostem.*



*Hospodaření se stejnověkým porostem.*



*Podrostní hospodaření.*



*Výmladkové hospodaření.*

*Různé typy hospodaření v lesích.*

*Foto: B. Uhl*

## 2.2 Krajinné měřítko

### 2.2.1 Fragmentace lesů a množství stanovišť

Kolik stromů dělá les lesem? Lesní biotopy samozřejmě potřebují určitou minimální velikost, aby si zachovaly všechny ekosystémové funkce, které by les měl běžně poskytovat. Pokud si lesní celek nedokáže udržet své charakteristické mikroklima, může být jeho plocha příliš malá na to, aby si zachoval všechny funkce lesního ekosystému.

Ve vědeckém prostředí stále probíhá diskuze nad tím, jaký vliv má množství a velikost stanovišť a jejich fragmentace (Fahrig 2013). Zatímco některé studie naznačují, že fragmentace může mít negativní vliv na biodiverzitu (Michaux a kol. 2019, Rossetti a kol. 2017), jiné ukazují, že za poklesem biodiverzity stojí často souběžně se vyskytující úbytek množství stanovišť v krajině, nikoliv pouhý dopad fragmentace (Fahrig 2013, Merckx a kol. 2019). Fragmentaci stanovišť lze rozdělit na dvě složky: zvýšená izolace mezi stanovišti a úbytek stanovišť jako takový (Fahrig 2003). Obě tyto složky mohou mít dopad na druhová společenstva fragmentovaných lesních stanovišť. Jako měřítko velikosti stanoviště se často používá velikost lesního celku. Tento postup však opomíjí vliv využitelnosti stanovišť v měřítku krajiny. Dvě malé plochy mohou být osídleny stejným počtem druhů jako jedna velká plocha podobné velikosti. Základní otázka tedy zní: Jaký druh diverzity se bere v úvahu? Místní  $\alpha$ -diverzita lesního celku nebo regionální  $\gamma$ -diverzita, která zahrnuje i fluktuaci druhů mezi celky? Jakmile se začne diskutovat o přírodě blízkých způsobech hospodaření v lesích v porovnání s pojetím integrativním a případně segregativním, nabývá tato otázka politického rozměru. Aby byla při přírodě blízkém hospodaření v lesích zachována  $\alpha$ -diverzita lesa, je třeba zachovat kvalitu místních stanovišť. Pokud se však ve všech lesích hospodaří stejným způsobem, zmenšuje se  $\beta$ -diverzita. Při segregativním obhospodařování lesů jsou kvalitní plochy chráněny pro svou  $\alpha$ -diverzitu, zatímco ostatní lesní plochy jsou intenzivně využívány pro produkci dřeva. Různorodost lesního hospodaření zde může podporovat  $\beta$ -diverzitu, avšak intenzivní produkce dřeva má často za následek velmi nízkou  $\alpha$ -diverzitu. S tím, jak se ochrana biologické rozmanitosti v lesích začíná zaměřovat z lokální  $\alpha$ -diverzity na regionální  $\gamma$ -diverzitu, začínají k diverzitě

v krajinném měřítku v praxi lesního hospodářství přispívají integrativní lesnické koncepce. Za nejlepší praxi pro zachování heterogenity stanovišť v místním i krajinném měřítku je považována kombinace šetrného lokálního hospodaření podporujícího biodiverzitu a různorodosti lesnických postupů v rámci regionu.

V moderním lesním hospodářství je vymezení lesa téměř neměnné, tím je zajištěno i stabilní množství stanovišť v celé krajině. V žádné ze zemí EU nepřesahuje dosavadní objem těžby čistý roční přírůstek dřeva (Tab. 2). Změna stanovišť samozřejmě záleží na velikosti daného lesa. Lokální  $\alpha$ -diverzita může být ovlivněna lokálním hospodařením, zejména pokud dojde ke vzniku rozsáhlých holin ve stejný čas.

Menší celky s vhodnými podmínkami jsou sice schopny poskytovat vhodná stanoviště pro rostliny (Honnay a kol. 1999, Wulf a Kolk 2014), to však nemusí platit pro houby (Ylisirniö a kol. 2016, Abrego a kol. 2015). Celky menší než 1 ha nemohou poskytnout mikroklimatické podmínky potřebné pro zachování např. chorošů (Ylisirniö a kol. 2016). Tyto dřevokazné houby, včetně některých vzácných a ohrožených druhů, jsou obzvláště náchylné ke zmenšování velikosti ploch (Berglund a Jonsson 2001, Ruete a kol. 2017). Kromě toho bylo zjištěno, že na malou velikost lesních ploch reagují negativně také společenstva arbuskulárních mykorhizních hub (Boeraeve a kol. 2019). U hmyzu závisí vliv velikosti lesní plochy na tom, na kterou skupinu zájmových druhů se zaměříme. Některým druhům



*Druhem houby vyskytujícím se pouze v přírodě blízkých lesích je korálovec jedlový (Hericium flagellum).*

*Foto: R. Simonis*



zjevně prospívají větší lesní celky. Zejména lesní specialisté jsou závislí na souvislé lesní ploše (Slade a kol. 2013, Tóthmérész a kol. 2018). Pro zajištění vhodného stanoviště pro lesní speciality se navrhuje minimální rozloha pěti hektarů s jádrovou zónou lesa vzdálenou alespoň 100 m od nejbližšího okraje lesního celku (Slade a kol. 2013). Jiné skupiny hmyzu jsou primárně závislé na strukturách otevřených stanovišť a lesní lokality využívají pouze druhotně jako stanoviště pro rozmnožování nebo získávání potravy. Například pokud jsou u včel a blanokřídlých k dispozici potřebné struktury pro hnízdění (např. obnažená půda) a plocha pro hledání potravy (např. místa s kvetoucími rostlinami), stačí k poskytnutí úkrytů již velmi malé lesní plochy (Proesmans a kol. 2019).

Ani u obratlovců není závislost na velkých lesních celcích konzistentní. U společenstev lesních ptáků existují náznaky, že větší lesní celky jsou druhově bohatší než celky drobné (Müller a kol. 2020), zatímco netopýrům se daří i na velmi malých plochách lesa (Mehr a kol. 2011). Větší býložravci a masožravci logicky potřebují území větší, a proto jsou silně vázáni na větší lesní celky.

#### 2.2.2 Propojenost lesních celků a jejich osidlování

Konektivita lesních celků je velkým problémem, zejména pokud jde o genetickou rozmanitost a dynamiku metapopulací. Důležitou roli zde mohou hrát volně stojící stromy a agrární liniové struktury (meze, atp.) v zemědělské krajině. Tyto struktury často slouží jako tzv. nášlapné kameny a mohou přispívat k propojení populací různých lesních celků.

Významnou roli hraje konektivita lesů u rostlin. Typicky lesní druhy rostlin mohou osidlovat obnovující se lokality pouze tehdy, pokud se v okolí



*Druhem vázaným na světlé lesy, který má omezenou schopnost šíření, je rudohávek jehlancovitý (Anacamptis pyramidalis).*

*Foto: B. Uhl*

nacházejí kvalitní lesy a pokud osidlování nebrání změněné půdní vlastnosti a přítomnost konkurenčních druhů na lokalitě (Honnay a kol. 2002). Půda v lesích však může být ovlivněna i atmosférickou depozicí dusíku (van Dobben a Vries 2017, Uhl a kol. 2021b). Na lesní rostlinná společenstva má tedy vliv nejen konektivita, ale také intenzita využívání půdy v krajině.

Konektivitou stanovišť jsou rovněž ovlivněna společenstva hub. Zdá se, že izolace lesního celku významně mění složení společenstva hub rostoucích na dřevě (Abrego a kol. 2015), přičemž na izolovaných a fragmentovaných lokalitách mizí indikační druhy vedené na červeném seznamu (Nordén a kol. 2018). Mykorhizní houby jsou k izolaci stanovišť naopak náchylné méně a zdá se, že jsou schopny kolonizovat i lesní fragmenty s omezenou konektivitou. Jejich ustavení však významně závisí na půdních poměrech na lesním stanovišti. Eutrofizace může druhovou bohatost arbuskulárních mykorhizních houbových společenstev významně snížit (Boeraeve a kol. 2019).

Na rozdíl od rostlin a hub je hmyz schopen aktivní migrace. Konektivita však hmyzí společenstva může ovlivnit a zejména pro lesní druhy mohou být nepřekonatelnou překážkou velké nezalesněné plochy, například plochy vzniklé zemědělským využíváním půdy (Slade a kol. 2013). V důsledku toho jsou izolací postiženi zejména predátoři a lesní specialisté (Buse a kol. 2016, Sverdrup-Thygeson a kol. 2017, Slade a kol. 2013). Slade a kol. (2013) zjistili, že pro specialisty ze skupiny lesních nočních motýlů mohou být pro migraci mezi lesními lokalitami rozhodující tzv. nášlapné kameny, například agrární liniové struktury (meze atp.) nebo volně stojící stromy. Tyto klíčové struktury účinně podporují migraci a šíření druhů. Konektivita je na jedné straně dobrá pro šíření hmyzu a biodiverzitu, na druhé straně však také podporuje šíření býložravců, což může mít vliv na hospodaření v lesích (Maguire a kol. 2015). Zatímco průměrná míra poškození porostů býložravým hmyzem může vést ke zvýšení produkce dřeva, a tím být v lesním hospodářství prospěšná, tak naopak vysoká míra poškození má silně negativní dopad na produkční funkci porostů (Maguire a kol. 2015). Podpora býložravého hmyzu v kombinaci se zachováním přirozených mechanismů regulace výskytu škůdců se proto jeví jako klíčová při hledání rovnováhy mezi zájmy lesního hospodářství a ochrany biologické rozmanitosti. I zde hraje důležitou roli konektivita, protože pro populace parazitoidů jsou nevhodné zejména malé a izolované plochy, které tak přispívají k přemnožení škůdců (Hughes a kol. 2015).

Pokud jsou vhodné části stanovišť od sebe odděleny, působí to problémy i obratlovcům. Zatímco šíření plšika lískového lze napomoci vytvářením agrárních liniových struktur spojujících lesní stanoviště (Mortelliti a kol. 2011), větší obratlovci (například tetřev hlušec *Tetrao urogallus*) jsou silně závislí na souvislých přirozených lesích. Jejich silná vazba na lesní stanoviště bez lidských zásahů vedla ke genetické izolaci evropských populací, přičemž v nejvíce izolovaných populacích ve střední Evropě se snížila genetická variabilita (Segelbacher a kol. 2003). I u druhů schopných migrovat na větší vzdálenosti se pravděpodobnost úspěšného šíření snižuje kvůli vysoké mortalitě, která je způsobena např. automobilovou dopravou (srážky na silnicích) a částečně i nelegálním lovem. To platí zejména pro velké evropské šelmy – rys ostrovid *Lynx lynx carpathicus* (Kramer-Schad a kol. 2004), kočka divoká *Felis silvestris* (Hartmann a kol. 2013) nebo vlk eurasijský *Canis lupus lupus* (Sunde a kol. 2021).

Kromě konektivity, která ovlivňuje schopnost šíření druhů, je poměrně důležité také samotné osídlení a osvojení si daného stanoviště (Komonen a Müller 2018). Proto je potřeba podporovat nejen konektivitu mezi stanovišti (např. úpravou nelesní krajiny), ale také kvalitu jednotlivých stanovišť, aby vyhovovala nárokům různých druhů (viz kap. 2.3).



Druhem silně ovlivněným fragmentací je jihoevropský druh tesaříka *Morimus asper*.

Foto: B. Uhl

#### 2.2.3 Okraje lesa

Lesní celek lze rozdělit na dvě části: vnitřní zóna a okraje lesa. Okraje lesa mají ve srovnání s vnitřním lesem změněné mikroklimatické a půdní poměry a mohou být ovlivněny okolní krajinou.

Okraje lesa jsou na jedné straně velmi cenným stanovištěm pro mnoho různých druhů, na druhé straně jsou však také náchylné k přísunu živin a pesticidů větrem, pokud s lesem sousedí intenzivně obhospodařované plochy. Některé studie rozlišují lesní okraje na různé typy podle jejich původu a vlastností, tj. zda jsou přirozeného původu, nebo zda jsou ovlivněny pokračujícími antropogenními činnostmi (Magura a kol. 2017).

U rostlin žádné rozdíly mezi přirozenými a antropogenně ovlivněnými okraji lesa uváděny nejsou (Andrieu a kol. 2018). Pokud jsou však lesní okraje obklopeny většími frakcemi antropogenně využívané krajiny, mohou být kolonizovány hojně rozšířenými generalistickými druhy na úkor vzácných druhů s vyhraněnými nároky (Uhl a kol. 2021b). Druhovou skladbu bylin lesních okrajů mohou změnit i herbicidy přinášené větrem (Egan a kol. 2014).

Pokud se podíváme na společenstva hub, zjistíme, že mladé lesní okraje negativně ovlivňují výskyt plodnic, biomasy půdních hub a indikačních druhů (Siitonen a kol. 2005, Crockatt 2012). Pokud však vezmeme v úvahu starší nebo přirozené lesní okraje, jsou i druhy, které z blízkosti lesních okrajů těží (Siitonen a kol. 2005). Složení společenstev hub se v blízkosti lesních okrajů výrazně mění (Abrego a kol. 2017), protože mikroklima a půdní vlastnosti těchto částí lesa specifickým potřebám lesních hub většinou neodpovídají. Zatímco jiné skupiny mohou z efektu lesních okrajů těžit, houby jsou skupinou, která je na tyto vlivy obzvláště náchylná.

Lesní okraje jsou ohnisky hmyzí biodiverzity (Müller a kol. 2007). Zatímco u včel a motýlů dosud neexistují žádné náznaky, že by se mezi sebou z pohledu druhového bohatství lišily přirozené lesní okraje a ty, které jsou ovlivněny lidskou činností (Andrieu a kol. 2018), u brouků je mnohem větší druhové bohatství na přirozených okrajích lesů (Magura a kol. 2017). Vzhledem k tomu, že okraje lesa ovlivněné lidskou činností mohou být ohroženy přísunem znečišťujících látek a živin větrem (v závislosti na podílu antropogenně pozměněné krajiny v okolí lesa), může být dále ovlivněno i druhové složení hmyzu (Uhl a kol. 2021a).



Mezi druhy motýlů, které lze nalézt na přirozených nenarušených okrajích lesů, jsou okáč kluběnkový (*Erebia aethiops*) a okáč lipnicový (*Pyronia tithonus*).

Foto: R. Hock

Pokud se na závěr podíváme na obratlovce, i zde mohou být okraje lesa důležitými strukturálními prvky. Okraje lesů a lesní paseky preferují jako potravní stanoviště některé druhy netopýrů (Bartonička a kol. 2008). Lesní okraje využívají k lovu přednostně kočky divoké. Často si přitom

v jejich blízkosti vybírají místa k odpočinku (Jerosch a kol. 2010, Beutel a kol. 2017). Co se týče ptáků, lesní specialisté se vyskytují pouze uprostřed lesů, zatímco lesní okraje nabízejí prostředí pro většinu generalistických druhů (Hofmeister a kol. 2017).

## SHRNUTÍ

### Aspekty důležité pro ochranu lesů v krajinném měřítku

- Množství stanovišť v měřítku krajiny může podpořit  $\gamma$ -diverzitu.
- Různorodé způsoby lesního hospodaření a integrativní koncepce lesního hospodaření přispívají k vytváření strukturální heterogenity v krajinném měřítku.
- Malé lesní ostrůvky nemusí poskytovat dostatek prostoru pro přežití typicky lesních druhů. Druhy lesních specialistů potřebují k trvalému udržení minimálně 5 ha (Slade a kol. 2013, Ylisirniö a kol. 2016).
- Významnou roli v biodiverzitě lesa hraje konektivita neboli propojenost stanovišť.
  - U drobnějších druhů mohou konektivitu výrazně zlepšit tzv. nášlapné kameny (jednotlivě rostoucí stromy a agrární liniové struktury jako např. meze) (Slade a kol. 2013, Mortelliti a kol. 2011).
  - Velcí obratlovci potřebují dobře propojené lesní plochy. Ochranu těchto druhů ohrožuje buď přímá závislost na rozsáhlých lesních celcích, nebo vysoká míra mortality během migrace v důsledku srážky s autem či nelegálního lovu (Kramer-Schad a kol. 2004, Hartmann a kol. 2013, Sunde a kol. 2021).
- Cenným a důležitým stanovištěm mohou být okraje lesů, které jsou ale také náchylné k zanášení pesticidy a živin větrem. Faktorem změn lesních společenstev je také množství intenzivně využívaných a antropogenně pozměněných ploch v okolí (Uhl a kol. 2021b, Seibold a kol. 2019). Nikdy by se proto nemělo zapomínat na krajinný kontext, je třeba jej do regionálních strategií ochrany biologické rozmanitosti začleňovat.
- Obzvláště významné jsou pro hmyzí společenstva tzv. přirozené lesní okraje a okraje bez antropogenního vlivu (např. nesousedící se zemědělskými, průmyslovými nebo městskými oblastmi), ty mohou hrát významnou roli pro biologickou rozmanitost.

### Doporučení:

- Usilovat o diverzifikaci způsobů hospodaření v měřítku krajiny.
- Vytvářet nášlapné kameny mezi lesními celky (např. jednotlivě stojící vyhrazené stromy a agrární liniové struktury jako meze).
- Zkvalitňovat lesní okraje (např. podporou rozmanitých rostlinných společenstev a dobře vyvinuté struktury lesních okrajů).
- Vytvářet přirozené lesní okraje (např. pomocí kotlíkové seče, probírky s variabilní intenzitou nebo rozšiřováním lesních cest pro podporu doprovodných druhů rostlin).
- V případě stejnověkých lesů vnášet do stromového patra heterogenitu např. pomocí probírky s variabilní intenzitou.



*Bourovec trnkový (Eriogaster catax), vzácný a chráněný druh typický pro nenarušené okraje lesů s výskytem trnky obecné (Prunus spinosa).*

Foto: M. Wölfling



*V mladých stejnověkových porostech lze pro zvýšení heterogenity použít probírky s variabilní intenzitou.*

*Foto: J. Červenka*

## 2.3 Lokální měřítko (heterogenita v rámci lesa)

### 2.3.1 Druhová skladba dřevin

Diverzita lesních dřevin a produktivita lesa spolu pozitivně souvisí, přičemž více druhů dřevin přináší vyšší produktivitu (Liang a kol. 2016, Jactel a kol. 2018) a stromy obklopené jedinci jiných druhů dřevin rostou rychleji než stromy v monokultuře (Fan a kol. 2020). Diverzita stromů navíc zvyšuje odolnost lesů vůči přírodním disturbancím, jako je například herbivorie, půdní houbové choroby a vichřice (Jactel a kol. 2017). V závislosti na druhové skladbě stromů se také mění lesní mikroklima (Renaud a kol. 2011). Přesto se zdá, že některé kombinace druhů podléhají suchu více (Jactel a kol. 2017).

Zvyšování diverzity dřevin má pozitivní vliv na biodiverzitu lesů (Felton a kol. 2010), ale je neméně důležité, které dřeviny jsou k obohacení použity. Ve smíšených lesích prospívají podrostní rostlinná společenstva (Gong a kol. 2021), ta jsou však také závislá na skladbě stromů. Ke snížení biodiverzity lesních rostlinných společenstev může dojít při šíření nepůvodních druhů dřevin, jako jsou např. dub červený (*Quercus rubra*) nebo pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*). Proto by při podpoře druhové rozmanitosti lesních dřevin měly být vždy upřednostňovány původní druhy (Chmura 2013, Montecchiari a kol. 2020).

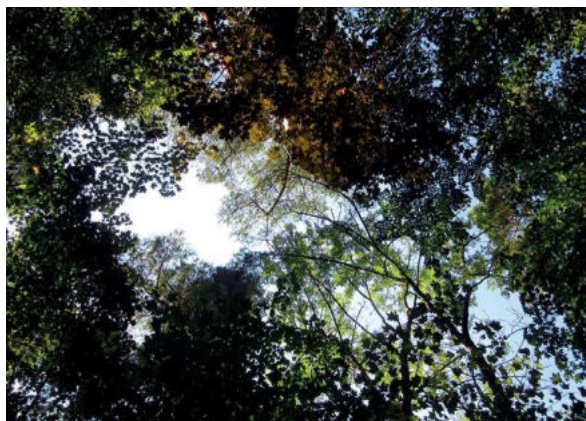
Druhová skladba půdních hub je utvářena druhovou skladbou dřevin (Nagati a kol. 2018). Vysazováním nepůvodních dřevin může dojít ke snížení relativní početnosti důležitých funkčních skupin půdních hub (Likulunga a kol. 2021). Druhy jako např.

douglasku tisolistou (*Pseudotsuga menziesii*) může ve skutečnosti využívat jen malá část druhů hub, což diverzitu lesních hub snižuje (Schmid a kol. 2014).

Diverzita lesního hmyzu je silně závislá na druhové pestrosti dřevin (Ampoorter a kol. 2020). Při větším počtu různých dřevin je k dispozici více rozmanitých hostitelů a mikrorefugií pro různé funkční skupiny, včetně mnoha druhů specialistů. Smíšené lesní porosty jsou odolnější vůči přemnožení škůdců, jak ukazují studie týkající se např. bourovčika toulavého *Thaumetopoea processionea* (Damestoy a kol. 2020), bekyně velkohlavé *Lymantria dispar* (MacLean a Clark 2021) a kůrovců, tj. podčeled' *Scolytinae* (Dobor a kol. 2020). Vliv introdukovaných dřevin na

společenstva členovců silně závisí na fylogenetické odlišnosti nepůvodních druhů od ostatních původních dřevin. Již zmíněná douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii*) může být využívána mnoha původními býložravými druhy, které se běžně žíví původními jehličnany (Schmid a kol. 2014). Přesto se po přimíšení nepůvodních druhů do lesních porostů druhová skladba mění, a proto mohou nepůvodní směsi ohrozit zachování zejména vzácných a specializovaných druhů (Kriegel a kol. 2021).

Pro ptáky, netopýry a další druhy obratlovců má druhová skladba dřevin důležitost spíše okrajovou. Tyto druhy jsou více závislé na struktuře lesa než na druhové rozmanitosti stromů.



Vlevo: Pohled do stromového patra smíšeného lesa. Vpravo: Nepůvodní dřevinou, která může negativně ovlivnit biologickou rozmanitost lesa, je pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*).

Foto: B. Uhl

### 2.3.2 Vertikální struktura stromového patra

Formování struktury lesa, ať už ve stejnověkových nebo různověkových porostech, přináší různé stupně vertikální heterogenity (patrovitosti). Zatímco ve stejnověkových porostech převládají stromy s podobnou výškou a menší heterogenitou pater,

v různověkových porostech se vyskytují stromy různých velikostí s vyšší heterogenitou vertikální struktury. Vertikální struktura je pozitivně ovlivňována i dalšími patry: Dobře vyvinutý podrost může formovat keřové patro, pro něž jsou charakteristické druhy hlohu a drobné druhy rodu *Prunus*. Výskytem předrůstajících stromů se naopak formuje nadúrovňové patro.

Vertikální heterogenita stromového patra může být bezpochyby známkou vysoké druhové rozmanitosti rostlin, protože víceetážový přírodě blízký les je složen z více druhů než stejnověká monokultura. Pozitivní korelace mezi diverzitou lesního bylinného patra a diverzitou stromového patra byla zjištěna v přírodě blízkých chráněných lesích (Dölle a kol. 2017) i v hospodářských lesích (Márialigeti a kol. 2016).

V případě společenstev hub jsou vědecké poznatky o tom, jak jsou formována patrovitostí, omezené. Je však známo, že struktura těchto společenstev se utváří podél gradientu vertikální skladby lesa (Unterseher a Tal 2006). Vertikální heterogenita stromového patra proto může poskytovat více nik pro různá společenstva hub, což zvyšuje celkovou diverzitu lesních druhů.

Pokud se podíváme na hmyz, utváří se vertikální skladbou stromového patra společenstva herbivorního hmyzu a parazitoidů, s vyšší hostitelskou specifitou parazitoidů v horních částech stromového patra, ale vyšším parazitismem v částech umístěných níže (Šigut a kol. 2018). Ačkoli se diverzita mezi jednotlivými částmi stromového patra liší (Šigut a kol. 2018) a zdá se, že početnost hmyzu se s vertikální heterogenitou stromového patra zvyšuje

(Müller a kol. 2018), neznamená to, že víceetážové porosty automaticky hostí více druhů (Müller a kol. 2018). Zde mohou být více určující jiné charakteristiky lesa, například diverzita hostitelských dřevin (Fornoff a kol. 2019).

Společenstva netopýrů reagují na zvýšenou vertikální heterogenitu negativně (Ampoorter a kol. 2020), což může být důsledkem toho, že netopýři dávají při hledání potravy přednost otevřenějším stanovištím. Kopytníci naopak přednostně využívají lesní porosty s vysokou vertikální heterogenitou, protože jim malé stromy a keře poskytují úkryt a potravu (Ampoorter a kol. 2020).

Vlivy vertikální heterogenity a s ní související vlivy způsobů hospodaření (stejnověký vs. různověký porost) na biodiverzitu nejsou dobře známy (Nolet a kol. 2018). Zatímco různověké porosty poskytují vyšší heterogenitu stanovišť a více ekologických nik v lokálním měřítku, stejnověké porosty poskytují vyšší heterogenitu stanovišť v krajině měřítku, což vede k vyšší  $\beta$ -diverzitě (Schall a kol. 2018). Nejslibnějším způsobem, jak zachovat biologickou rozmanitost lesů, by mohla být kombinace obojího, tedy stanovišť vysoké kvality a vysoké rozmanitosti různých typů stanovišť v daném typu krajiny.



Typické houby středoevropských otevřených stanovišť: voskovka papouščí (*Gliophorus psittacinus*), kyjanka červíková (*Clavaria fragilis*) a voskovka citronová (*Hygrocybe chlorophana*).

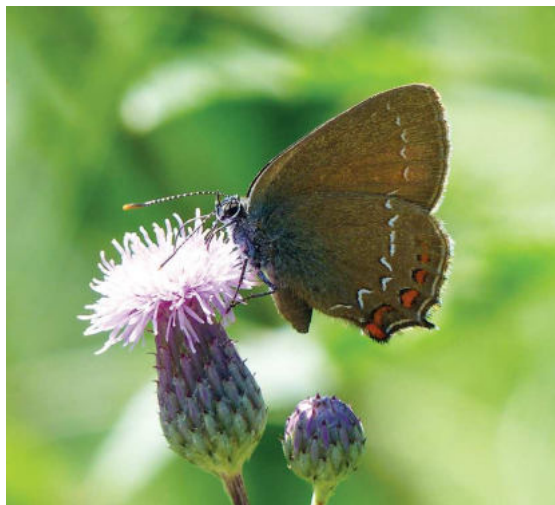
Foto: P. Karasch

### 2.3.3 Horizontální skladba stromového patra

Heterogenity v horizontální skladbě stromového patra lze dosáhnout např. kácením a udržováním malých lesních pasek nebo vytvářením prosvětlených lesů tradičními způsoby hospodaření, jako je výmladkové hospodářství, pařezení s výstavky a lesní pastva. Lesní paseky a světlé lesy jsou ve střední Evropě velmi důležitými biotopy, které slouží jako ohniska biodiverzity (Sebek a kol. 2015, Miklín a Čížek 2014). Ke vzniku cenných a na druhy bohatých stanovišť mohou sloužit i disturbance, například škody způsobené vichřicemi nebo požáry a odumírání stromů v důsledku chorob nebo sucha (Müller a kol. 2008). Zde se tedy nejvíce projevuje rozpor mezi ekonomickými zájmy a zájmy ochrany přírody, neboť narušení lesního porostu na jedné straně podporuje biodiverzitu, ale na druhé straně snižuje ekonomický prospěch.

#### 2.3.3.1 Malé lesní paseky a holoseče

Malé porostní mezery (do 0,1 ha, maximálně 1–2 plochy na hektar) jsou důležitou nikou pro byliny a trávy vyžadující dostatek světla. Na rozdíl od jiných otevřených stanovišť jsou v lesích víceméně zachovány stabilní mikroklimatické podmínky. Proto se zde vyskytuje mnoho druhů kvetoucích rostlin (Ujházy a kol. 2017, Lanta a kol. 2019, Steinert a kol. 2018). Přednostně na malých lesních pasekách rostou vzácné a chráněné druhy, například různé druhy orchidejí, což podtrhuje význam těchto stanovišť pro druhovou ochranu (Bertolini a kol. 2012, Uhl a kol. 2021b). Dokonce i při pohledu na společenstva hub, která jsou obvykle závislá na vlhkých podmínkách pod korunovým zápojem, lze na pasekách – pokud nedochází k odklízení zbytků po těžbě – nalézt některé houby včetně druhů chorošů uvedených na červeném seznamu (Löhmus 2011, von Felten a kol. 2020).



*Modrásek ostruháček česvinový (Satyrium ilicis) z většiny lesních stanovišť vymizel. Tento druh je totiž závislý na otevřených strukturách, jako jsou například porostní mezery.*

*Foto: R. Hock*

Díky vysoké rozmanitosti květeny jsou otevřené plochy v lese důležité také pro hmyzí opylovače (Rodríguez a Kouki 2017, Korpela a kol. 2015) a herbivorní hmyz (Blixt a kol. 2015, Jokela a kol. 2019). Parazitoidi profitují z porostních mezer, zvyšuje se tak míra parazitismu a vzniká tak rovnováha mezi hmyzími býložravci a predátory (Eckerter a kol. 2021). Na lesních pasekách dosahuje vrcholu druhové bohatství brouků, přičemž z druhově bohatého bylinného patra profitují nejen brouci býložravci, ale také druhy žijící v tlejícím dřevu, které pro svůj vývoj preferují osluněné struktury tohoto dřeva (Müller a kol. 2010).

Díky velkému množství hmyzu jsou lesní paseky důležitým potravním stanovištěm pro netopýry (Tena a kol. 2020). Kromě toho mohou porostní mezery přispívat také k většímu výskytu druhů ptáků (Žmihorski a kol. 2016) a plazů (von Felten a kol. 2020).



Lesní paseky mohou vznikat vlastním obhospodařováním (holosečí) nebo disturbancemi. Zatímco holoseč v rámci intenzivního obhospodařování stejnověkých lesních porostů nebo lesnictví s krátkou obmětní dobou jsou metody, které byly dlouho považovány za poměrně invazivní způsob lesního hospodaření (Duncker a kol. 2012), novější studie ukazují, že holosečí lze biodiverzitu podpořit (zejména pokud je výsledkem hospodaření mozaikovitost porostu v čase, jako je tomu v případě nepravidelné clonné seče). Metody hospodaření napodobující „přirozené disturbance“ a integrativní pojetí hospodaření přispívají ke zvyšování strukturní heterogenity a k rozmanitosti krajinné mozaiky (Schall a kol. 2018).

#### 2.3.3.2 Světlé lesy

Pokud není rozvolněnost korunového patra soustředěna na jediném místě (např. porostní mezera), ale celý les má otevřenou a světelně propustnou skladbu stromového patra, hovoříme o světých lesích. Tyto lesy jsou považovány za jedno z biologicky nejrozmanitějších stanovišť ve střední Evropě (Miklín a Čížek 2014). I když se stále diskutuje o tom,

zda byly světlé lesy kdysi v Evropě dominantním typem lesa (podle hypotézy megaherbivorů [Owen-Smith 1987]) nebo zda se na většině území Evropy vyskytovaly souvislé zapojené lesy (jak naznačují pylové analýzy [Zanon a kol. 2018]), je význam světlých lesů pro dnešní biodiverzitu nepopiratelný (Horák a kol. 2018). Světlé lesy dnes většinou vznikají tradičními způsoby hospodaření, jako je lesní pastva, výmladkové hospodaření a pařezení s ponecháváním výstavků. Přesto jsou tyto lesy ohroženy přísunem živin, nepůvodními druhy a procesy přirozené sukcese (Chudomelová a kol. 2017).

Světlý les se ve srovnání s lesy se zapojeným stromovým patrem vyznačuje druhově bohatým bylinným a keřovým patrem. Bylo zjištěno, že extenzivní způsoby hospodaření vedoucí k lesům s rozvolněným zápojem nejen že podporují druhovou rozmanitost a funkční divergenci rostlin, ale mění i skladbu společenstva podrostu (Šebesta a kol. 2017, Chelli a kol. 2021). Rozvolnění zápoje však může vést ke zvýšené míře oteplování uvnitř lesů, což může ovlivnit odolnost lesů vůči změně klimatu (Zellweger a kol. 2020).



Vzácnými druhy motýlů vyskytujícími se na stanovištích světých lesů jsou v ČR vymřelý okáč hnědý (*Coenonympha hero*), okáč jílkový (*Lopinga achine*) a hnědásek osíkový (*Euphydryas maturna*).

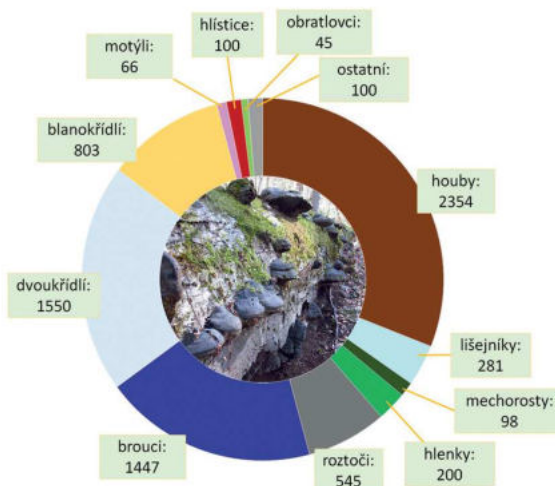
Foto: R. Hock

Dobře vyvinuté keřové a bylinné patro ve světlých lesích poskytuje řadu různých nik pro řadu druhů. Ve světlých lesích se vyskytuje mnoho střeoevropských druhů motýlů, včetně ohrožených druhů a druhů zařazených v červeném seznamu, například hnědásek osíkový (*Euphydryas maturna*) a okáč jílkový (*Lopinga achine*), tj. druhy, které jsou na tento typ stanoviště obzvláště vázány (Freese a kol. 2006). Řada vzácných druhů brouků vedených na červeném seznamu se vyskytuje v lesích, které kdysi měly rozvolněný zápoj. Ten podporuje přežívání starých biotopových stromů, které jsou pro tyto druhy brouků důležité. Miklín a kol. (2018) předpokládají, že větší zapojení korunového patra se u těchto druhů projevuje až s určitým časovým zpožděním a že to z dlouhodobého hlediska může vést k vymizení těchto druhů.

Pokud se podíváme na obratlovce, ptačí společenstva světlých lesů se zcela liší od společenstev v lesích se zapojeným stromovým patrem (Fuller a Green 2020). Světlé lesy prospívají především specializovaným druhům, což podtrhuje význam tradičních extenzivních způsobů obhospodařování lesů (Zasadil a kol. 2020).

### 2.3.4 Tlející dřevo

Jak je nám dosud známo, různorodost stanovišť je pro biodiverzitu většinou prospěšná. Heterogenita v rozmanitosti dřevin, skladbě stromového patra a stáří porostů tak může přispívat k podpoře druhově bohatého společenstva. Další klíčovou složkou, která by v multifunkčním lese neměla chybět, je tlející dřevo (Thorn a kol. 2020, Seibold a kol. 2015a). Tlející dřevo slouží jako stanoviště pro celou řadu druhů (Obr. 3), z nichž některé jsou užitečnými indikátory přirozenosti lesa (Blaschke a kol. 2009). Průměrné množství tlejícího dřeva v evropských lesích k roku 2015 činí 11,5 m<sup>3</sup>/ha (FOREST EUROPE 2020), avšak většina skupin druhů



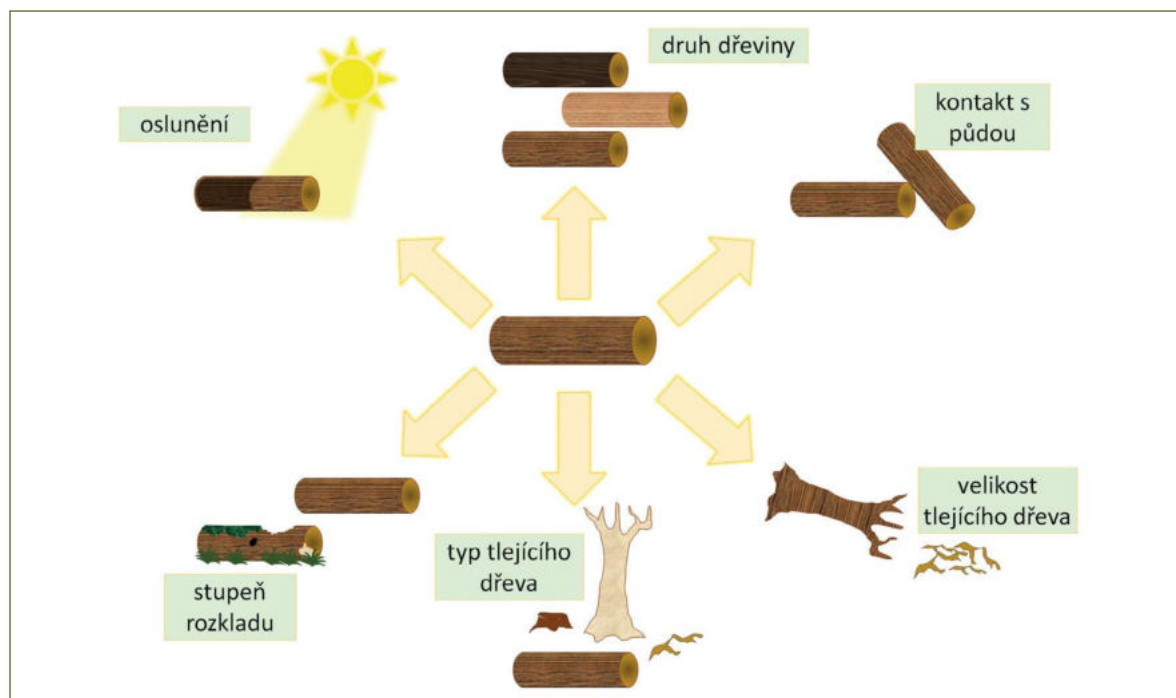
Obr. 3: Počet druhů závislých na tlejícím dřevu v různých taxonomických skupinách: celkem 7 589 druhů vedených v databázi saproxylických druhů severských zemí (Stokland a Meyke 2008).

závislých na tlejícím dřevu upřednostňuje jeho vyšší množství (20–50 m<sup>3</sup>/ha). Minimální množství tlejícího dřeva závisí na typu lesa, přičemž v boreálních jehličnatých lesích je potřeba 20–30 m<sup>3</sup>/ha, ve smíšených horských lesích 30–40 m<sup>3</sup>/ha a v nížinných lesích 30–50 m<sup>3</sup>/ha (Lachat a kol. 2013). Ve většině evropských lesů je tedy tlejícího dřeva zásadní nedostatek a obnova jeho množství se jeví jako slibný nástroj funkčního a taxonomického obohacení lesních ekosystémů (Doerfler a kol. 2020).

Tlející dřevo navíc nabývá různých tvarů a rozměrů (Obr. 4). U mnoha saproxylických druhů může být určující druh dřeviny, ze které tlející dřevo pochází (Gossner a kol. 2016, Vogel a kol. 2020, Kraha a kol. 2018). Významný vliv na společenstva závislá na tlejícím dřevu může mít také poloha (např. kontakt s půdou, oslunění) nebo tvar tlejícího dřeva (Vogel a kol. 2020). Na složení saproxylických společenstev má v neposlední řadě vliv i stupeň rozkladu tlejícího dřeva (Dittrich a kol. 2014).

Co se týče společenstev organismů, na rozkládajícím se dřevě můžeme nalézt řadu mechorostů a lišejníků. Zejména tlející dřevo o velké tloušťce v pokročilém stupni rozkladu nabízí životní prostor mnoha různým druhům (Dittrich a kol. 2014). Význam tlejícího dřeva pro houby je potvrzen řadou studií (Krah a kol. 2018, Bässler a kol. 2010, Pouska a kol. 2016, Blaser a kol. 2013). Jednorázové navýšení množství tlejícího dřeva může podpořit druhovou rozmanitost, nicméně pro zachování druhů uvedených na červeném seznamu je nutné ho ponechávat průběžně, protože trvá obzvláště dlouho, než se tlející dřevo stane vhodným substrátem pro ohrožené houby (Pasanen a kol. 2014). Důležitou roli hraje také diverzita různých dřevin, z nichž tlející dřevo pochází, protože koevoluční vazby saproxylických hub na jejich hostitelské stromy jsou silné (Purahong a kol. 2017).

Výzkum saproxylických brouků ukázal, že zejména druhy závislé na tlejícím dřevu o velké tloušťce, tlejícím dřevu listnatých stromů a osluněném tlejícím dřevu čelí vysokému riziku vyhynutí (Seibold a kol. 2015b). Vzácnost těchto druhů jasně poukazuje na některé nevýhody moderního lesnictví, kde ve velkém měřítku chybí kombinace rozvolněných lesů a tlejícího dřeva velké tloušťky. Stejně jako v případě společenstev hub i zde druh dřeviny určuje, jaká společenstva saproxylických brouků se nacházejí v tlejícím dřevu (Gossner a kol. 2016). Zatímco znalosti o saproxylických broucích a jejich závislosti na tlejícím dřevu jsou dnes poměrně dobré, ostatní skupiny hmyzu jsou prozkoumané méně, ačkoli i ony mohou být na tlejícím dřevu přímo či nepřímo závislé (Seibold a kol. 2015a, Stokland a kol. 2012).



Obr. 4: Schématický přehled vlastností tlejícího dřeva, o nichž je známo, že utvářejí saproxylická společenstva.



Slizečka porcelánová [*Oudemansiella (Mucidula) mucida*] na pahýlu.

Foto: P. Karasch



Pod kůrou odumřelých stromů probíhá např. vývoj drobné můry, krásněnky *Alabonia geoffrella*.

Foto: M. Wölfling

Tlející dřevo využívají mnohé chráněné druhy obratlovců. K odpočinku si ho často vybírají kočky divoké a slouží jim jako důležitý úkryt (Jerosch a kol. 2010). Tlející dřevo je důležitým místem k odpočinku i pro netopýry (Dietz a kol. 2018). Především stojící sušše jsou velmi cenným biotopem pro biodiver-

zitu. Stojící tlející dřevo z evropských hospodářských lesů většinou vymizelo, byť poskytuje úkryt mnoha druhům, nejen netopýrům, ale i datlovitým a dalším ptákům hnízdícím v dutinách (Aszalós a kol. 2020, Gutzat a Dormann 2018).



Ponechávání dřeva k zetlení po nahodilé těžbě v Národním parku Šumava. Šíření kůrovce se brání odkorňováním ponechaných kmenů.

Foto: V. Pouska

### SHRNUTÍ

#### Aspekty důležité pro ochranu lesů v místním měřítku

- Různorodost dřevin podporuje produktivitu, odolnost a biologickou rozmanitost.
- Původní druhy dřevin by měly být vždy upřednostňovány před nepůvodními.
- Skladbu společenstev ovlivňuje vertikální struktura stromového patra.
- Pro biologickou rozmanitost má velký význam heterogenita horizontální struktury stromového patra.
  - Bezzásahové metody mohou vést k úbytku struktur světlých lesů. To by bylo v rozporu s ochranou biologické rozmanitosti. I v chráněných územích je proto alespoň do určité míry nutný tradiční způsob hospodaření (Horák a kol. 2018, Sebek a kol. 2015).
  - V doubravách žije mnoho druhů specialistů závislých na struktuře světlého lesa. Tyto lesy jsou proto předmětem zvláštního zájmu ochrany přírody. Pro vytvoření struktur biotopů potřebných k ustavení druhově bohatých společenstev je hospodaření v dubových lesích třeba pečlivě plánovat (Mölder a kol. 2019).
  - Znovuzavedení extenzivních způsobů hospodaření (výmladkové hospodaření, pažení s ponecháváním výstavků, apod.) je způsob, jak podpořit biodiverzitu. Tyto tradiční postupy však lze také vylepšit, např. uvolněním vzrostlejších výstavků a obohacováním stanovišť tlejícím dřevem (Chelli a kol. 2021, Horák a kol. 2018).
  - Při výpočtu ekonomické hodnoty lesa se dosud nezmiňují žádné kombinace lesního a zemědělského hospodaření (FOREST EUROPE 2020). Tyto extenzivní metody hospodaření by však měly být začleněny a podporovány, aby se zachovala důležitá ohniska biologické rozmanitosti.
- Tlející dřevo větších dimenzí (padlé stromy a souše) a jeho zdroje (biotopové stromy, skupiny stromů na dožití) jsou klíčovou složkou pro multifunkčnost lesa a biodiverzitu. Množství tlejícího dřeva je třeba ve většině evropských lesů alespoň zdvojnásobit (cílová hodnota je alespoň 20 m<sup>3</sup>/ha). Ponechávání různých typů tlejícího dřeva (taxonomická a strukturální heterogenita) v různých světelných režimech může navíc zvýšit diverzitu saproxylických organismů.

#### Doporučení:

- Podporovat mix různých původních druhů dřevin a bránit poškození přirozeného zmlazení.
- Především v doubravách zvážit znovuzavedení světlých lesů. Kdykoli je hlavním cílem podpora biodiverzity, jsou tradiční způsoby hospodaření klíčem k vytváření druhově bohatých stanovišť.
- K podpoře heterogenity lesního porostu může přispívat probírka s variabilní intenzitou. V rámci diverzifikace skladby lesa a zalesňování využívat kotlíkové seče (do 0,1 ha, maximálně 1–2 porostní mezery na 1 ha).
- Podporovat a chránit biotopové stromy vyhledáváním stávajících nebo výběrem potenciálních. Tyto stromy se označí a ponechají v porostu na dožití (např. stromy s dutinami a stromy napadené houbami). V chráněných územích může být jednou z možností aktivní tvorba biotopových stromů (např. krácením korun nebo kroužkováním). Všimnout si přestárých stromů a ponechávat je v lese na dožití.
- Podporovat vzácné druhy lesních dřevin (mimo jiné i aktivní výsadbou těchto druhů, např. na lesních okrajích).
- Snažit se obohacovat les o různé druhy tlejícího dřeva, a to buď aktivně obohacováním o tlející dřevo, nebo nejlépe pasivně ponecháváním přirozeně vzniklého tlejícího dřeva v porostech. Pokud je to možné, zachovávat odumřelé stojící a ležící stromy nedotčené.



*Nejrůznější mikrobioty pro mnoho druhů představují biotopové stromy, např. velmi staré duby.  
Foto: G. Schuster*

## 2.4 Časová dynamika skladby lesa

### 2.4.1 Stáří stromů, věková struktura a staré stromy

Tři čtvrtiny lesů v Evropě představují stejnověkové porosty, zatímco pouze jedna čtvrtina jsou porosty různověké (FOREST EUROPE 2020). Z těchto stejnověkových porostů je většina lesů ve střední fázi vývoje. Převažující tloušťky se tedy pohybují mezi 21 a 40 cm (FOREST EUROPE 2020). Tato malá věková heterogenita a nedostatek starých stromů ohrožuje řadu druhů. Zvláště specializované a vzácné druhy často vykazují silnou vazbu na dospělé stromy, což podtrhuje jejich význam pro biodiverzitu lesa. Lesy jsou ovlivňovány neustálými změnami v důsledku sukcesních procesů. Sukcese se dělí do celkem devíti různých stádií: stádium porostních mezer, počátek obnovy, zajištění obnovy, časné optimum, střední optimum, pozdní optimum, stádium proředění,

terminální stádium a konečně stádium rozpadu (Obr. 5). V lesnictví se obvykle používají pouze stádia počínaje stádiem porostních mezer až po stádium pozdního optima. Kvůli těžbě dřeva a následnému zalesnění se s pozdějšími sukcesními stadii v hospodářských lesích obvykle nesetkáme, přestože právě tato stádia mohou být z hlediska biodiverzity velmi důležitá (Hilmers a kol. 2018).

Rostlinná společenstva jsou druhově bohatá zejména ve stádiích pozdní a rané sukcese (Hilmers a kol. 2018), kdy mají k dispozici nejvíce světla. Naproti tomu společenstva hub preferují stádium pozdního optima, kdy zápoj stromového patra zajišťuje převážně stinné a vlhké podmínky (Hilmers a kol. 2018). Staré a tlející stromy jsou velmi důležitými strukturami zejména pro dřevokazné houby (Hilmers a kol. 2018, Runnel a Löhmus 2017). Biotopové stromy mohou ovlivňovat procesy tlení dřeva v okolí, protože se zvyšuje rozmanitost hub, a tím i konkurence (Wetherbee a kol. 2021).

Staré biotopové stromy jsou velmi důležité pro mnoho vzácných druhů brouků (Miklín a kol. 2018, Wetherbee a kol. 2021). V blízkosti těchto stromů se vyskytuje i mnoho dravých druhů brouků, ti se často živí i běžnými škůdci a pomáhají tak předcházet jejich přemnožení (Wetherbee a kol. 2020). V přirozených a strukturně bohatých lesích je diverzita společenstev hmyzu ovlivněna aditivní homogenizací, což znamená, že tyto lesy mohou být kolonizovány i dalšími druhy (Uhl a kol. 2021a). Tato druhově bohatá společenstva vytvářejí základ multifunkčního lesního ekosystému, zajišťují opylování a potravu pro vyšší trofické úrovně.



Vzácným druhem brouka závislým na strukturách starých vzrostlých stromů je trnoštitec horský (*Tragosoma depsarium*).

Foto: S. Thorn

Například pro mnoho ptáků a netopýrů je hmyz hlavním zdrojem potravy. Kromě toho mohou staré stromy a stojící tlející dřevo poskytovat dutiny a další mikrostanovištní struktury, které tyto dvě skupiny často využívají (Dietz a kol. 2018, Aszalós a kol. 2020).

#### 2.4.2 Režimy narušení lesa

Probíhající velké změny v lesích a následná sukcese ukazují, že lesy nejsou systémy stabilní, nýbrž dynamické. Kromě sukcese mohou skladbu lesa zásadním způsobem měnit abiotické a biotické disturbance. Narušení lesa neboli disturbance jsou v hospodářských lesích považovány za negativní, ohrožující zdravotní stav a ekonomickou stránku lesů (FOREST EUROPE 2020). Otázka však zní: Jsou disturbance v lesích skutečně něco negativního, a jaké jsou – kromě ekonomických ztrát – dopady disturbance v lesích? Disturbanční režimy ovlivňují proces utváření společenstev a následně směr, kterým se bude biodiverzita na daném stanovišti ubírat (Vellend 2010). Zvýšením dostupnosti zdrojů (např. tlejícího dřeva) a celkové strukturální heterogenity mohou disturbance navíc podpořit i druhové bohatství. Všechny tyto procesy nejsou zcela objasněny, což ztěžuje předpovědi vlivu disturbance a následné obnovy lesa na biodiverzitu.

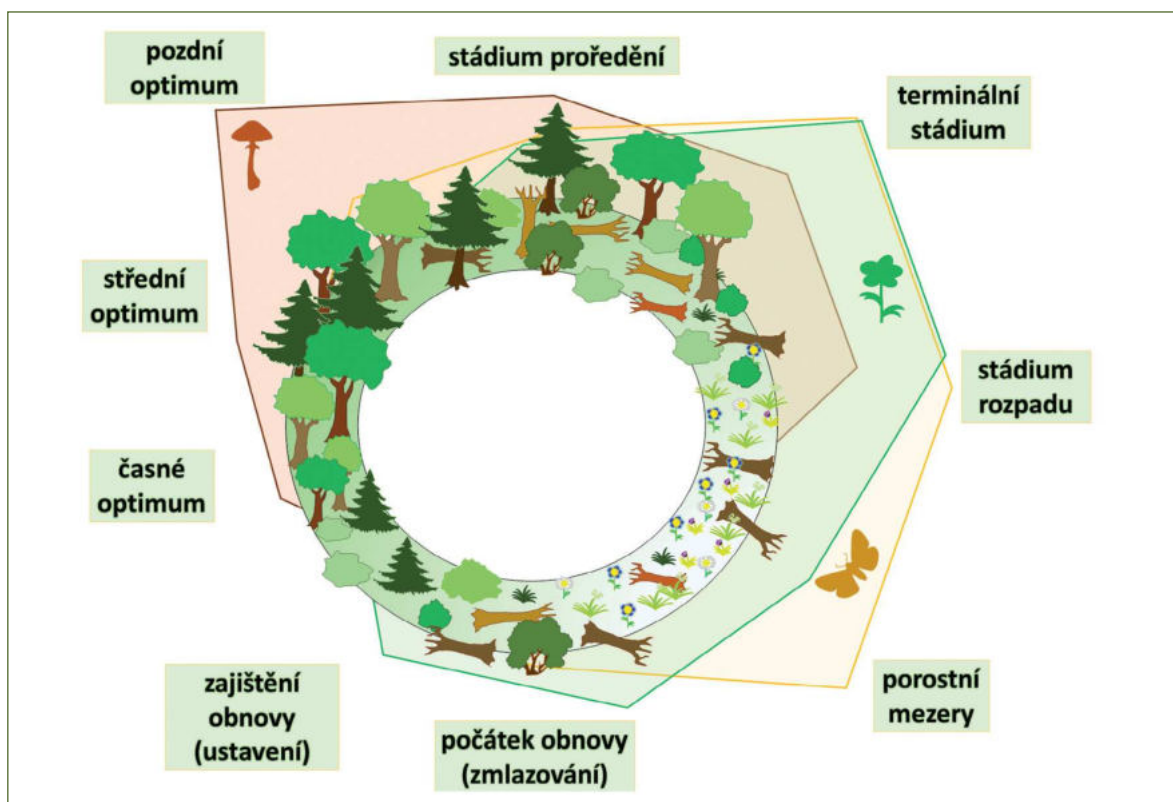
V některých evropských zemích (mj. Bulharsko, Rumunsko a Chorvatsko) jsou jako hlavní příčiny poškození lesů uváděny abiotické disturbance – například vichřice a jiné povětrnostní jevy (Tab. 1). Vlivem vichřice mohou během několika hodin či dnů vzniknout rozsáhlé lesní plochy s obrovským množstvím tlejícího dřeva. Tyto polomy jsou většinou rychle zpracovány, aby se snížilo riziko kůrovcové gradace (Dobor a kol. 2020). Asanační těžba dřeva po disturbance však může mít závažné negativní vlivy na biodiverzitu (Thorn a kol. 2014) a obnovu lesa (Taerøe a kol. 2019). Přítomnost vývrátů a dalších struktur v podobě tlejícího dřeva podporuje proces přirozené obnovy (uchycení a odrůstání zmlazení) (Ulanova 2000). Větrné disturbance také podporují diverzitu hmyzu. Druhové složení se však mění, když se na lokalitách provádí asanační těžba (Wermelinger a kol. 2017). Konečně asanační těžba je účinná pouze tehdy, když je možné provádět ji ve vysoké míře. Pokud je asanováno méně než 95 %

stromů, není dynamika kůrovce zásadně ovlivněna. Zásoby uhlíku v ekosystémech v krajinném měřítku se přitom snižují (Dobor a kol. 2020).

Strukturu lesa mohou závažným způsobem ovlivnit také biotičtí činitelé. Jako příklad lze uvést podkorní hmyz, který je často považován za největšího škůdce pro zdraví hospodářských lesů. Změna klimatu podporuje namnožení podkorního hmyzu, zejména pokud jde o lýkožrouta smrkového. V Německu i v ČR jsou škody způsobené tímto druhem nejčastější příčinou poškození lesů (Statistisches Bundesamt 2020, Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020). Většina vysázených

smrkových lesů však ve skutečnosti neodpovídala přirozenému rozšíření této dřeviny a jejím ekologickým nárokům. Ačkoli změnou klimatu se výskyt kůrovců zvyšuje, kůrovcem způsobené změny ve struktuře lesa snižují pravděpodobnost jeho výskytu v budoucnosti (Sommerfeld a kol. 2021), což naznačuje určitou samoregulaci v rámci režimů kůrovcové disturbance.

Jak už bylo zmíněno, lýkožrout smrkový je považován za nejnebezpečnějšího škůdce pro hospodářské smrkové lesy v celé Eurasii. Mimo to je ale často považován za klíčový druh, který hraje důležitou roli v dynamice lesa tím, že vytváří biotopy, z nichž



Obr. 5: Sukcesní stádia evropských lesů a normalizovaný počet druhů hub (hnědý polygon), rostlin (zelený polygon) a živočichů (žlutý polygon) podle výsledků autorů Hilmers a kol. (2018).





Obnovující se horské smrčiny s vysokým podílem tlejícího dřeva vyhledává datlík tříprstý (*Picooides tridactylus*).  
Kůrovce vytváří pro tento druh ideální prostředí.

Foto: R. Simonis

těží mnoho různých druhů (Müller a kol. 2008, Przepióra a kol. 2020). Management kůrovce proto silně závisí na typu hospodaření v jednotlivých oblastech: V oblastech zaměřených na hospodářskou produkci dřeva jsou potřeba aktivní zásahy k omezení výskytu kůrovce, zatímco v zájmových oblastech ochrany přírody jsou pro biodiverzitu prospěšné přístupy bezzásahové (Hlásny a kol. 2021). Avšak vzhledem k tomu, že se v mnoha produkčních lesích přechází od plně produkčního hospodaření k integrativnímu, multifunkčnímu přístupu, je třeba zásahy proti kůrovci přehodnotit. V rámci multifunkčního lesního hospodaření by bezzásahové přístupy neměly být kategoricky odmítány, a to především kvůli příznivým účinkům ponechávání tlejícího dřeva a strukturní heterogenity na biodiverzitu (Hlásny a kol. 2021, Kraus a Krumm 2013).

Další obávanou skupinou pro lesní porosty je herbivorní hmyz. Zdravotní stav lesů ve střední Evropě ohrožují zejména bekyně velkohlavá (*Lymantria dispar*) v dubových lesích a bekyně mniška (*Lymantria monacha*) v lesích jehličnatých. Přesto vyvstává otázka, kdy se tzv. škodlivý druh stává druhem opravdu škodlivým. Lesní porosty zbavené listů vykazují sníženou produkci dřeva (Fajvan a Gottschalk 2012), nicméně masový výskyt housenek podporuje také výskyt mnoha parazitoidů a hmyzožravých predátorů (Gould a kol. 1990, Leroy a kol. 2021). Zásahy k likvidaci ohnisek výskytu škůdců zahrnují i používání insekticidů na lesních plochách, což je dodnes běžná praxe. K hubení např. bekyně velkohlavé byl původně hojně používán diflubenzuron. Negativní účinky na celé společenstvo členovců (Brunk a kol. 2019) však vedly k nahrazení tohoto pesticidu jinými látkami.

V současné době se v boji proti výskytu škůdců z řádu *Lepidoptera* v lesích používá hlavně agonista hmyzího svlékacího hormonu tebufenozid (Leroy a kol. 2021). Tebufenozid je často považován za látku se specifickým účinkem na motýly (*Lepidoptera*), kromě cílových druhů tak může postihovat i jiné příslušníky tohoto řádu (Butler a kol. 1997). Negativní účinky však byly zaznamenány i u vodních (Song a kol. 1997) a půdních členovců (Lee a kol. 2018). Tak či tak, i kdyby byla postižena pouze společenstva motýlů, může mít značný úbytek v rámci této druhově bohaté skupiny hmyzu kaskádové účinky na opylování, úspěšnost rozmnožování ptáků i na společenstva netopýrů. Aplikace insekticidů by se proto v lesích měly zcela vyloučit. Mezi způsoby, jak bránit výskytu škůdců, které jsou šetrné k přírodě, patří přeměna lesů na lesy strukturně bohaté (Bereczki a kol. 2014). Strukturně bohaté smíšené lesy s hustým podrostem jsou méně postiženy masovým výskytem listožravého hmyzu, protože silným negativním dopadům zabraňují systémy přirozené regulace, např. predace (Gschwantner a kol. 2002).



*Ponechání delších oddenků u odtěžených vývrátů zajišťuje jejich stabilizaci proti překlopení.*

*Foto: J. Červenka*



*Vysoké pahýly, nekvalitní a starší kmeny ponechané po asanační těžbě v Národním parku Šumava.*

*Foto: J. Červenka*



*Nekvalitní kmeny ponechané po asanační těžbě v Národním parku Šumava.*

*Foto: J. Červenka*



*Ponechávání dřeva k zetlení v Národním parku Bavorský les. K přerušení vývoje kůrovce posloužilo drážkování kůry.*

*Foto: B. Uhl*

### SHRNUTÍ

#### Časová dynamika důležitá pro ochranu lesů

- Lesy je třeba považovat za dynamické systémy, které neustále podléhají změnám.
- Současné způsoby hospodaření upřednostňují lesy sukcesního stádia raného až pozdního optima. Pro biodiverzitu jsou však důležitými fázemi sukcese především stádia pozdější. Proto potřebujeme chráněné oblasti s přirozenými lesními porosty ve stádiích pozdní sukcese, protože ani při nejlepším hospodaření stále není možné nabídnout podmínky potřebné pro vysoce funkční společenstva (Hilmers a kol. 2018, Bässler a kol. 2014).
- Vichřicemi dochází k vytváření důležitých stanovišť, následně ponechávání tlejícího dřeva po polomech podporuje biodiverzitu a obnovu lesa (Ulanova 2000).
- Asanační těžba po polomech má negativní dopady na biologickou rozmanitost a obnovu lesa (Thorn a kol. 2014, Taerøe a kol. 2019), a proto je třeba se jí vyhnout v chráněných oblastech (zejména v horských lesích).
- Kůrovci jsou klíčové organismy, které mohou zásadním způsobem změnit skladbu lesa.
  - Vzhledem k tomu, že jim změna klimatu prospívá, budou ohniska výskytu kůrovce častější. Související změna skladby lesa však zároveň pravděpodobnost přemnožení kůrovce v budoucnu snižuje.
  - Management kůrovců silně závisí na cíli hospodaření: V chráněných územích mohou být pro biologickou rozmanitost přínosné bezzásahové metody hospodaření. V produkčních lesích jsou často nutné asanační zásahy, aby se zamezilo velkým hospodářským ztrátám.
  - Při integrativním a multifunkčním obhospodařování lesa je třeba bezzásahovost proti kůrovci zvažovat. Na plochách napadených kůrovcem totiž vznikají biologicky hodnotná stanoviště.
- Vliv používání pesticidů v lesních ekosystémech na biodiverzitu je vždy silně negativní. Pesticidy nejsou vhodným řešením v boji proti listožravému hmyzu, zejména pokud se usiluje o multifunkční přístup k lesům.
  - Mezi šetrné způsoby ochrany proti listožravému hmyzu patří mimo jiné používání lapáků z pytloviny (Blumenthal a Hoover 1986) a feromonových pastí (Tchesslavskaja a kol. 2005).
  - Slibným biotickým prostředkem proti výskytu bekyně velkohlavé (*Lymantria dispar*) se zdá být i hmyzomorka *Entomophaga maimaiga* (Zúbrik a kol. 2016).
  - Nejlepším způsobem, jak zabránit výskytu škůdců, je přeměna lesních porostů na lesy strukturně bohaté (Berezcki a kol. 2014).

#### Doporučení:

- Vyhledávat a chránit biotopové stromy. Nekácet odumřelé stromy (souše), tam kde nepředstavují riziko – neplatí v blízkosti silničních komunikací a turistických tras. Ponechávat pozdě objevené stromy napadené kůrovcem v lese.
- Vytvářet v lese neobhospodařované sukcesní plochy a ponechávat skupinky stromů k dožití.
- Minimalizovat asanační těžbu dřeva. V případě, že je asanační těžba nutná, snažit se ponechat dřevo tak, jak je:
  - nezaklapávat vývraty (kořenové koláče), ponechávat delší oddenky (pařezy) a bránit tak jejich překlopení,
  - ponechávat v porostu vyšší pařezy, vrcholky stromů a nekvalitní (špatně zpeněžitelné) kmeny,
  - provádět odkorňování, případně kůru drážkovat, aby se zabránilo dalšímu množení kůrovce.
- Nepoužívat v lesních ekosystémech pesticidy.

## 3. Shrnutí pro ochranu lesů

### 3.1 Ochrana lesů v evropském měřítku

Akceptovat les jako dynamický systém znamená také akceptovat neustálé změny ve struktuře lesa v důsledku přirozené sukcese, povětrnostních jevů nebo narušení lesa v důsledku přemnožení hmyzu. V evropských lesích mají v současné době nedostatečné zastoupení pozdní a raná stadia sukcese, ačkoli jsou zejména tyto fáze domovem rozmanitých biotických společenstev (Hilmers a kol. 2018). Tyto chybějící sukcesní fáze mohou zajistit pouze chráněná území. Pakliže nedojde po disturbanci k asanačním zásahům, vznikají přirozená raná sukcesní stadia.

Lesy obhospodařované za účelem zachování biologické rozmanitosti jsou v současné době ve většině Evropy zastoupeny nedostatečně. V průměru je v zemích EU chráněno pouze 6 % lesů pro účely zachování biologické rozmanitosti (podle tříd MCPFE 1.1 až 1.3). Jedinými zeměmi s formální ochranou 30 % lesní plochy pro zachování biologické rozmanitosti jsou Slovensko, Maďarsko a Itálie (FOREST EUROPE 2020). V ostatních zemích s velkou rozlohou lesů (včetně Francie, Španělska a Německa) není podíl lesů pro potřeby zachování biodiverzity dostatečný, jak ukazuje podíl lesní plochy chráněné podle tříd MCPFE 1.1 až 1.3, který je ve všech těchto zemích nižší než 5 % (FOREST EUROPE 2020).

V rámci mezinárodních inventarizací lesů se v současné době za zdravé lesy považují lesy se zapojeným stromovým patrem. Faktory jako polomy nebo podkorní a jiné druhy hmyzu jsou považovány za hrozbu pro zdravotní stav lesů (FOREST EUROPE 2020). Všichni tito původci disturbancí však mohou být pro biologickou rozmanitost a ekosystémové



Mezi indikační skupiny druhů patří i houby, mechorosty a lišejníky (krásnorůžek lepkavý *Calocera viscosa*).

Foto: B. Uhl

služby také přínosem a neměli by být předmětem diskuse jen jako negativní vlivy. V rámci těchto inventarizací by měla být zohledňována biologická rozmanitost lesů a ekosystémové služby na biodiverzitě závislé.

Rovněž je třeba přehodnotit veličiny měřené v rámci hodnocení biologické rozmanitosti v evropských lesích. V současné době je kladen důraz na strukturální ukazatele a může docházet k zastírání některých indikátorů rozložením biodiverzity. Jako přímý monitorovací ukazatel by mělo být jednoznačně zavedeno druhové bohatství. Velký potenciál indikovat ochranářskou hodnotu lesa často vykazují některé skupiny druhů – například hmyz a houby (Jonsell a Nordlander 2002, Parmasto 2001, Parikh a kol. 2021, Mazzei a kol. 2018). K získání jasného přehledu o biodiverzitě lesů je však zapotřebí rozsáhlý soubor indikačních skupin, který by zahrnoval různé taxony a funkční skupiny (Humphrey a Watts 2004).



*Lesní pastviny v Národním parku Bavorský les, jejichž účelem je zachování prosvětlenosti lesa.*

*Foto: B. Uhl*

### 3.2 Ochrana lesů v národním měřítku

Na národní úrovni je důležitým faktorem ovlivňujícím biodiverzitu lesů nastavení managementu v krajinném měřítku. K zajištění stanovišť pro lesní specialisty jsou nutné lesy o velikosti min. 5 ha (Slade a kol. 2013, Ylisirniö a kol. 2016). V těchto celcích jsou schopny se uchytit a usadit typické rostliny, houby a hmyz. Výskyt druhů je však silně závislý na propojenosti jednotlivých stanovišť. Ke zvýšení konektivity oddělených lesních celků mohou sloužit tzv. nášlapné kameny (jednotlivě stojící stromy, meze a remízky) (Slade a kol. 2013, Mortelliti a kol. 2011). Dále jsou zapotřebí i větší sítě biotopů tvořené propojenými lesy, zejména pokud mají být zajištěna stanoviště pro větší druhy.

Alespoň do určité míry je třeba podporovat znovuzavedení extenzivních způsobů hospodaření, jako je např. výmladkové hospodaření, pařezení s ponecháváním výstavek a lesní pastva, a to zejména v těch dubových lesích, kde je zachování biodiverzity hlavním cílem (Horák a kol. 2018, Miklín a Čížek 2014). Vzhledem k tomu, že tradiční hospodaření se ekonomicky nemůže rovnat modernímu obhospodařování lesů, mohla by být pro správce lesů motivací finanční podpora tradičních extenzivních způsobů hospodaření.

Hospodaření v lesích se v současné době podle rozšířené klasifikace MCPFE Dunckera a kol. (2012) dělí na pět přístupů (Tab. 5). Z těchto způsobů je v současné době ve střední Evropě nejrozšířenější tzv. přírodě blízké lesnictví (porosty se zapojeným stromovým patrem obhospodařované systémem

Tab. 5: Seznam různých přístupů k obhospodařování lesů podle Dunckera a kol. (2012)

Typ hospodaření	Zásahovost	Bližší popis
Neobhospodařovaná lesní přírodní rezervace	Pasivní	Neobhospodařovaná lesní přírodní rezervace je územím, kde se mohou přirozené procesy a režimy přirozené disturbance vyvíjet bez zásahů hospodáře a kde jsou upřednostňovány ekologické a společenské cíle. Cílem je zachovat ekologicky cenná stanoviště a na nich závislou biologickou rozmanitost. Mohou zároveň sloužit jako srovnávací území v rámci rozvoje přírodě blízkého lesního hospodářství.
Přírodě blízké hospodaření v lesích	Nízká	Cílem přírodě blízkého hospodaření v lesích je obhospodařovat porosty s hlavní zásadou napodobovat přirozené procesy. Hospodářský výsledek je zde důležitý, musí však zůstat v mezích této zásady. Jakýkoli zásah lesníka v lese musí zachovávat nebo posilovat ekologickou funkci lesa.
Lesnictví s kombinovaným cílem	Střední	Jedná se o přístup, kde se kombinují různé cíle hospodaření na jednom místě. Lze tak uspokojit rozmanité potřeby lépe než v případě oddělených ploch, v nichž jsou jednotlivé cíle maximalizovány.
Intenzivní obhospodařování stejnověkových porostů	Vysoká	Věkové rozdíly jsou obvykle menší než 20 % délky doby obmýtlí. Porosty jsou obvykle tvořeny stejnověkými monokulturami (někdy s malým podílem přimíšených druhů). Hlavním cílem intenzivního obhospodařování stejnověkého porostu je produkce dřeva.
Hospodaření s krátkou dobou obmýtlí	Vysoká	Hlavním cílem hospodaření v lesích s krátkou dobou obmýtlí je produkce co největšího množství obchodovatelného dřeva nebo dřevní biomasy. Upřednostňovány jsou cíle ekonomické a ekologické zájmy hrají v tomto přístupu roli podružnou.

pravidelné clonné seče). Hospodářské zájmy se zde snoubí s cílem zachování polyfunkčního lesa. Přechod ke kombinovanému (integrativnímu) hospodaření s lesy je téměř kontinuální. Na rozdíl od přírodě blízkého lesnictví zahrnují integrativní přístupy do svých koncepcí i dynamiku přírodních disturbance. Po disturbance jsou tak možné kotlíkové seče menšího rozsahu, jakož i zachování tlejícího dřeva a ponechávání nezpracovaných stromů. Stejně jako obhospodařování stejnověkého porostu je i kombinované hospodaření v lesích v současné době považováno za středně až vysoce invazivní,

ačkoli oba koncepty mohou podporovat biodiverzitu tím, že napodobují přirozené disturbance a vytvářejí nová stanoviště, čímž podporují heterogenitu stanovišť na úrovni krajiny (Schall a kol. 2020). Zdá se, že biodiverzité svědčí zejména nepravidelné clonné seče. Podporu diverzity v krajinném měřítku různými přístupy k hospodaření navrhuje i nejrůznější studie (Schall a kol. 2018, Sing a kol. 2018, Murray a kol. 2017, Buckley 2020, Rodríguez a kol. 2019). Lesnická a ochranná politika by měla podporovat přímočarý postup ke zlepšení biodiverzity v krajinném měřítku, preferovat rovnoměrné rozmístění

různých režimů hospodaření a nezaměřovat se jen na jeden přístup k hospodaření jako kompromis mezi ekonomickým prospěchem a ochranou biodiverzity.

Narušené lesní porosty (větrné polomy, plochy zasažené kůrovcem, ale také odlistěné porosty napadené početnými druhy mūr) by neměly být považovány pouze za „poškozené lesy“, které mají za následek obrovské hospodářské ztráty. Měly by být vnímány i jako šance pro obnovu lesa. Polomy i plochy po kůrovcové kalamitě vytvářejí porostní mezery s rozmanitými biotickými společenstvy – přirozené disturbance proto nepředstavují pouze hrozbu pro hospodářskou hodnotu lesa, ale i příležitost pro ponechání tlejícího dřeva, obnovu lesa a ochranu biodiverzity (Ulanova 2000, Przepióra a kol. 2020, Müller a kol. 2008).

Důležitými stanovišti mohou být okraje lesů, které jsou však současně vystaveny znečišťujícím látkám, pokud s lesem sousedí intenzivně obdělávané pozemky (Müller a kol. 2007, Magura a kol. 2017). Přirozené okraje lesů, které intenzivním využíváním krajiny ovlivněny nejsou (např. hranice mezi lesním porostem a travními porosty, mezi lesem a vřesovišti nebo lesem a mokřady), by měly být chápány jako důležitá stanoviště s vysokou biologickou rozmanitostí. Proto jsou předmětem zvláštního zájmu ochrany přírody.

### 3.3 Ochrana lesů v místním měřítku

Abiotické a topografické regionální podmínky určují typ lesa, který je zájmové oblasti přizpůsoben nejlépe. Nejlepším základem pro odolný lesní ekosystém je zohlednění klimatických a typologických preferencí dřevin. Vzhledem k tomu, že změna klimatu tyto poměry mění, budou lesníci možná nuceni zvážít i výsadbu dřevin odolných vůči suchu.

Pro zachování biodiverzity lesů by měl být upřednostňován výběr původních druhů a druhů jim fylogeneticky příbuzných. Exotické druhy s odlišnou fylogenezí totiž zdroje pro herbivory a specializované saproxylické druhy poskytovat nemohou (Montecchiari a kol. 2020, Schmid a kol. 2014). Pro podporu biodiverzity je vždy dobrým základem vysoká rozmanitost původních druhů dřevin.

Dalším klíčovým cílem ochrany biologické rozmanitosti lesů by mělo být vytváření strukturálně bohatých lesních stanovišť (Felipe-Lucia a kol. 2018). Různorodost způsobů hospodaření může přispět k posílení heterogenity lesů v krajině měřítku, zatímco vytváření skladby světlých lesů (ať už zavedením tradičního hospodaření nebo bezzásahovostí po disturbance) může přispět ke zvýšení kvality lesních stanovišť. Jako alternativa k rozsáhlým asanačním zásahům (asanační těžba nebo používání pesticidů) by proto měly být zvažovány i bezzásahové přístupy po výskytu kůrovce a druhů působících odlistění alespoň na části území, protože obě zmíněná opatření mají výrazný negativní dopad na biologickou rozmanitost.

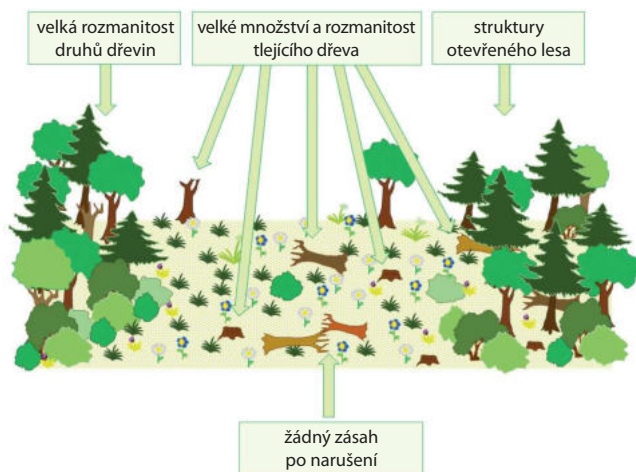
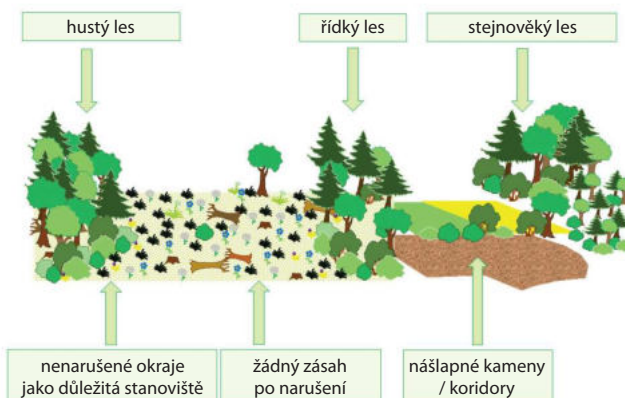
Podporou dalších klíčových struktur, jako jsou staré biotopové stromy, doupné stromy, tlející dřevo aj., se přispívá k zachování biodiverzity (Gossner a kol. 2016, Wetherbee a kol. 2021). Pro zmírnění dopadu těžby dřeva na organismy závislé na strukturách, které tyto stromy zajišťují, je třeba ponechat alespoň 5–10 biotopových stromů na hektar, a to včetně souší (Kraus a Krumm 2013). Co se týče tlejícího dřeva, je třeba ve většině lesních oblastí Evropy jeho množství zdvojnásobit (průměrně 20 m<sup>3</sup>/ha, lokálně až 50 m<sup>3</sup>/ha). Taxonomická a strukturální heterogenita tlejícího dřeva v různých světelných režimech navíc přispívá k posílení saproxylické biodiverzity. Metodické pokyny k aktivní podpoře strukturální heterogenity lesů jsou uvedeny v brožuře Landesbund für Vogelschutz (2021, viz kap. 4.1).

**Evropské měřítko:**

- Podpora různých stádií sukcese lesa.
  - Zejména pozdní a raná stádia sukcese jsou v evropských lesích v současné době zastoupena nedostatečně.
  - Raná sukcesní stádia lze podpořit nezasahováním do režimů přirozených disturbancí.
  - Pozdní sukcesní stádia jsou předmětem zvláštního zájmu ochrany a měla by požívat ochranu.
- Je třeba zvýšit podíl lesů obhospodařovaných pro potřeby biodiverzity (třída 1 MCPFE), a to zejména v zemích s velkou rozlohou lesů.
- Při inventarizaci lesů by se neměla zohledňovat pouze hospodářská hodnota lesa.
- V rámci těchto inventarizací je třeba brát v potaz i biologickou rozmanitost lesů a navazující ekosystémové služby.
- Je třeba vypracovat rozsáhlý soubor skupin indikátorů pro hodnocení biologické rozmanitosti v lesích.

**Národní měřítko:**

- Zlepšení konektivity lesních celků vytvářením tzv. nášlapných kamenů (např. agrární liniové struktury a volně stojící stromy) a sítě lesních biotopů.
- Koordinace postupů hospodaření pro dosažení jejich pestrosti s cílem podpory heterogenity stanovišť:
  - Podpora tradičních extenzivních způsobů hospodaření.
  - Rozmanitost režimů obhospodařování na úrovni krajiny.
- Je třeba akceptovat disturbance jako součást přirozené dynamiky lesa a podporovat bezzásahovost po disturbanci.
- Jako významná stanoviště je třeba uznávat přirozené okraje lesů.

**Místní měřítko:**

- Podpora druhové rozmanitosti dřevin s ohledem na jejich přirozené rozšíření a ekologické potřeby.
- Zvyšování strukturální heterogenity v lesích:
  - Kombinace různých režimů hospodaření.
  - Zvyšování množství tlejícího dřeva a pestrosti jeho forem (včetně různých druhů dřevin, velikostních tříd, typů objektů, stádií rozpadu a světelných režimů).
  - Uznání významu rozvolněného stromového patra a podpora těchto typů stanovišť (světlé lesy, porostní mezery).
- Akceptování lesa jako dynamického systému. U režimů disturbancí není vždy nutné přímé opatření, např. asanační těžba (ponechání alespoň nějakého podílu biologického dědictví disturbance – vývraty, vysoké pařezy nebo nekvalitní kmeny).



## 4. Literatura a další informace

### 4.1 Další dokumenty a důležité odkazy týkající se ochrany lesů a integrativního lesního hospodářství

Kraus Daniel, Krumm Frank (eds.) (2013) Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. European Forest Institute.

K dispozici na internetu: [http://informat.eu/sites/default/files/pdf/integrate\\_book\\_2013.pdf](http://informat.eu/sites/default/files/pdf/integrate_book_2013.pdf)

Bače Radek, Svoboda Miroslav (2016) Management mrtvého dřeva v hospodářských lesích. Lesnický průvodce 6/2016.

K dispozici na internetu: [https://www.vulhm.cz/files/uploads/2019/03/LP\\_6\\_2016.pdf](https://www.vulhm.cz/files/uploads/2019/03/LP_6_2016.pdf)

European Forest Institute (2021) Forest biodiversity in the spotlight.

K dispozici na internetu: <https://efi.int/forestbiodiversity>

Integrate Network Webpage: <https://integatenetwork.org/about-us/>

Landesbund für Vogelschutz (2021) Artenvielfalt im Wald- Schwerpunkt Totholz, Praxisbroschüre für Wälder mit Naturschutzvorrang.

K dispozici na internetu: [https://www.bioholz-projekt.de/FILES/BioHolz-Projekt\\_LBV\\_Praxisbroschuer\\_Totholz\\_im\\_Wald.pdf](https://www.bioholz-projekt.de/FILES/BioHolz-Projekt_LBV_Praxisbroschuer_Totholz_im_Wald.pdf)

### 4.2 Literatura

Abrego, N., Bässler, C., Christensen, M., Heilmann-Clausen, J. (2015) Implications of reserve size and forest connectivity for the conservation of wood-inhabiting fungi in Europe. *Biological Conservation* 191, 469–477.

Abrego, N., Norberg, A., Ovaskainen, O. (2017) Measuring and predicting the influence of traits on the assembly processes of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology* 105, 1070–1081.

Adamczyk, B., Sietiö, O., Straková, P., Prommer, J., et al. (2019) Plant roots increase both decomposition and stable organic matter formation in boreal forest soil. *Nature Communications* 10, 3982.

Albrich, K., Rammer, W., Seidl, R. (2020) Climate change causes critical transitions and irreversible alterations of mountain forests. *Global Change Biology* 26, 4013–4027.

Ampoorter, E., Barbaro, L., Jactel, H., Baeten, L., et al. (2020) Tree diversity is key for promoting the diversity and abundance of forest-associated taxa in Europe. *Oikos* 129, 133–146.

Andrieu, E., Cabanettes, A., Alignier, A., van Halder, I., et al. (2018) Edge contrast does not modulate edge effect on plants and pollinators. *Basic and Applied Ecology* 27, 83–95.

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Aszalós, R., Szigeti, V., Harnos, K., Csernák, S., et al. (2020) Foraging Activity of Woodpeckers on Various forms of Artificially Created Deadwood. *Acta Ornithologica* 55, 63-76.
- Bače, R., Svoboda, M., Vítková, L. (2019) Deadwood management in production forests. Faculty of Forestry and Wood Sciences, Czech University of Life Sciences Prague. Available online: <https://informar.eu/sites/default/files/pdf/Deadwood%20management.pdf>
- Bartonička, T., Bielik, A., Řehák, Z., (2008) Roost Switching and Activity Patterns in the Soprano Pipistrelle, *Pipistrellus pygmaeus*, during Lactation. *Annales Zoologici Fennici* 45, 503–512.
- Bässler, C., Müller, J., Dziock, F., Brandl, R. (2010) Effects of resource availability and climate on the diversity of wood-decaying fungi. *Journal of Ecology* 98, 822–832.
- Bengtsson, J., Nilsson, S.G., Franc, A., Menozzi, P. (2000) Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests. *Forest Ecology and Management* 132, 39–50.
- Berezcki, K., Ódor, P., Csóka, G., Mag, Z., et al. (2014) Effects of forest heterogeneity on the efficiency of caterpillar control service provided by birds in temperate oak forests. *Forest Ecology and Management* 327, 96–105.
- Berglund, H., Jonsson, B.G. (2001) Predictability of plant and fungal species richness of old-growth boreal forest islands. *Journal of Vegetation Science* 12, 857–866.
- Bertolini, V., Damon, A., Mora, J.V., Rojas Velázquez, A.N. (2012) Distribution and ecological patterns of orchids in Monte Pelegrino Reserve, Palermo (Sicily, Italy). *Biodiversity Journal* 3, 375-384.
- Beutel, T., Reineking, B., Tiesmeyer, A., Nowak, C., et al. (2017) Spatial patterns of co-occurrence of the European wildcat *Felis silvestris silvestris* and domestic cats *Felis silvestris catus* in the Bavarian Forest National Park. *Wildlife Biology* 2017.
- Blaser, S., Prati, D., Senn-Irlet, B., Fischer, M. (2013) Effects of forest management on the diversity of deadwood-inhabiting fungi in Central European forests. *Forest Ecology and Management* 304, 42–48.
- Blixt, T., Bergman, K., Milberg, P., Westerberg, L., et al. (2015) Clear-cuts in production forests: From matrix to neo-habitat for butterflies. *Acta Oecologica* 69, 71–77.
- Boeraeve, M., Honnay, O., Jacquemyn, H. (2019) Local abiotic conditions are more important than landscape context for structuring arbuscular mycorrhizal fungal communities in the roots of a forest herb. *Oecologia* 190, 149–157.
- Brunk, I., Sobczyk, T., Roth, M. (2019) Pest control in German forests: General patterns of biodiversity and possible impacts of Btk, diflubenzuron and lambda-Cyhalothrin on non-target arthropods, birds and bats – a literature review. *Journal of Forest and Landscape Research* 4, 1–26.
- Buckley, P. (2020) Coppice restoration and conservation: a European perspective. *Journal of Forest Research* 25, 125–133.
- Bundeswaldinventur [BWI] (2012) Waldfläche (gemäß Standflächenanteil) [ha] nach Land und Baumartengruppe (rechnerischer Reinbestand). Available online:
-

# Podpora biodiverzity ve stredoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

[https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Text=1.04%20Baumartengruppe%20\(rechnerischer%20Reinbestand\)&prrolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.04&mpXicode=](https://bwi.info/inhalt1.3.aspx?Text=1.04%20Baumartengruppe%20(rechnerischer%20Reinbestand)&prrolle=public&prInv=BWI2012&prKapitel=1.04&mpXicode=)

- Buse, J., Entling, M.H., Ranius, T., Assmann, T. (2016) Response of saproxylic beetles to small-scale habitat connectivity depends on trophic levels. *Landscape Ecology* 31, 939–949.
- Butler, L., Kondo, V., Blue, D. (1997) Effects of Tebufenozide (Rh-5992) for Gypsy Moth (Lepidoptera: Lymantriidae) Suppression on Nontarget Canopy Arthropods. *Environmental Entomology* 26, 1009–1015.
- Chelli, S., Bricca, A., Cutini, M., Campetella, G., et al. (2021) Large standard trees and deadwood promote functional divergence in the understory of beech coppice forests. *Forest Ecology and Management* 494, 119324.
- Chmura, D. (2013) Impact of alien tree species *Quercus rubra* L. on the understory environment and flora: A study of the Silesian upland (Southern Poland). *Polish Journal of Ecology* 61, 431–442.
- Chudomelová, M., Hédli, R., Zouhar, V., Szabó, P. (2017) Open oakwoods facing modern threats: Will they survive the next fifty years? *Biological Conservation* 210, 163–173.
- Crockatt, M.E. (2012) Are there edge effects on forest fungi and if so do they matter? *Fungal Biology Reviews* 26, 94–101.
- Damestoy, T., Jactel, H., Belouard, T., Schmuck, H., et al. (2020) Tree species identity and forest composition affect the number of oak processionary moth captured in pheromone traps and the intensity of larval defoliation. *Agricultural and Forest Entomology* 22, 169–177.
- Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., et al. (2017) Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. *European Journal of Forest Research* 136, 739–766.
- Dietz, M., Brombacher, M., Erasmy, M., Fenchuk, V., et al. (2018) Bat Community and Roost Site Selection of Tree-Dwelling Bats in a Well-Preserved European Lowland Forest. *Acta Chiropterologica* 20, 117–127.
- Dittrich, S., Jacob, M., Bade, C., Leuschner, C., et al. (2014) The significance of deadwood for total bryophyte, lichen, and vascular plant diversity in an old-growth spruce forest. *Plant Ecology* 215, 1123–1137.
- Dobor, L., Hlásny, T., Rammer, W., Zimová, S., et al. (2020) Is salvage logging effectively dampening bark beetle outbreaks and preserving forest carbon stocks? *Journal of Applied Ecology* 57, 67–76.
- Doerfler, I., Cadotte, M.W., Weisser, W.W., Müller, J., et al. (2020) Restoration-oriented forest management affects community assembly patterns of deadwood-dependent organisms. *Journal of Applied Ecology* 57, 2429–2440.
- Dölle, M., Petritan, A.M., Biris, I.A., Petritan, I.C. (2017) Relations between tree canopy composition and understorey vegetation in a European beech-sessile oak old growth forest in Western Romania. *Biologia* 72, 1422–1430.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Domínguez, G., Shannon, M. (2011) A wish, a fear and a complaint: understanding the (dis)engagement of forest owners in forest management. *European Journal of Forest Research* 130, 435–450.
- Duncker, P.S., Barreiro, S.M., Hengeveld, G.M., Lind, T., et al. (2012) Classification of Forest Management Approaches: A New Conceptual Framework and Its Applicability to European Forestry. *Ecology & Society* 17. 51.
- Eckelt, A. Müller, J., Bense, U., Brustel, H., et al. (2018) “Primeval forest relict beetles” of Central Europe: a set of 168 umbrella species for the protection of primeval forest remnants. *Journal of Insect Conservation* 22, 15–28.
- Eckerter, T., Braunisch, V., Gesine, P., Klein, A. (2021) The effect of forest management on cavity nesting bees, wasps and their natural enemies in the Black Forest. GfÖ Conference. Braunschweig, 30.08.2021.
- Egan, J.F., Bohnenblust, E., Goslee, S., Mortensen, D., et al. (2014) Herbicide drift can affect plant and arthropod communities. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 185, 77–87.
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (1992) Council directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj>
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (2013) Interpretation Manual of European Union Habitats - EUR28. Available on-line: [https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int\\_Manual\\_EU28.pdf](https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/docs/Int_Manual_EU28.pdf)
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (2021a) New EU Forest Strategy for 2030. Communication from the commission to the european parliament, the council, the european economic and social committee and the committee of the regions empty. Brussels. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52021DC0572>
- European Commission – Evropská komise – Europäische Kommission (2021b) The Habitats Directive. Available online: [https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index\\_en.htm](https://ec.europa.eu/environment/nature/legislation/habitatsdirective/index_en.htm)
- Fahrig, L. (2003) Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Fahrig, L. (2013) Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. *Journal of Biogeography* 40, 1649–1663.
- Fajvan, M.A., Gottschalk, K.W. (2012) The Effects of Silvicultural Thinning and Lymantria Dispar L. Defoliation on Wood Volume Growth of Quercus spp. *American Journal of Plant Sciences* 3, 276–282.
- Fan, C., Tan, L., Zhang, C., Zhao, X., et al. (2020) Scale-dependent effects of neighborhood biodiversity on individual tree productivity in a coniferous and broad-leaved mixed forest in China. *Ecology and Evolution* 10, 8225–8234.
- Felipe-Lucia, M.R., Soliveres, S., Penone, C., Manning, P., et al. (2018) Multiple forest attributes underpin the supply of multiple ecosystem services. *Nature Communications* 9, 4839.
-

# Podpora biodiverzity ve stredoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Felton, A., Lindbladh, M., Brunet, J., Fritz, Ö. (2010) Replacing coniferous monocultures with mixed-species production stands: An assessment of the potential benefits for forest biodiversity in northern Europe. *Forest Ecology and Management* 260, 939–947.
- FOREST EUROPE (2020) State of Europe's forests 2020. Available online: [https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF\\_2020.pdf](https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf)
- Fornoff, F., Klein, A., Blüthgen, N., Staab, M. (2019) Tree diversity increases robustness of multi-trophic interactions. *Proceedings. Biological sciences* 286, 20182399.
- Freese, A., Benes, J., Bolz, R., Cizek, O., et al. (2006) Habitat use of the endangered butterfly *Euphydryas maturna* and forestry in Central Europe. *Animal Conservation* 9, 388–397.
- Fuller, R.J., Green, T. (2020) Breeding bird communities within a parkland-woodland continuum: the distinctiveness of wood-pasture. *Arboricultural Journal* 42, 190–207.
- Gong, C., Tan, Q., Liu, G., Xu, M. (2021) Impacts of tree mixtures on understory plant diversity in China. *Forest Ecology and Management* 498, 119545.
- Gossner, M.M., Wende, B., Levick, S., Schall, P., et al. (2016) Deadwood enrichment in European forests – Which tree species should be used to promote saproxylic beetle diversity? *Biological Conservation* 201, 92–102.
- Gould, J.R., Elkinton, J.S., Wallner, W.E. (1990) Density-Dependent Suppression of Experimentally Created Gypsy Moth, *Lymantria dispar* (Lepidoptera: Lymantriidae), Populations by Natural Enemies. *Journal of Animal Ecology* 59, 213–233.
- Gschwantner, T., Hoch, G., Schopf, A. (2002) Impact of predators on artificially augmented populations of *Lymantria dispar* L. pupae (Lep., Lymantriidae). *Journal of Applied Entomology* 126, 66–73.
- Gutzat, F., Dormann, C.F. (2018) Decaying trees improve nesting opportunities for cavity-nesting birds in temperate and boreal forests: A meta-analysis and implications for retention forestry. *Ecology and Evolution* 8, 8616–8626.
- Hartmann, S.A., Steyer, K., Kraus, R.H.S., Segelbacher, G., et al. (2013) Potential barriers to gene flow in the endangered European wildcat (*Felis silvestris*). *Conservation Genetics* 14, 413–426.
- Heurich, M., Beudert, B., Rall, H., Křenová, Z. (2010) National Parks as Model Regions for Interdisciplinary Long-Term Ecological Research: The Bavarian Forest and Šumavá National Parks Underway to Transboundary Ecosystem Research. In: Müller, F., Baessler, C., Schubert, H., and Klotz, S.: Long-Term Ecological Research. Dordrecht: Springer Netherlands, 327–344.
- Hilmers, T., Friess, N., Bäessler, C., Heurich, M., et al. (2018) Biodiversity along temperate forest succession. *Journal of Applied Ecology* 55, 2756–2766.
- Hlásny, T., König, L., Krokene, P., Lindner, M., et al. (2021) Bark Beetle Outbreaks in Europe: State of Knowledge and Ways Forward for Management. *Current Forestry Reports* 7, 138-165.
- Hofmeister, J., Hošek, J., Brabec, M., Kočvara, R. (2017) Spatial distribution of bird communities in small forest fragments in central Europe in relation to distance to the forest edge, fragment size and type of forest. *Forest Ecology and Management* 401, 255–263.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Honnay, O., Bossuyt, B., Verheyen, K., Butaye, J., et al. (2002) Ecological perspectives for the restoration of plant communities in European temperate forests. *Biodiversity & Conservation* 11, 213–242.
- Honnay, O., Hermy, M., Coppin, P. (1999) Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological Conservation* 87, 73–84.
- Horák, J., Pavlíček, J., Kout, J., Halda, J.P. (2018) Winners and losers in the wilderness: response of biodiversity to the abandonment of ancient forest pastures. *Biodiversity & Conservation* 27, 3019–3029.
- Hughes, J.S., Cobbold, C.A., Haynes, K., Dwyer, G. (2015) Effects of forest spatial structure on insect outbreaks: insights from a host-parasitoid model. *The American naturalist* 185, E130-52.
- Humphrey, J.W., Watts, K. (2004) Biodiversity Indicators for UK Managed Forests: Development and Implementation at different spatial scales. *EFI Proceedings* 51.
- Ioja, C.I., Pătroescu, M., Rozyłowicz, L., Popescu, V.D., et al. (2010) The efficacy of Romania's protected areas network in conserving biodiversity. *Biological Conservation* 143, 2468–2476.
- Jactel, H., Gritti, E.S., Drössler, L., Forrester, D.I., et al. (2018) Positive biodiversity-productivity relationships in forests: climate matters. *Biology letters* 14.
- Jactel, H., Bauhus, J., Boberg, J., Bonal, D., et al. (2017) Tree Diversity Drives Forest Stand Resistance to Natural Disturbances. *Current Forestry Reports* 3, 223–243.
- Jerosch, S., Götz, M., Klar, N., Roth, M. (2010) Characteristics of diurnal resting sites of the endangered European wildcat (*Felis silvestris silvestris*): Implications for its conservation. *Journal for Nature Conservation* 18, 45–54.
- Jokela, J., Siitonen, J., Koivula, M. (2019) Short-term effects of selection, gap, patch and clear cutting on the beetle fauna in boreal spruce-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 446, 29–37.
- Jonsell, M., Nordlander, G. (2002) Insects in polypore fungi as indicator species: a comparison between forest sites differing in amounts and continuity of dead wood. *Forest Ecology and Management* 157, 101–118.
- Keča, L.J., Marčeta, M., Božič, G., Perić, S., et al. (2019) Non-native tree species: strategies for sustainable management in Europe. *International forestry review* 21, 295–314.
- Komonen, A., Müller, J. (2018) Dispersal ecology of deadwood organisms and connectivity conservation. *Conservation Biology* 32, 535–545.
- Korpela, Ee., Hyvönen, T., Kuussaari, M. (2015) Logging in boreal field-forest ecotones promotes flower-visiting insect diversity and modifies insect community composition. *Insect Conservation and Diversity* 8, 152–162.
- Krah, F., Seibold, S., Brandl, R., Baldrian, P., et al. (2018) Independent effects of host and environment on the diversity of wood-inhabiting fungi. *Journal of Ecology* 106, 1428–1442.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Kramer-Schad, S., Revilla, E., Wiegand, T., Breitenmoser, U. (2004) Fragmented landscapes, road mortality and patch connectivity: modelling influences on the dispersal of Eurasian lynx. *Journal of Applied Ecology* 41, 711–723.
- Kraus, D., Krumm, F. (2013) Integrative Ansätze als Chance für die Erhaltung der Artenvielfalt in Wäldern. Available online: [http://informar.eu/sites/default/files/pdf/In\\_Focus\\_ManagingForest\\_Europe\\_D.pdf](http://informar.eu/sites/default/files/pdf/In_Focus_ManagingForest_Europe_D.pdf)
- Kriegel, P., Matevski, D., Schuldt, A. (2021) Monoculture and mixture-planting of non-native Douglas fir alters species composition, but promotes the diversity of ground beetles in a temperate forest system. *Biodiversity and Conservation* 30, 1479–1499.
- Lachat, T., Bouget, C., Bütler, R., Müller, J. (2013) Deadwood: quantitative and qualitative requirements for the conservation of saproxylic biodiversity. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity, 92–102.
- Landesbund für Vogelschutz (2021) Artenvielfalt im Wald - Schwerpunkt Totholz, Praxisbroschüre für Wälder mit Naturschutzvorrang. Available online: [https://www.bioholz-projekt.de/FILES/BioHolz-Projekt\\_LBV\\_Praxisbroschuere\\_Totholz\\_im\\_Wald.pdf](https://www.bioholz-projekt.de/FILES/BioHolz-Projekt_LBV_Praxisbroschuere_Totholz_im_Wald.pdf)
- Lanta, V., Mudrák, O., Liancourt, P., Bartoš, M., et al. (2019) Active management promotes plant diversity in lowland forests: A landscape-scale experiment with two types of clearings. *Forest Ecology and Management* 448, 94–103.
- Lee, Y., Lee, S., Son, J., Kim, Y., et al. (2018) Toxicity effects and biomarkers of tebufenozide exposure in *Yuukianura szeptyckii* (Collembola: Neanuridae). *Environmental Geochemistry and Health* 40, 2773–2784.
- Leroy, B.M.L., Lemme, H., Braumiller, P., Hilmers, T., et al. (2021) Relative impacts of gypsy moth outbreaks and insecticide treatments on forest resources and ecosystems: An experimental approach. *Ecological Solutions and Evidence* 2. e12045.
- Liang, J., Crowther, T.W., Picard, N., Wiser, S., et al. (2016) Positive biodiversity-productivity relationship predominant in global forests. *Science* 354.
- Likulunga, E., Rivera Pérez, C.A., Schneider, D., Daniel, R., et al. (2021) Forest tree species composition and abiotic site conditions drive soil fungal communities and functional groups. On-line Preprint.
- Löhmus, A. (2011) Silviculture as a disturbance regime: the effects of clear-cutting, planting and thinning on polypore communities in mixed forests. *Journal of Forest Research* 16, 194–202.
- Macek, M., Kopecký, M., Wild, J. (2019) Maximum air temperature controlled by landscape topography affects plant species composition in temperate forests. *Landscape Ecology* 34, 2541–2556.
- MacLean, D.A., Clark, K.L. (2021) Mixedwood management positively affects forest health during insect infestations in eastern North America. *Canadian Journal of Forest Research* 51, 910–920.
- Maguire, D.Y., James, P.M.A., Buddle, C.M., Bennett, E.M. (2015) Landscape connectivity and insect herbivory: A framework for understanding tradeoffs among ecosystem services. *Global Ecology and Conservation* 4, 73–84.
-

# Podpora biodiverzity ve stredoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Magura, T., Lövei, G.L., Tóthmérész, B. (2017) Edge responses are different in edges under natural versus anthropogenic influence: a meta-analysis using ground beetles. *Ecology and Evolution* 7, 1009–1017.
- Magurran, A.E. (1988) *Ecological diversity and its measurement*. Princeton, NJ: Princeton University Press. Available online: <http://www.loc.gov/catdir/description/prin021/88010927.html>
- Márialigeti, S., Tinya, F., Bidló, A., Ódor, P. (2016) Environmental drivers of the composition and diversity of the herb layer in mixed temperate forests in Hungary. *Plant Ecology* 217, 549–563.
- Mauchamp, L., Mouly, A., Badot, P., Gillet, F. (2016) Impact of nitrogen inputs on multiple facets of plant biodiversity in mountain grasslands: does nutrient source matter? *Applied Vegetation Science* 19, 206–217.
- Mazzei, A., Bonacci, T., Horák, J., Brandmayr, P. (2018) The role of topography, stand and habitat features for management and biodiversity of a prominent forest hotspot of the Mediterranean Basin: Saproxyllic beetles as possible indicators. *Forest Ecology and Management* 410, 66–75.
- MCPFE Expert Level Meeting (2002) *MCPFE Assessment guidelines for protected and protective forest and other wooded land in Europe*. Vienna, Austria. Available online: <https://unece.org/fileadmin/DAM/timber/publications/2002-guidelines-protected-forest.pdf>
- Mehr, M., Brandl, R., Hothorn, T., Dziöck, F., et al. (2011) Land use is more important than climate for species richness and composition of bat assemblages on a regional scale. *Mammalian Biology* 76, 451–460.
- Melillo, J.M., Butler, S., Johnson, J., Mohan, J., et al. (2011) Soil warming, carbon-nitrogen interactions, and forest carbon budgets. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 108, 9508–9512.
- Merckx, T., Dantas de Miranda, M., Pereira, H.M. (2019) Habitat amount, not patch size and isolation, drives species richness of macro-moth communities in countryside landscapes. *Journal of Biogeography* 46, 956–967.
- Michaux, J. R., Hürner, H., Krystufek, B., Sarà, M., et al. (2019) Genetic structure of a European forest species, the edible dormouse (*Glis glis*): a consequence of past anthropogenic forest fragmentation? *Biological Journal of the Linnean Society* 126, 836–851.
- Miklín, J., Čížek, L. (2014) Erasing a European biodiversity hot-spot: Open woodlands, veteran trees and mature forests succumb to forestry intensification, succession, and logging in a UNESCO Biosphere Reserve. *Journal for Nature Conservation* 22, 35–41.
- Miklín, J., Sebek, P., Hauck, D., Konvicka, O., et al. (2018) Past levels of canopy closure affect the occurrence of veteran trees and flagship saproxyllic beetles. *Diversity and Distributions* 24, 208–218.
- Montecchiari, S., Tesei, G., Allegrezza, M. (2020) *Ailanthus altissima* Forests Determine a Shift in Herbaceous Layer Richness: A Paired Comparison with Hardwood Native Forests in Sub-Mediterranean Europe. *Plants* 9, 1404.
-



# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Mortelliti, A., Amori, G., Capizzi, D., Cervone, C., et al. (2011) Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48, 153–162.
- Müller, J., Brandl, R., Brändle, M., Förster, B., et al. (2018) LiDAR-derived canopy structure supports the more-individuals hypothesis for arthropod diversity in temperate forests. *Oikos* 127, 814–824.
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Rettelbach, T., et al. (2008) The European spruce bark beetle *Ips typographus* in a national park: from pest to keystone species. *Biodiversity and Conservation* 17, 2979–3001.
- Müller, J., Bußler, H., Goßner, M., Gruppe, A., et al. (2007) Forest edges in the mixed-montane zone of the Bavarian Forest National Park - hot spots of biodiversity. *Silva Gabreta* 13, 121–148.
- Müller, J., Noss, R.F., Bussler, H., Brandl, R. (2010) Learning from a “benign neglect strategy” in a national park: Response of saproxylic beetles to dead wood accumulation. *Biological Conservation* 143, 2559–2569.
- Müller, S., Shaw, T., Güntert, D., Helmbold, L., et al. (2020) Ecoacoustics of small forest patches in agricultural landscapes: acoustic diversity and bird richness increase with patch size. *Biodiversity* 21, 48–60.
- Murray, B.D., Holland, J.D., Summerville, K.S., Dunning, J.B., et al. (2017) Functional diversity response to hardwood forest management varies across taxa and spatial scales. *Ecological Applications* 27, 1064–1081.
- Nagati, M., Roy, M., Manzi, S., Richard, F., et al. (2018) Impact of local forest composition on soil fungal communities in a mixed boreal forest. *Plant Soil* 432, 345–357.
- Naumov, V., Manton, M., Elbakidze, M., Rendenieks, Z., et al. (2018) How to reconcile wood production and biodiversity conservation? The Pan-European boreal forest history gradient as an “experiment”. *Journal of environmental management* 218, 1–13.
- Nieto-Sánchez, S., Gutiérrez, D., Wilson, R.J. (2015) Long-term change and spatial variation in butterfly communities over an elevational gradient: driven by climate, buffered by habitat. *Diversity and Distributions* 21, 950–961.
- Nolet, P., Kneeshaw, D., Messier, C., Béland, M. (2018) Comparing the effects of even- and uneven-aged silviculture on ecological diversity and processes: A review. *Ecology and Evolution* 8, 1217–1226.
- Nordén, J., Åström, J., Josefsson, T., Blumentrath, S., et al. (2018) At which spatial and temporal scales can fungi indicate habitat connectivity? *Ecological Indicators* 91, 138–148.
- Obladen, N., Dechering, P., Skiadaresis, G., Tegel, W., et al. (2021) Tree mortality of European beech and Norway spruce induced by 2018-2019 hot droughts in central Germany. *Agricultural and Forest Meteorology* 307, 108482.
- Owen-Smith, N. (1987) Pleistocene extinctions: The pivotal role of megaherbivores. *Paleobiology* 13, 351–362.
-

# Podpora biodiverzity ve stredoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Oxbrough, A., García-Tejero, S., Spence, J., O'Halloran, J. (2016) Can mixed stands of native and non-native tree species enhance diversity of epigeic arthropods in plantation forests? *Forest Ecology and Management* 367, 21–29.
- Paillet, Y., Archaux, F., Du Puy, S., Bouget, C., et al. (2018) The indicator side of tree microhabitats: A multi-taxon approach based on bats, birds and saproxylic beetles. *Journal of Applied Ecology* 55, 2147–2159.
- Parikh, G., Rawtani, D., Khatri, N. (2021) Insects as an Indicator for Environmental Pollution. *Environmental Claims Journal* 33, 161–181.
- Parmasto, E. (2001) Fungi as indicators of primeval and old-growth forests deserving protection. *Fungal conservation: Issues and Solutions*, 81–88.
- Pasanen, H., Junninen, K., Kouki, J. (2014) Restoring dead wood in forests diversifies wood-decaying fungal assemblages but does not quickly benefit red-listed species. *Forest Ecology and Management* 312, 92–100.
- Pötzelsberger, E., Spiecker, H., Neophytou, C., Mohren, F., et al. (2020) Growing Non-native Trees in European Forests Brings Benefits and Opportunities but Also Has Its Risks and Limits. *Current Forestry Reports* 6, 339–353.
- Pouska, V., Macek, P., Zibarová, L. (2016) The relation of fungal communities to wood microclimate in a mountain spruce forest. *Fungal Ecology* 21, 1–9.
- Proesmans, W., Bonte, D., Smagghe, G., Meeus, I., et al. (2019) Small forest patches as pollinator habitat: oases in an agricultural desert? *Landscape Ecology* 34, 487–501.
- Przepióra, F., Loch, J., Ciach, M. (2020) Bark beetle infestation spots as biodiversity hotspots: Canopy gaps resulting from insect outbreaks enhance the species richness, diversity and abundance of birds breeding in coniferous forests. *Forest Ecology and Management* 473, 118280.
- Purahong, W., Wubet, T., Krüger, D., Buscot, F. (2017) Molecular evidence strongly supports deadwood-inhabiting fungi exhibiting unexpected tree species preferences in temperate forests. *The ISME Journal* 12, 289–295.
- Rada evropských společenství (1992) Směrnice Rady 92/43/EHS ze dne 21. května 1992 o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin. Available online: <https://eur-lex.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj/ces>.
- Rametsteiner, E., Mayer, P. (2004) Sustainable Forest Management and Pan: European Forest Policy. *Ecological Bulletins* 51, 51–57.
- Renaud, V., Innes, J. L., Dobbertin, M., Rebetez, M. (2011) Comparison between open-site and below-canopy climatic conditions in Switzerland for different types of forests over 10 years (1998–2007). *Theoretical and Applied Climatology* 105, 119–127.
- Rodríguez, A., Kouki, J. (2017) Disturbance-mediated heterogeneity drives pollinator diversity in boreal managed forest ecosystems. *Ecological Applications* 27, 589–602.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Rodríguez, A., Pohjoismäki, J.L.O., Kouki, J. (2019) Diversity of forest management promotes parasitoid functional diversity in boreal forests. *Biological Conservation* 238, 108205.
- Rossetti, M.R., Tschardtke, T., Aguilar, R., Batáry, P. (2017) Responses of insect herbivores and herbivory to habitat fragmentation: a hierarchical meta-analysis. *Ecology Letters* 20, 264–272.
- Ruete, A., Snäll, T., Jonsson, B.G., Jönsson, M. (2017) Contrasting long-term effects of transient anthropogenic edges and forest fragment size on generalist and specialist deadwood-dwelling fungi. *Journal of Applied Ecology* 54, 1142–1151.
- Ruiz-Labourdette, D., Nogués-Bravo, D., Ollero, H.S.; Schmitz, M.F., Pineda, F.D. (2012) Forest composition in Mediterranean mountains is projected to shift along the entire elevational gradient under climate change. *Journal of Biogeography* 39, 162–176.
- Runnel, K., Lõhmus, A. (2017) Deadwood-rich managed forests provide insights into the old-forest association of wood-inhabiting fungi. *Fungal Ecology* 27, 155–167.
- Sabatini, F.M., Burrascano, S., Keeton, W.S., Levers, C., et al. (2018) Where are Europe's last primary forests? *Diversity and Distributions* 24, 1426–1439.
- Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Fischer, M., et al. (2018) The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. *Journal of Applied Ecology* 55, 267–278.
- Schall, P., Heinrichs, S., Ammer, C., Ayasse, M., et al. (2020) Can multi-taxa diversity in European beech forest landscapes be increased by combining different management systems? *Journal of Applied Ecology* 57, 1363–1375.
- Schlesinger, W.H., Jasechko, S. (2014) Transpiration in the global water cycle. *Agricultural and Forest Meteorology* 189-190, 115–117.
- Schmid, M., Pautasso, M., Holdenrieder, O. (2014) Ecological consequences of Douglas fir (*Pseudotsuga menziesii*) cultivation in Europe. *European Journal of Forest Research* 133, 13–29.
- Sebek, P., Bace, R., Bartos, M., Benes, J., et al. (2015) Does a minimal intervention approach threaten the biodiversity of protected areas? A multi-taxa short-term response to intervention in temperate oak-dominated forests. *Forest Ecology and Management* 358, 80–89.
- Sebek, P., Vodka, S., Bogusch, P., Pech, P., et al. (2016) Open-grown trees as key habitats for arthropods in temperate woodlands: The diversity, composition, and conservation value of associated communities. *Forest Ecology and Management* 380, 172–181.
- Šebesta, J., Maděra, P., Řepka, R., Matula, R. (2017) Comparison of vascular plant diversity and species composition of coppice and high beech forest in the Banat region, Romania. *Folia Geobotanica* 52, 33–43.
- Segelbacher, G., Höglund, J., Storch, I. (2003) From connectivity to isolation: genetic consequences of population fragmentation in capercaillie across Europe. *Molecular Ecology* 12, 1773–1780.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Seibold, S., Bässler, C., Brandl, R., Gossner, M.M., et al. (2015a) Experimental studies of dead-wood biodiversity — A review identifying global gaps in knowledge. *Biological Conservation* 191, 139–149.
- Seibold, S., Brandl, R., Buse, J., Hothorn, T., et al. (2015b) Association of extinction risk of saproxylic beetles with ecological degradation of forests in Europe. *Conservation Biology* 29, 382–390.
- Šigut, M., Šigutová, H., Šipoš, J., Pyszko, P., et al. (2018) Vertical canopy gradient shaping the stratification of leaf-chewer-parasitoid interactions in a temperate forest. *Ecology and Evolution* 8, 7297–7311.
- Siitonen, P., Lehtinen, A., Siitonen, M. (2005) Effects of Forest Edges on the Distribution, Abundance, and Regional Persistence of Wood-Rotting Fungi. *Conservation Biology* 19, 250–260.
- Sing, L., Metzger, M.J., Paterson, J.S., Ray, D. (2018) A review of the effects of forest management intensity on ecosystem services for northern European temperate forests with a focus on the UK. *Forestry: An International Journal of Forest Research* 91, 151–164.
- Slade, E.M., Merckx, T., Riutta, T., Bebber, D.P., et al. (2013) Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. *Ecology* 94, 1519–1530.
- Sommerfeld, A., Rammer, W., Heurich, M., Hilmers, T., et al. (2021) Do bark beetle outbreaks amplify or dampen future bark beetle disturbances in Central Europe? *Journal of Ecology* 109, 737–749.
- Song, M.Y., Stark, J.D., Brown, J.J. (1997) Comparative toxicity of four insecticides, including imidacloprid and tebufenozide, to four aquatic arthropods. *Environmental Toxicology and Chemistry: An international Journal* 16, 2494–2500.
- Statistická ročenka životního prostředí České republiky 2020 [Statistical environmental yearbook of the Czech Republic 2020]. Available online: <https://www.cenia.cz/publikace/statisticka-rocenka-zivotniho-prostredi-cr/>
- Statistisches Bundesamt (2020) Durch Schäden verursachter Holzeinschlag nach Einschlagursache und Waldeigentumsarten. Available online: <https://www.destatis.de/DE/Themen/Branchen-Unternehmen/Landwirtschaft-Forstwirtschaft-Fischerei/Wald-Holz/Tabellen/holzeinschlag-ursachen.html;jsessionid=D08B22D2F31BC441271F4A3EB33C044A.live721>.
- Steinert, M., Moe, S.R., Sydenham, M.A.K., Eldegard, K. (2018) Different cutting regimes improve species and functional diversity of insect-pollinated plants in power-line clearings. *Ecosphere* 9, e02509.
- Stokland JN, Siitonen J, Jonsson BG. 2012. Biodiversity in dead wood. Cambridge University Press, New York.
- Sunde, P., Collet, S., Nowak, C., Thomsen, P.F., et al. (2021) Where have all the young wolves gone? Traffic and cryptic mortality create a wolf population sink in Denmark and northernmost Germany. *Conservation Letters* 14, e12812.
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T., et al. (2017) Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecology and Management* 403, 96–102.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Taerøe, A., de Koning, J.H.C., Löf, M., Tolvanen, A., et al. (2019) Recovery of temperate and boreal forests after windthrow and the impacts of salvage logging. A quantitative review. *Forest Ecology and Management* 446, 304–316.
- Tena, E., de Paz, Ó., de La Peña, R., Fandos, G., et al. (2020) Mind the gap: Effects of canopy clearings on temperate forest bat assemblages. *Forest Ecology and Management* 474, 118341.
- Thorn, S., Bässler, C., Gottschalk, T., Hothorn, T., et al. (2014) New insights into the consequences of post-windthrow salvage logging revealed by functional structure of saproxylic beetles assemblages. *PLoS ONE* 9, e101757.
- Thorn, S., Seibold, S., Leverkus, A.B., Michler, T., et al. (2020) The living dead: acknowledging life after tree death to stop forest degradation. *Frontiers in Ecology and the Environment* 18, 505–512.
- Tóthmérész, B., Magura, T., Ködöböcz, V., Lövei, G. (2018) Species richness patterns of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in forest fragments. *Proceedings of the 5th European Congress of Conservation Biology*. Jyväskylä, Finland, 6/12/2018 - 6/15/2018.
- Uhl, B., Wölfling, M., Fiedler, K. (2021a) From forest to fragment: compositional differences inside coastal forest moth assemblages and their environmental correlates. *Oecologia* 195, 453–467.
- Uhl, B., Wölfling, M., Fiedler, K. (2021b) Local, forest stand and landscape-scale correlates of plant communities in isolated coastal forest reserves. *Plant Biosystems* 155, 457–469.
- Ujházy, K., Hederová, L., Máliš, F., Ujházyová, M., et al. (2017) Overstorey dynamics controls plant diversity in age-class temperate forests. *Forest Ecology and Management* 391, 96–105.
- Ulanova, N.G. (2000) The effects of windthrow on forests at different spatial scales: a review. *Forest Ecology and Management* 135, 155–167.
- Unterseher, M., Tal, O. (2006) Influence of small scale conditions on the diversity of wood decay fungi in a temperate, mixed deciduous forest canopy. *Mycological Research* 110, 169–178.
- Van Dobben, H.F., de Vries, W. (2017) The contribution of nitrogen deposition to the eutrophication signal in understorey plant communities of European forests. *Ecology and Evolution* 7, 214–227.
- Vellend, M. (2010) Conceptual synthesis in community ecology. *The Quarterly Review of Biology* 85, 183–206.
- Vitasse, Y., Ursenbacher, S., Klein, G., Bohnenstengel, T., et al. (2021) Phenological and elevational shifts of plants, animals and fungi under climate change in the European Alps. *Biological Reviews* 96, 1816–1835.
- Vogel, S., Gossner, M.M., Mergner, U., Müller, J., et al. (2020) Optimizing enrichment of deadwood for biodiversity by varying sun exposure and tree species: An experimental approach. *Journal of Applied Ecology* 57, 2075–2085.
- Von Felten, S., Berney, C., Erb, B., Baumann, P., et al. (2020) Habitat enhancements for reptiles in a beech forest may increase fungal species richness. *Biodiversity and Conservation* 29, 1805–1819.
-

# Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích

## Koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

---

- Wermelinger, B., Moretti, M., Duelli, P., Lachat, T., et al. (2017) Impact of windthrow and salvage-logging on taxonomic and functional diversity of forest arthropods. *Forest Ecology and Management* 391, 9–18.
- Wetherbee, R., Birkemoe, T., Burner, R.C., Sverdrup-Thygeson, A. (2021) Veteran trees have divergent effects on beetle diversity and wood decomposition. *PLoS ONE* 16, e0248756.
- Wetherbee, R., Birkemoe, T., Sverdrup-Thygeson, A. (2020) Veteran trees are a source of natural enemies. *Scientific Reports* 10, 18485.
- Wulf, M., Kolk, J. (2014) Plant species richness of very small forests related to patch configuration, quality, heterogeneity and history. *Journal of Vegetation Science* 25, 1267–1277.
- Ylisirniö, A., Mönkkönen, M., Hallikainen, V., Ranta-Maunus, T., Kouki, J. (2016) Woodland key habitats in preserving polypore diversity in boreal forests: Effects of patch size, stand structure and microclimate. *Forest Ecology and Management* 373, 138–148.
- Zanon, M., Davis, B.A.S., Marquer, L., Brewer, S., et al. (2018) European Forest Cover During the Past 12,000 Years: A Palynological Reconstruction Based on Modern Analogs and Remote Sensing. *Frontiers in Plant Science* 9, 253.
- Zasadil, P., Romportl, D., Horák, J. (2020) Disentangling the Roles of Topography, Patch, and Land Use on Conservation Trait Status of Specialist Birds in Marginal Forest Land Use Types. *Forests* 11, 103.
- Zellweger, F., de Frenne, P., Lenoir, J., Vangansbeke, P., et al. (2020) Forest microclimate dynamics drive plant responses to warming. *Science* 368, 772–775.
- Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky v roce 2020 [Report on the state of forest and forestry of the Czech Republic in 2020]. Available online:  
<https://eagri.cz/public/web/mze/lesy/lesnictvi/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho/>
- Žmihorski, M., Berg, Å., Pärt, T. (2016) Forest clear-cuts as additional habitat for breeding farmland birds in crisis. In: *Agriculture, Ecosystems & Environment* 233, 291–297.

---

## Podpora biodiverzity ve středoevropských lesích – koncepce pro lesníky a pracovníky ochrany přírody

**Vydavatel:** © Správa Národního parku Šumava, 2022, [www.npsumava.cz](http://www.npsumava.cz)

**Text:** Britta Uhl, Jaroslav Červenka, Václav Pouska, Peter Karasch, Claus Bässler

**Překlad:** Lubomír Moudrý

**Fota na obálce:** Horský les v Národním parku Bavorský les. Foto: L. Haselberger

**Grafika:** Zdena Černá

---

**ISBN 978-80-87257-56-2**

---

Projekt č. 316

## Podpora biologické rozmanitosti a vytvoření koncepce ochrany lesních ekosystémů Šumavy Förderung der Biodiversität und Entwicklung von Waldnaturschutzkonzepten im Böhmerwald



Europäische Union  
Evropská unie  
Europäischer Fonds für  
regionale Entwicklung  
Evropský fond pro  
regionální rozvoj



Ziel ETZ | Cíl EÚS  
Freistaat Bayern –  
Tschechische Republik  
Česká republika –  
Svobodný stát Bavorsko  
2014 – 2020 (INTERREG V)



NATIONALPARK  
Bayerischer Wald

Ministerstvo životního prostředí



Publikace vznikla v rámci projektu podpořeného Programem přeshraniční spolupráce  
Česká republika – Svobodný stát Bavorsko Cíl EÚS 2014–2020.

Vzniklo za přispění Ministerstva životního prostředí České republiky.  
Veškerá sdělení vyjadřují pouze názor autorů a MŽP ČR není zodpovědné za jejich obsah.



ISBN 978-80-87257-56-2



9 788087 257562