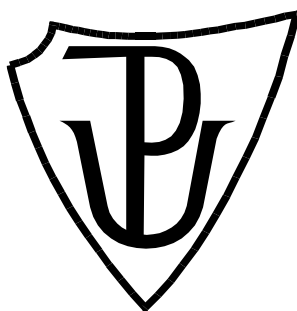


Přírodovědecká fakulta
Katedra zoologie



**Biodiverzita tradičních výmladkových lesů:
dlouhodobý úpadek a současná obnova**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Michaela Ševčíková

Vedoucí práce: Mgr. et MgA. Radim Hédl, PhD.

Studijní program: Biologie a ekologie

Olomouc 2023

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci na téma Biodiverzita tradičních výmladkových lesů: dlouhodobý úpadek a současná obnova vypracovala samostatně za použití v práci uvedených pramenů a literatury. Dále prohlašuji, že tato bakalářská práce nebyla využita k získání jiného nebo stejného titulu. Souhlasím se zveřejněním bakalářské práce podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách, ve znění pozdějších předpisů.

Datum: 1. 5. 2023

.....

podpis

Poděkování

Ráda bych touto cestou vyjádřila poděkování vedoucímu práce Radimu Hédlovi za jeho cenné rady, pomoc při získání potřebných informací a trpělivost při vedení mé bakalářské práce. Také bych chtěla poděkovat celé své rodině a přátelům za podporu.

Bibliografická identifikace

Jméno a příjmení autora	Michaela Ševčíková
Název práce	Biodiverzita tradičních výmladkových lesů: dlouhodobý úpadek a současná obnova
Typ práce	Bakalářská
Pracoviště	Katedra zoologie a ornitologická laboratoř
Vedoucí práce	Mgr. et MgA. Radim Hédl, Ph.D.
Rok obhajoby práce	2023

Abstrakt

Práce je zaměřena na biodiverzitu tradičních výmladkových lesů na území České republiky s rozšířením o celoevropský kontext. Popisuje fenomén výmladkového hospodaření z hlediska jeho dlouhodobé historie a tradičních způsobů, nedávného opuštění během 19. a 20. století i současných snah o jeho obnovu. Motivací k obnově se v posledních 20 letech stal úpadek biodiverzity, ke kterému v porostech došlo během přechodu na moderní způsoby lesnictví. Prosvětlené výmladkové lesy se změnilly na zastíněné lesy vysokokmenné. Došlo ke zvýšení korunového zápoje a celkové homogenizaci prostředí. Důsledkem toho ustoupily druhy vázané na světlo a přizpůsobené na pravidelné disturbance stromového patra. V rešerši je za pomoci grafů a schémat převzatých z literatury charakterizováno, jak se změnilo druhové složení společenstev vlivem opuštění aktivního hospodaření a jak reagují jednotlivé taxonomické skupiny na jeho obnovu v posledních letech. Pozitivní odpověď na obnovu pařezin se projevila u světlomilných rostlin, denních motýlů či pozemních pavouků. Zvyšování biodiverzity významně napomáhají také na plochách ponechané výstavky, které si v krátkém obmýtním cyklu zachovávají dlouhodobou kontinuitu a poskytují úkryt řadě organismů, jako jsou saproxyličtí bezobratlí, ptáci či malí hlodavci. Čerstvě pokácené pařeziny s obnovujícími se výmladky lákají také větší savce. Právě zvýšený tlak zvěře, přístup vlastníků a legislativní překážky jsou zmiňovány jako hlavní problémy při snaze o obnovu výmladkového hospodaření.

Klíčová slova	Obnova biodiverzity, výmladkové hospodaření, opadavé lesy, výmladkové lesy, pařeziny, střední lesy
Počet stran	53
Počet příloh	7
Jazyk	Český

Bibliographical identification

Autor's first name and surname	Michaela Ševčíková
Title	Biodiversity of traditional coppice forests: long-term decline and recent restoration
Type of thesis	Bachelor
Department	Department of Zoology and Laboratory of Ornithology
Supervisor	Mgr. et MgA. Radim Hédľ, Ph.D.
The year of presentation	2023

Abstract

The focus of this work is on the biodiversity of traditional coppice forests in the Czech Republic, with an extension to a broader European context. It describes the phenomenon of coppice management in terms of its long history and traditional methods, its recent abandonment during the 19th and 20th centuries, and current efforts to restore it. The motivation for restoration in the past 20 years has been the decline in biodiversity that occurred in these forests during the transition to modern forestry methods. Coppice forests, once characterized by open canopies, have transformed into high-stemmed, shaded forests, resulting in an increase in canopy cover and overall homogenization of the environment. Consequently, species adapted to light and regular disturbance of the tree canopy have declined. Using graphs and diagrams taken from literature, this study characterizes the changes in species composition resulting from the abandonment of active management, and how different taxonomic groups have responded to restoration efforts in recent years. Positive responses to the restoration of coppicing have been observed among light-demanding plants, butterflies, and ground-dwelling spiders. The increase in biodiversity has also been significantly facilitated by standards providing shelter for many organisms such as saproxylic invertebrates, birds, and small rodents. Freshly cut stumps with regenerating coppices also attract larger mammals. Therefore, increased game pressure, access by landowners, and legislative obstacles are mentioned as the main challenges in restoring coppice management.

Keywords	Restoration of biodiversity, coppicing, deciduous forests, coppice forests, simple coppice, coppice with standards
Number of pages	53
Number of appendices	7
Language	Czech

OBSAH

Cíle práce	5
1. Úvod	6
2. Co jsou výmladkové lesy	7
2.1. Biologická podstata výmladkového hospodaření	7
2.2. Formy výmladkových lesů	8
2.2.1. Principy výmladkového hospodaření	8
2.2.2. Pohled legislativy na výmladkové lesy.....	8
2.2.3. Nízký les	9
2.2.4. Střední les.....	9
2.3. Historie výmladkového hospodaření	10
2.4. Výmladkové hospodaření v evropském kontextu.....	12
2.5. Snahy o obnovu výmladkového hospodaření	14
2.5.1. Motivace vlastníků k obnově výmladkového hospodaření.....	15
2.5.2. Problémy spojené s obnovou výmladkového hospodaření.....	16
3. Biologické a ekologické aspekty výmladkových lesů	19
3.1. Výmladkové hospodaření jako forma disturbance	19
3.2. Přírodní prvky výmladkových lesů.....	21
3.2.1. Výmladkové polykormony	21
3.2.2. Výstavky	22
3.2.3. Dendrotelmy.....	23
3.2.4. Ponechané mrtvé ležící dřevo	24
3.3. Organismy vázané na výmladkové hospodaření	25
4. Vliv opouštění a obnovy výmladkového hospodaření na biodiverzitu	28
4.1. Vliv opouštění.....	28
4.1.1. Změna druhové skladby.....	31
4.2. Reakce druhových společenstev na obnovu	32
4.2.1. Vegetace.....	32
4.2.2. Bezobratlí	33
4.2.3. Obratlovci	35
Závěr.....	37
Seznam použité literatury	38
Přílohy	45

Cíle práce

Základním cílem této bakalářské práce je vytvořit přehled o výmladkových lesích. Dílčí cíle se týkají historie a způsobů tradičního výmladkového hospodaření, biologických a ekologických aspektů výmladkových lesů a biodiverzity, která bude představena ve dvou pohledech – z hlediska jejího úpadku během opouštění od výmladkového hospodaření v průběhu posledních dvou století a z hlediska reakcí lesních společenstev na probíhající snahy o obnovu tohoto hospodaření.

1. Úvod

Lesní ekosystémy jsou odpradáвна součástí středoevropské krajiny. Na podobě lesů se podílí komplex nejrůznějších faktorů. Ať už ty biotické, tedy společenstva rostlin, zvířat a mikroorganismů, tak faktory abiotické jako je klima nebo složení půdy. Nedílnou součástí utváření podoby lesních porostů se v posledních mnoha staletích stal bezesporu vliv člověka, který vstupoval do jejich přirozených procesů (Vacík et al. 2009). Lesy ovlivněné lidskou rukou a tradičním hospodařením prošly velkými změnami.

Výmladkové lesy v podmínkách české, respektive evropské, krajiny jsou výsledkem dlouhodobého vývoje výmladkového hospodaření, které se v průběhu historie stalo jednou z nejdůležitější forem obhospodařování listnatých lesních porostů (Szabó 2009, Buckley 2020). Tento způsob hospodaření spočíval ve využívání vegetativní schopnosti dřevin obnovovat svoje nadzemní části z kambia za pomoci výmladků (Hédl et al. 2011, Maděra 2016). Jedná se o nejstarší systematický a udržitelný způsob lesního hospodaření, který v minulosti dokázal uspokojit potřeby především palivového dříví (Unrau et al. 2018). Lidé jej využívali již od neolitu a jeho největší rozmach nastává v pozdním středověku v 15–16. století (Müllerová et al. 2014). Postupným zvyšováním poptávky po kvalitě a zvýšené produkci dřeva byly výmladkové lesy převáděny na lesy vysokokmenné (Müllerová et al. 2015, Unrau et al. 2018). Tento moderní způsob lesního hospodaření především v posledních stoletích vedl ke změně druhové a prostorové struktury našich lesů (Buckley 2020).

Poslední zbytky výmladkových lesů v naší krajině mají velkou nejen kulturně-historickou hodnotu, ale také hodnotu přírodní (Rackham 2008). Pařeziny se na rozdíl od lesů vysokokmenných, které převládly postupně na většině našeho území, vyznačují větší prostupností světla a mozaikou různorodých a různě starých ploch s krátkou obmýtní dobou. Vytváří tak ve svém biotopu specifické prostředí pro nejrůznější druhy organismů. Úpadek výmladkového hospodaření, který proběhl v posledních dvou staletích, vedl ke snížení biodiverzity těchto lesních společenstev, včetně druhů vzácných a ohrožených. V zájmu ochrany a zachování druhové rozmanitosti vzniká v posledních dekádách snaha o obnovu výmladkového způsobu hospodaření, které by napomohlo diverzifikovat současné homogenní lesní porosty v nížinných oblastech.

2. Co jsou výmladkové lesy

2.1. Biologická podstata výmladkového hospodaření

Výmladkovými lesy označujeme lesní porosty, ve kterých k hospodaření člověk využívá schopnosti vegetativní regenerace dřevin (Slach et al. 2021). Tuto schopnost řada rostlin využívá jako způsob adaptace na disturbance v podobě mechanického narušení. U dřevin nastává vegetativní množení v zásadě ve dvou případech. Prvním z nich je tzv. hřížení, které je způsobeno zakořeňováním poléhavých většinou bazálních větví. Maděra (2016) popisuje hřížení u poléhavých větví dřínu jarního (*Cornus mas*) a vrb, jejichž větve se při tzv. Fénixově zmlazení po rozlomení koruny dostanou do styku se zemí. Zahřížené větve zakoření, následně se po několika letech oddělí a dají vzniku samostatným jedincům, kteří ovšem stále sdílí stejnou genetickou informaci se svou mateřskou dřevinou. Druhou možností vegetativního množení je tvorba výstřelků neboli výmladků (Kadavý 2011, Unrau et al. 2018). Mladí jedinci stromů rostou do výšky a šířky, zatímco stromy staré či oslabené mají tendenci snižovat svoji korunu, zkracovat délku transportních drah a podporovat růst podpovrchových kořenů. Nejdlejší životnost poté vykazují místa, která jsou blíže kořenovému systému a nejméně trpí nedostatkem vody – báze kmene, a především povrchová pletiva kořenových náběhů (Maděra 2016). Po poškození či odumření koruny nebo pokácení stromu je v kořenovém systému stále dostatek zásobních látek, které jsou v předjaří ve formě mízy vytlačovány do bazálních částí kmene. Tam se hromadí a pomocí přídatných fytohormonů navodí remeristemaci živých buněk a tvorbu kořenových odnoží a pařezových výmladků (Hédl et al. 2011, Maděra 2016). Ty jsou posléze schopné se osamostatnit v růstu.

Tvorba výmladků nastává v přirozených podmínkách u stromů poškozených biotickými i abiotickými činiteli (Hédl et al. 2011). Velkou roli především u mladších jedinců hraje poškození fytofágy či okus terminálního pupene vzrostného vrcholu zvěří (Unrau et al. 2018). Obdobně působí i okus bobrem a drobnými hlodavci po obvodu kmene, případně vytloukání paroží spárkaté zvěře, proti kterému se strom brání tvorbou výmladků pod místem poranění. Působením abiotických faktorů dochází k porušení dřevní biomasy často ještě s větší intenzitou. Příkladem mohou být poškození suchem, mrazem či záplavami, v břehových porostech poškození plovoucím ledem, na prudkých svazích padajícími kameny či sněhovými lavinami nebo zlomy a vývraty způsobené silným větrem (Unrau et al. 2018). Jednotlivé druhy stromů na poškození reagují regenerací v koruně, ale také na kmeni, různou intenzitou často v závislosti na stanovištních podmínkách.

Schopnost vegetativní regenerace se liší také v samotném druhovém spektru jednotlivých dřevin (Unrau et al. 2018). Typickým výmladkovým druhem je líska obecná

(*Corylus avellana*). Dle Svobody (1952) vykazují v našich podmínkách vysokou pařezovou výmladnost habr obecný (*Carpinus betulus*), jilm habrolistý (*Ulmus minor*), lípa srdčitá (*Tilia cordata*), lípa velkolistá (*Tilia platyphyllos*), olše lepkavá (*Alnus glutinosa*) a všechny druhy vrb (*Salix* spp.). Dobrou pařezovou výmladnost mají také všechny naše druhy dubů, javor babyka (*Acer campestre*), jilm horský (*Ulmus glabra*), olše šedá (*Alnus incana*), jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*) a topol černý (*Populus nigra*) i bílý (*Populus alba*); (Kadavý 2011). Buk lesní (*Fagus sylvatica*) a bříza bělokorá (*Betula pendula*) tvoří výmladky podle Svobody (1952) jen výjimečně. To rozporuje Maděra (2016), podle kterého v pohořích jižní a jihovýchodní Evropy buk hojně vytváří výmladkové lesy a také v minulosti byl využíván jako výmladková dřevina. Podle Kadavého (2011) je možné pro tvorbu pařezin využít i břízu. Další typickou výmladkovou dřevinou je podle něj jeřáb břek (*Sorbus torminalis*) s vysokou tvorbou kořenových výmladků. Z nepůvodních druhů dřevin se využívá trnovníku akátu (*Robinia pseudoacacia*) a kaštanovníku (*Castanea sativa*); (Kadavý 2011). Na rozdíl od listnatých dřevin, snad kromě tisu, netvoří výmladky žádný z jehličnanů (Hédal et al. 2011).

2.2. Formy výmladkových lesů

2.2.1. Principy výmladkového hospodaření

Ve středoevropském lesnictví se rozlišují dva hlavní typy tradičních výmladkových lesů využívaných při hospodaření. Mají původ v německojazyčném lesnictví. Pařeziny neboli nízké lesy (z německého Niederwald) jsou tvořené pařezovými oddíly rovnoměrného stáří vzniklými výmladností a střední lesy (z německého Mittelwald), u kterých byly na ploše ponechávány vysoké stromy pěstované nad porostem z pařezin (Štochllová & Hédal 2018). Kromě toho existuje další princip hospodaření využívající schopnosti vegetativní obnovy dřevin, tzv. hlavový řez (Unrau et al. 2018). Typickými takto ořezávanými stromy jsou hlavaté vrby, které představují dědictví tradičního hospodaření. V poslední době jsou v různých zemích Evropy, včetně České republiky, na zemědělských plochách vysazovány pro zisk energetické biomasy vegetativně množené rychlerostoucí dřeviny, především topoly a vrby (Unrau et al. 2018).

2.2.2. Pohled legislativy na výmladkové lesy

V současnosti jsou v české legislativě ve Vyhlášce č. 289/2018 Sb. definovány základní tři tvary lesa. Vysoký (vysokokmenný) les je charakterizován jako les vzniklý ze semen nebo sazenic. Nízký les je hospodářský tvar lesa vzniklý výmladností a střední les vznikl kombinací výmladkové složky a jedinců semenného původu (Štochllová & Hédal 2018, Vyhl. č. 289/2018 Sb.). Dle Lesního zákona č. 289/1995 Sb. je stanovena

minimální obmýtní doba lesa vysokého na 80 let. V podmínkách lesa nízkého se nesmí provádět těžba mýtní úmyslná v porostech mladších 20 let. Horní mez obmýtní lesa středního se pohybuje mezi 40 a 60 lety (Vyhl. č. 289/2018 Sb.). U žádného ze zmíněných tvarů lesa ovšem nejsou uvedeny vedle původu jiné bližší charakteristiky jako věk nebo porostní výška. V praxi se proto vlastníci a zpracovatelé LHP (Lesní hospodářské plány) vyhláškou zpravidla neřídí, stejně ji při schvalování ignorují orgány státní správy lesů (Maděra et al. 2016). Proto lze na našem území najít porosty výmladkového původu starší 60 let, tedy nad horní hranicí obmýtní, které se označují jako tzv. nepravé kmenoviny a jsou dnes vedeny jako les vysokokmenný (Kadavý 2011, Maděra et al. 2016). Vegetativní obnova lesních porostů, stejně jako přechod na hospodaření v nízkých a středních lesích, s sebou nese značná legislativní omezení a způsobuje komplikace ve snaze obnovy výmladkových lesů na našem území, viz kapitola 2.5.2.

2.2.3. Nízký les

Nízký les neboli pařezina je typický jednovrstvou strukturou dřevin s výmladkovým původem. Pro jeho pěstování je nejvíce vhodný cílový hospodářský soubor 25 – živná stanoviště nižších poloh, který je charakterizován dřevinami s největší výmladkovou schopností – dubem jako základní dřevinou a bukem, lípou, habrem, javorem, jasanem a dalšími dřevinami melioračními a zpevňujícími (Vyhl. č. 289/2018 Sb.). Nejčastějším způsobem pěstování jsou holoseče. Obmýtní nízkého lesa se může pohybovat mezi 5 a zhruba 50 lety, nejčastěji je prováděna těžba celého porostu v cca 20–30 letech (Kadavý 2011). Obmýtní doba a doba fází rotace pěstebního cyklu závisí na požadovaném produktu, na druhu dřeviny, umístění stanoviště, rychlosti růstu i na environmentálních či sociálně-kulturních zájmech (Unrau et al. 2018). Porost je povětšinou rozdělen na počet oddělení rovných násobku počtu let plánované rotace a vytváří tak pomyslnou šachovnici různě starých porostních ploch (Unrau et al. 2018). Z hlediska hospodářského jsou pařeziny pěstovány pro maximalizaci produkce dřeva, které většinou vykazuje nižší kvalitu (Kadavý 2011). V dnešní době se pařeziny na území České republiky rozkládají na 7752 ha (0,3 %), viz Příloha 1 a 2.

2.2.4. Střední les

Dle vyhlášky č. 298/2018 Sb. je střední les, dříve nazývaný také sdružený, tvořen lesními porosty, u kterých spodní etáž vznikla převážně výmladností a jedna či více horních etáží vznikly převážně ze semen nebo sadebního materiálu lesních dřevin (Obr. 1). Jako dřeviny horního patra generativních výstavkových etáží se z listnatých dřevin využívají dub zimní (*Quercus petraea*) a dub letní (*Quercus robur*), jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), třešeň ptačí (*Prunus avium*) či jeřáb břek, z jehličnatých poté

borovice lesní (*Pinus sylvestris*) a modřín opadavý (*Larix decidua*); (Kadavý 2011). Podle Kadavého (2011) by plocha, která je cloněna korunami výstavků, neměla klesnout pod 10 % a zároveň přesáhnout 30 %. Počet výstavků se proto během jednotlivých fází obnovního cyklu upravuje, aby bylo zabráněno přílišnému zastínění spodních výmladkových etáží (Unrau et al. 2018). Lesy střední v současnosti pokrývají 2682 ha (0,1 %) českých lesů, viz Příloha 1 a 2.



Obr. 1: Na obrázku vlevo je les na Děvíně, který slouží jako ukázka opuštěné pařeziny. Pařeziny jsou patrné v podobě vyjednocených polykormonů. Vpravo je čerstvě pokácený střední les po smýcení spodní etáže s ponechanými výstavky. Porost je součástí obnovy středního lesa v Českém krasu (PR Na Voskopě). Autor: R. Hédl

2.3. Historie výmladkového hospodaření

Podle Ložka (2011) se počátek využívání vegetativní schopnosti dřevin pro tvorbu výmladkového způsobu hospodaření datuje na přelom mezolitu a neolitu, kdy lidé souvisle osídlili okolní krajinu a začali ji přetvářet do její pozdější kulturní podoby. Obhospodařovány byly tímto způsobem lesy nížin, teplých pahorkatin a vrchovin České republiky (Szabó 2009). V pravěku byly porosty s výmladkovým typem hospodaření zdrojem stavebního a palivového dřeva, ale také hrály významnou roli při krmení domácích zvířat (Buček 2016, Buckley 2020). Pro dobytek lidé shrabávali listí a příkrmovali jej pomocí letniny – ořezávaných větví dřevin (Szabó 2009, Buček 2016). Pařeziny sloužily také k produkci dřevěných nástrojů, tenkých užitkových sortimentů, dřevěného uhlí, tříslové kůry a jako zdroj stavebního materiálu (Buček 2016, Slach et al. 2021). Veškeré kácení probíhalo pomocí ručních nástrojů a dřevní surovina byla z lesa tahána lidskou nebo zvířecí silou (Unrau et al. 2018). K maximálnímu zefektivnění využívání dřevní hmoty docházelo zvláště v hustě osídlených oblastech, kde les musel každoročně poskytovat velké množství palivového dřeva především pro vaření a topení (Hédl et al. 2011). Pravděpodobně již v raném středověku se na území střední a severozápadní Evropy nevyskytoval les, který by nebyl ovlivněn lidskou rukou, a výmladkové hospodaření se stalo nejdůležitější formou hospodaření (Szabó 2009,

Buckley 2020). Intenzivně využívány byly především lesy v hojně osídlených nížinných oblastech, přibližně pod 400 m n. m (Szabó 2009, Hédl et al. 2011). Pro tyto porosty byl zaveden termín nížinné lesy, přestože jejich odlišení od lesů vyšších poloh je spíše neformální (Hédl et al. 2011). V nížinných lesech se postupem času rozrůznily a praktikovaly různé způsoby tradičního lesního hospodaření (Hédl et al. 2011).

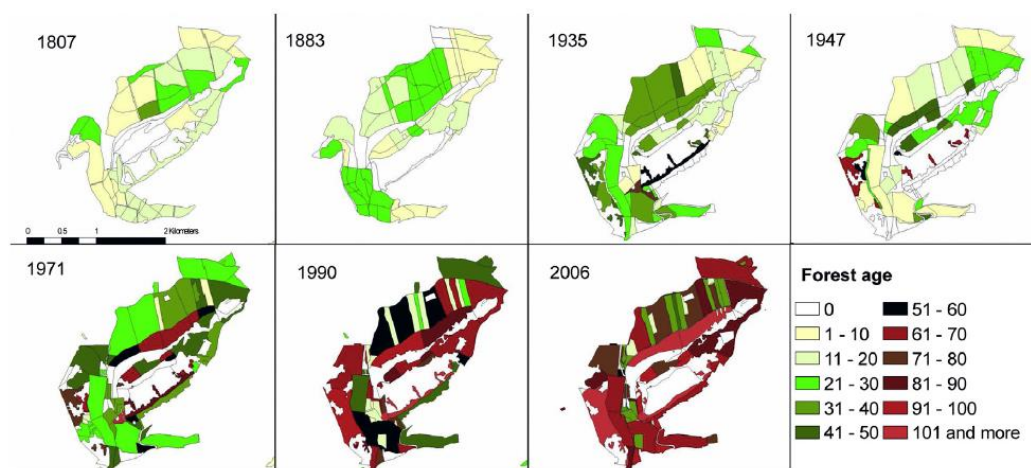
Výmladkové porosty byla často kombinovány s příměsí stromů semenného původu nebo i vzniklých z vybraného výmladku z mateřského pařezu (Hédl et al. 2011). Výstavky se na vykácených pasekách ponechávaly pro zajištění přirozeného generativního zmlazení daného druhu dřeviny, ale mimo jiné díky jejich využití jako zdroje kvalitní dřevní hmoty či z estetického hlediska (Úřadníček 2016). Obnova dle tradičních způsobů obhospodařování pařezin probíhala přirozeně, v nížinných oblastech tedy především výmladkově. Proti okusu zvěří byly výmladkové lesy v počátečních fázích obnovního cyklu pečlivě ohrazeny valy a v průběhu obnovy také ploty (Ratcliffe 1992, Hédl et al. 2011). Současně byla zvěř chována v oborách a bažantnicích a počet volně pohybující se zvěře byl menší než v dnešní době (Hédl et al. 2011).

Opakem výmladkových lesů byly lesy pastevní. Jednalo se o kombinaci pastviny a solitérních stromů nebo jejich skupin (Hédl et al. 2011). Vliv dobytka neumožňoval běžné zmlazení, přesto se do některých pařezin s již zajištěným porostem dobytek pouštěl (Szabó 2009). Stejně mohly pastevní lesy obsahovat výmladkově se obnovující plochy, které však musely být zajištěny proti vstupu dobytka (Hédl et al. 2011). Pastevní lesy byly typické především pro středomořskou oblast a severní Evropu (Hédl et al. 2011). Dnes je dle zákona pastva dobytka v českých lesích zakázána (Zákon č. 289/1995 Sb.).

Způsoby výmladkového hospodaření se v průběhu historie měnily také díky různým socio-ekonomickým podmínkám a aktuální potřebě ve společnosti (Kirby et al. 2017, Unrau et al. 2018, Slach et al. 2021). Müllerová et al. (2014) uvádějí, že ve 14. století byla v porostech na kopci Děvín na Pálavě stanovena sedmiletá doba obmýetí s potřebou co nejrychlejší produkce palivového dřeva. Ke konci 17. století byla doba obmýetího cyklu na Děvíně 11–13 let (Müllerová et al. 2014). V nízkých lesích se následně pohybovala doba obmýetí od 20 do 40 let (Szabó 2009, Müllerová et al. 2014). Pěstován byl také střední les s ponechanými generativně obnovenými výstavky především dubu do věku až 150 let, které byly využívány pro stavební dřevo a pro výrobu nábytku a sudů (Buček 2016). Na počátku 19. století bylo již území Pálavy pokryto středním lesem s obmýetí dobou 35 let a kolísavou hustotou výstavků a postupně docházelo k jejich převodu na les vysoký s delším obmýetím (Müllerová et al. 2014). Podíl plochy nízkokmenných lesů na našem území v polovině 19. století, konkrétně v roce 1845, je patrný z mapy v Příloze 3.

Od přelomu 18. a 19. století docházelo ke změně výmladkových lesů na lesy vysokokmenné. Po druhé světové válce se od výmladkového způsobu hospodaření zcela upouští, také díky nahrazení palivového dřeva palivy fosilními (Müllerová et al. 2015,

Unrau et al. 2018). Vyrůstající potřeba společnosti po kvalitní dřevní surovině z velkých kmenů vedla k transformaci na moderní způsoby lesnictví a převedení lesů na plantáže a lesy vysoké (Rackham 2008). Listnaté a smíšené porosty dřevin byly na mnoha místech nahrazeny relativně rychle rostoucími jehličnany (Kirby et al. 2017). Cílem hospodaření se staly rovné kmeny s velkými přírůstkem (Kirby et al. 2017, Unrau et al. 2018). Převod na vysoký les spojený s dlouhou dobou obmýtí můžeme pozorovat na datech z lokalit lesních porostů na kopci Děvín u Mikulova, kde byly tamější lesy v dřívějších dobách obhospodařovány především výmladkovým způsobem. Změnu věkové struktury porostů na Děvíně v jednotlivých letech zobrazuje Obr. 2.



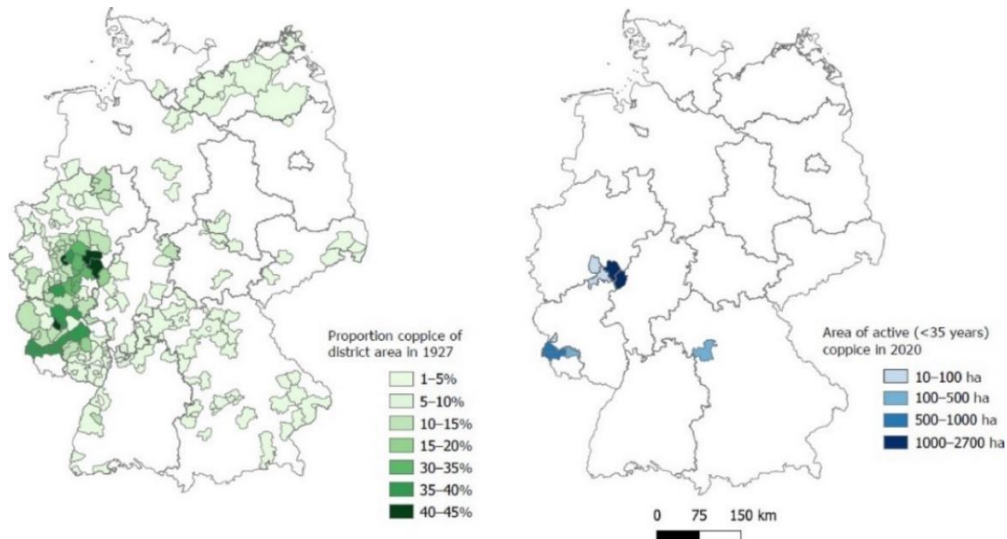
Obr. 2: Věková struktura a stárnutí lesních porostů na lokalitě Děvín během posledních 200 let. Převzato z Müllerová et al. 2014.

2.4. Výmladkové hospodaření v evropském kontextu

Vývoj výmladkového hospodaření a přístup k němu je v jednotlivých státech Evropy velice odlišný, viz Příloha 4. Dle posledních výzkumů ve 33 zemích Evropy pokrývají lesy výmladkového původu, tedy aktivní i opuštěné pařeziny a nepravé kmenoviny, 29 milionů hektarů, což tvoří téměř 14,5 % celkové lesní plochy (Unrau et al. 2018, Buckley 2020). Podle Kirbyho et al. (2017) v některých zemích Evropy nedošlo k celkové změně struktury lesů a stále si ponechaly výmladkové hospodaření jako důležitý způsob obhospodařování lesních porostů. Jedná se především o jihovýchodní země. Příkladem mohou být státy Balkánu a Mediteránu jako Albánie (55 %), Maďarsko (29 %), Portugalsko (37 %), Bulharsko (48 %), Chorvatsko (22 %), Makedonie (60 %) a Řecko, kde výmladkové lesy tvoří až 68% podíl rozlohy lesních celků (Unrau et al., 2018), viz Příloha 5. Důležité je ovšem v této souvislosti poznamenat, že není možné posoudit, jak moc jsou zmíněná čísla srovnatelná. Kritéria v jednotlivých zemích pro započítání porostů jako výmladkových lesů se mohou lišit. Mnoho evropských lesů, například v Portugalsku nebo v Maďarsku, nejsou obhospodařovány

tradičním způsobem, nýbrž to jsou plantáže rychlerostoucích nepůvodních druhů dřevin (například trnovník akát); (Kozdasová et al. 2022). Největší plocha 6 milionů hektarů výmladkových lesů je zaznamenána ve Francii, kde tento typ lesa pokrývá až 47 % lesních porostů (Unrau et al. 2018). Zajímavým příkladem je také Itálie, kde se za posledních 130 let (od roku 1870 do roku 2000) rozloha výmladkových lesů téměř zdvojnásobila na 3 600 000 ha reprezentujících 57 % plochy italských lesů (Slach et al. 2021). Patrně budou tyto hodnoty dány tím, jaké porosty jsou v Itálii za výmladkové lesy vykazovány.

Nicméně ve většině států střední a severní Evropy během posledních dvou staletích proběhl rozsáhlý úpadek nebo úplné vymizení tradičního výmladkového způsobu hospodaření (Slach et al. 2021). Dle Kamp (2022) poklesla v Německu mezi lety 1927 a 2020 plocha středních lesů asi o 98,7 % z odhadovaných 400000 ha na pouhých 5000 ha a plocha pařezin se ve stejném období snížila dokonce o 99,1 % z odhadovaných 680000 ha na 6400 ha. V roce 2020 byly zmapovány na území Německa pouze tři plochy s aktivním hospodařením prováděným minimálně v průběhu posledních 35 let (Obr. 3, Kamp 2022). Baltské státy a většina Skandinávie neprovádí výmladkové hospodaření prakticky vůbec a v některých státech východní Evropy je mu bráněno stejně jako v České republice přímo zákonem (Buckley, 2020).



Obr. 3: Rozšíření výmladkových lesů na mapách s hranicemi dnešního Německa. Vlevo je vyznačeno rozšíření pařezin v roce 1927 s intenzitou barevného gradientu dle úměrné plochy okresu pokryté pařezinami. Na mapě vpravo jsou vyznačeny plochy s aktivním výmladkovým hospodařením (prováděným v průběhu posledních 35 let) zmapované v roce 2020. Převzato z Kamp 2022.

2.5. Snahy o obnovu výmladkového hospodaření

V posledních zhruba třech desetiletích se v různých regionech Evropy (Anglie, Německo, Švýcarsko či Česká republika) objevují iniciativy k obnovení výmladkového způsobu hospodaření v zájmu ochrany ohrožených druhů, ale také s myšlenkou využití výmladkového lesa jako udržitelného zdroje energie v podobě dřevní biomasy (Müllerová et al. 2015). V zemích, kde v posledních dvou stoletích docházelo k rozsáhlému úpadku výmladkového hospodaření, začaly vznikat první pokusy pro jeho obnovu. Za jedny z prvních jsou považovány postupné prořezávky započaté v roce 1964 v Hayley Wood v Anglii (Kozdasová et al. 2022). Prvním případem obnovy v České republice je nezdařený pokus v Krumlovském lese nedaleko Moravského Krumlova v roce 1999 (Vild et al. 2013). V dnešní době tyto pokusy probíhají na mnoha místech Evropy, například v Belgii, Německu, Itálii, Nizozemsku a v neposlední řadě také v České republice (Unrau et al. 2018). Kamp (2022) zmiňuje větší úspěšný projekt obnovy 170 ha středního lesa v Německu. Kozdasová et al. (2022) uvádějí na území ČR celkem osm lokalit s probíhajícími pokusy o obnovu výmladkového hospodaření (Obr. 4). Žádný z porostů na těchto lokalitách není dle legislativy (Zákon č. 289/1996 Sb.) zařazen do kategorie lesů hospodářských, nýbrž do kategorie lesů zvláštního určení. Většina lokalit se nachází v národních přírodních rezervacích nebo přírodních rezervacích v oblasti velkoplošných chráněných území (NP Podyjí, CHKO Pálava, CHKO Český kras, CHKO Křivoklátsko, CHKO Bílé Karpaty) anebo jsou v této kategorii zařazeny jako les zvláštního určení pro potřeby zachování biologické různorodosti a s významem pro lesnický výzkum a výuku – ŠLP (Školní lesní podnik Masarykův les Křtiny), Utinkův háj.



Obr. 4: Mapa lokalit s probíhajícími pokusy o obnovu výmladkového způsobu hospodaření na území ČR. 1 Pálava, 2 Utinkův háj, 3 Český kras, 4 Školní lesní podnik Masarykův les Křtiny, 5-6 Bílé Karpaty, 7 Křivoklátsko, 8 NP Podyjí. Převzato z Kozdasová et al. 2022.

2.5.1. Motivace vlastníků k obnově výmladkového hospodaření

Výmladkový způsob hospodaření poskytuje množství celospolečenských přínosů, ať už kulturně-historických, ekonomických či ekologických (Unrau et al. 2018). Vlastníky lesa v různých regionech Evropy však vedou rozdílné motivace k jeho praktikování. Zatímco v České republice je tento management prováděn často pracovníky v ochraně přírody s vidinou uchování biologické a krajinné rozmanitosti, v jiných zemích Evropy jako jsou Itálie nebo Srbsko je pohled na výmladkové hospodaření spíše ekonomický a je považováno za významný zdroj biopaliva (Bartlett 2018b, Kozdasová et al. 2022).

Poslední výzkumy biodiverzity a ochrany prostředí představují výmladkové lesy jakožto ekosystémy poskytující útočiště ohrožených druhů, které jsou zde odolnější vůči rizikům biotických i abiotických vlivů (Hédl 2018, Vild et al. 2013). Jejich zapojení do okolní krajiny tak napomáhá tvorbě mozaiky biotopů, které zvyšují nejen krajinnou rozmanitost, ale také její ekologickou stabilitu. Respondenti v práci Kozdasová et al. (2022) považují za motivaci k obnově výmladkového hospodaření hrozby spojené s klimatickou změnou. Dle názoru pracovníků ŠLP by právě výmladkové lesy mohly hrát klíčovou roli především v řešení problémů sucha spojeného s klimatickou změnou, které v posledních několika letech přicházelo v dlouhotrvajících periodách a způsobovalo rozsáhlé škody na lesních porostech. Významnými by se výmladkové lesy mohly stát právě na stanovištích trpících přísuškou, kde samovolně nedochází ke generativní přirozené obnově a umělá obnova se nevyplatí (Kozdasová et al. 2022). Výmladkové hospodaření by se mohlo jevit jako vhodný management i na dalších stanovištích podléhajících extrémním podmínkám a porosty by zde mohly méně trpět například na polomy a vývraty (Nicolescu et al. 2018).

Neméně důležitým a často pro některé vlastníky rozhodujícím faktorem je stránka ekonomická. Výmladkové lesy jsou významným zdrojem jak nedřevních produktů, jakými jsou houby či lesní plody, tak především palivového dřeva (Bartlett et al. 2018a). Palivo z dubu či habru má větší výhřevnost než například to smrkové z kalamitních lokalit (Kozdasová et al. 2022). Hospodaření na těchto lokalitách je považováno za udržitelný způsob získávání biopaliva, který splňuje aspekty nízkouhlíkové bioekonomiky (Unrau et al. 2018). Výmladkový způsob hospodaření zároveň není tolik náročný na potřebu těžké těžební techniky a nevyžaduje téměř žádné pěstební zásahy a s nimi spojené náklady na umělou obnovu (Nicolescu et al. 2018). Tím by se v budoucnu mohl jevit jako ekonomicky výhodný pro vlastníky malých lesních pozemků o rozloze jen několika hektarů (Kadavý 2011, Bartlett et al. 2018b). V zemích, jako je například Anglie, jsou výmladkové lesy ceněny nejen pro zisk. Jsou součástí kulturního dědictví a zdrojem obživy pro obyvatele krajiny venkova (Bartlett et al. 2018b).

Podobně jako v Anglii, vidí motivaci k obnově pařezin někteří vlastníci českých lesů také ve zvyšování pozornosti a zájmu odborné i laické veřejnosti (Kozdasová et al.

2022). Chtějí představovat lesníkům, studentům i široké veřejnosti historické způsoby obhospodařování naší krajiny, nabídnout možnosti z hlediska jejího rekreačního využití i poskytnout tyto plochy pro další výzkum na téma krajinné diverzity (Unrau et al. 2018, Kozdasová et al. 2022).

2.5.2. Problémy spojené s obnovou výmladkového hospodaření

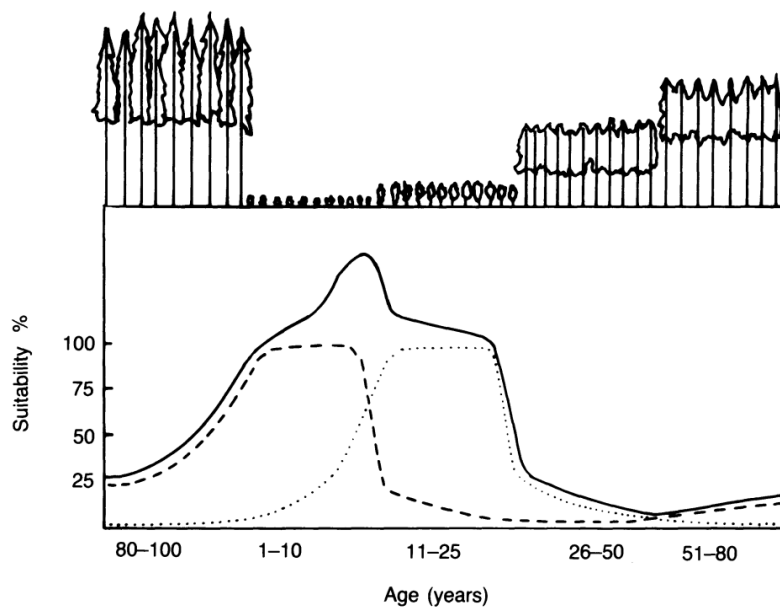
S obnovou výmladkového hospodaření je nejen v České republice spojeno množství problémů a komplikací. Důležitým faktorem pro hospodaření formou výmladkových lesů je jejich vazba na listnaté dřeviny, navíc jen na ty vykazující dobrou pařezovou nebo kořenovou výmladnost. Hlavní překážkou, kterou zmiňují respondenti v Kozdasová et al. (2022), je samotný legislativní rámec umožňující tímto způsobem hospodařit. Jak již bylo zmíněno, všechny porosty vykazující obnovu výmladkových lesů na území ČR jsou zařazeny do kategorie „lesů zvláštního určení“, kde byla udělena výjimka ze zákona. V kategorii „lesů hospodářských“ je podle některých lesníků začít hospodařit výmladkově téměř nemožné (Kozdasová et al. 2022). Pro porost musí být vypracován projekt, který musí být schválen státní správou. Dle Lesního zákona č. 289/1995 Sb. je stanovena minimální obmýtní doba lesa vysokého na 80 let a porost by tedy musel být pro kácení v častějších intervalech přeřazen do kategorie lesa nízkého či středního s obmýtní dobou kratší. Při tomto převodu je nutnost vytvořit adekvátní „rámcové směrnice porostů v převodu“ a zahrnout je do lesního hospodářského plánu či osnovy (Knott et al. 2011). Dalšími legislativními omezeními svazujícími hospodaření ve výmladkových lesích jsou lhůty pro zalesnění holiny a zajištění porostu, povinnost používat při obnově určenou druhovou skladbu, šířka holé seče i zákaz snižování zakmenění úmyslnou těžbou pod hodnotu 0,7 (Kadavý 2011). Kvůli těmto legislativním překážkám se například lesníci v CHKO Bílé Karpaty rozhodli založit výmladkový les na území, jež není klasifikováno jako pozemek určený k plnění funkcí lesa (Kozdasová et al. 2022). Při schvalování těchto procesů často dochází k nepochopení mezi jednotlivými stranami, protože nejen v odborné veřejnosti stále převládá názor, že vysoký les je „přírodě bližší“ a management pařezin spojený s častým kácením vnímají negativně (Bartlett et al. 2018a). Další překážky poté vznikají na místech, kde organizace snažící se o obnovu výmladkového hospodaření není vlastníkem porostů nebo není zodpovědná za management stanoviště. Klíčovou roli zde zastává státní podnik Lesy České republiky, který ač by mohl být zásadním článkem na cestě k obnově výmladkového způsobu hospodaření, dnes zastává spíše konzervativní přístup (Kadavý 2011, Kozdasová et al. 2022).

Ekonomika výmladkových lesů je z velké části postavena na prodeji palivového dřeva. Rozhodování majitelů při obnově pařezin proto může negativně ovlivňovat nestálá cena paliva, alternativní zdroje paliva či vyšší náklady na těžbu spojenou s nutností kvalifikované pracovní síly (Bartlett et al. 2018a, Nicolescu et al. 2018). Management

výmladkových lesů vyžaduje od dělníků odborné vzdělání, je fyzicky náročný, a proto se tento segment potýká s nedostatkem pracovní síly (Bartlett et al. 2018a, Kozdasová et al. 2022).

Neméně závažnými komplikacemi při obnově výmladkového hospodaření jsou biotické a abiotické faktory prostředí. Dlouhotrvající sucho například může způsobit vysychání pařezů z čerstvě pokácených porostů, které může vést až ke ztrátě jejich schopnosti tvořit nové výmladky. Stejně tak mohou být v obdobích sucha poškozeny samostatně stojící výstavky (Kozdasová et al. 2022). Rozdílné úrovně ohrožení pro pařeziny představují invazivní a expanzivní druhy rostlin (Kozdasová et al. 2022). Na některých lokalitách zarůstají pařeziny nálety třtiny křovištní (*Calamagrostis epigejos*), bodláků (*Carduus* spp.) a pcháčů (*Cirsium* spp.). Výmladkové porosty v NP Podjíví vyhovují invazním dřevinám jako trnovník akát (*Robinia pseudoacacia*) a pajasan žláznatý (*Ailanthus altissima*); (Kozdasová et al. 2022). Tyto druhy dřevin se přizpůsobily pravidelným disturbancím během kácení pařezin v intervalech 20 až 30 let, kolonizují čerstvě skácená stanoviště a přerůstají výmladkově se obnovující hospodářské dřeviny (Radtke et al. 2013, Kozdasová et al. 2022). Na kmeny některých z těchto stromů jsou proto v určitých lokalitách aplikovány herbicidy, nicméně vlastníci především doufají, že invazní druhy z porostu vymizí také vlivem přirozené sukcese (Kozdasová et al. 2022). Radtke et al. (2013) ve své práci navrhuje změnu systému managementu těchto lokalit pro vyloučení příštích invazí.

Dalším z biotických faktorů, který významně ovlivňuje obnovu výmladkových porostů, je vliv vysoké zvěře (Kirby et al. 2017, Bartlett et al. 2018a). Na území ČR způsobuje nejen v obnovovaných pařezinách problémy vysoká početnost srnce obecného (*Capreolus capreolus*), na některých lokalitách (například v CHKO Český kras) jsou problematické také vysoké stavy muflonů (*Ovis aries musimon*); (Kozdasová et al. 2022). Vysoká zvěř využívá větší dostupnosti potravy i úkrytů, které pařeziny s mladou věkovou strukturou porostu nabízí (Obr. 5, Ratcliffe 1992). Spásány jsou ve velké míře mladé výhonky a kořenové výmladky, ale také porostní bylinná vegetace (Kozdasová et al. 2022). Tyto disturbance vedou ke změně skladby bylinných společenstev i populací bezobratlých, a tím mohou ovlivnit populace na nich závislých ptáků i malých savců (Ratcliffe 1992). Z těchto důvodů jsou čerstvě pokácená stanoviště stejně jako v minulosti obvykle oplocována. I to ovšem může být problematické, protože ploty zabraňují vstupu jiných větších herbivorů, jejichž okus výmladkově se obnovujících stromů může mít pozitivní efekt při zpomalení sukcese a prodloužení periody s větším přístupem světla (Vild et al. 2013). Podle Joys et al. (2004) může být budoucí obnova a růst výmladků po pokácení úspěšné jen za předpokladu, že budou přijata aktivní opatření k redukci okusu zvěří, přičemž by pravděpodobně mělo dojít k redukci početnosti zvěře jako takové.



Obr. 5: Schématické zobrazení vhodnosti různověkých lesních habitatů pro zvěř v jednotlivých fázích obnovního cyklu. Rovná linie reprezentuje příležitosti v podobě úkrytu a potravy. Linie --- představuje dostupnost potravy, ... dostupnost úkrytů. Převzato z Ratcliffe 1992.

3. Biologické a ekologické aspekty výmladkových lesů

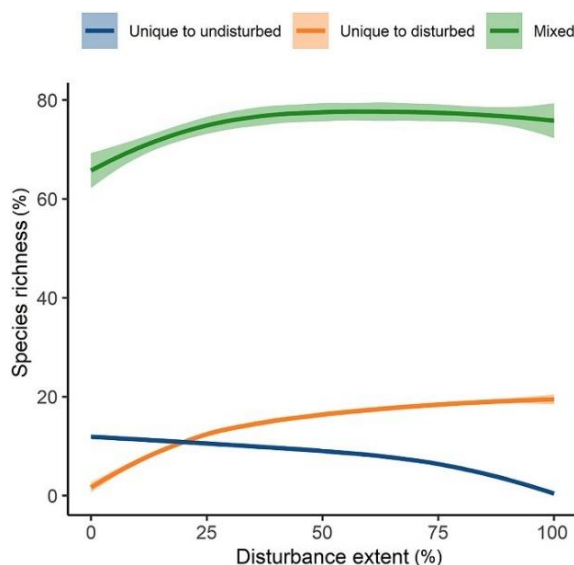
Praktikování výmladkového hospodaření vytváří v lesích specifické prostředí. Výmladkové lesy jsou charakteristické mozaikou druhově věkově rozdílných ploch, které v krátkém obmýtním cyklu prochází častými disturbancemi korunového patra. Právě tyto disturbance jsou považovány za nejdůležitější ekologický faktor ovlivňující jednotlivá druhová společenstva, jež jsou na čerstvě pokácené plochy vázána (Vymazalová et al. 2021). Přestože jsou výmladkové lesy poměrně rychle se měnící typ stanoviště, lze v tomto typu lesů najít přírodní prvky, které si zachovávají dlouhodobou kontinuitu. Výmladkové polykormony, výstavky či dendrotelmy mohou vytvářet řadu unikátních mikrobiotopů pro nejrůznější specializované nejen saproxylické druhy organismů (Úradníček 2016, Buckley 2020). Výmladkové lesy díky těmto aspektům nabízí vhodné prostředí pro život rozmanitých skupin organismů.

3.1. Výmladkové hospodaření jako forma disturbance

Přirozené disturbance jsou neodmyslitelnými klíčovými procesy lesních ekosystémů a hlavní hnací silou sukcese nejen v lesních biomech (Vacik et al. 2009). Za disturbance považujeme jakýkoliv relativně nezávislý děj v čase, který narušuje ekosystém, společenstva nebo populační strukturu a způsobuje změny v dostupnosti zdrojů, substrátu nebo mění fyzické prostředí (Evans & Barkham 1992, Viljur et al. 2022). Příklady takovýchto disturbancí mohou být v lesních porostech například požáry, polomy způsobené silnými přívaly větru, defoliace škůdci, spásání zvěří, okus hlodavci, sesuv či jiné narušení půdy, ale také člověk a jeho lesní hospodaření (Evans & Barkham 1992, Vacik et al. 2009, Viljur et al. 2022). Způsoby lesního managementu, jako výmladkové hospodaření, jednocení kmenů, probírky, holosečné mýcení nebo vypalování, jsou příkladem „režimů umělé disturbance“ (Evans & Barkham 1992). Mezi disturbancemi umělými a těmi vzniklými přirozenou cestou existuje velké množství podobností, kdy na ně především některé druhy organismů reagují obdobným způsobem a tím mohou vznikat srovnatelné ekologické struktury včetně druhových společenstev.

Disturbance zásadně ovlivňují biodiverzitu a podmiňují změny v lesních společenstvech (Viljur et al. 2022). Přestože mohou být vnímány negativně, ve skutečnosti nemusí vždy přinést zničení biomasy. V konečném důsledku mohou disturbance biodiverzitu stanoviště zvyšovat (Obr. 6). Například v případě vývratu stromu může dojít k opětovnému vyrašení výhonů z ležícího kmene a zvýšení světla dopadajícího na půdu ve vzniklé porostní mezeře podpoří druhy podrostní vegetace (Evans & Barkham 1992, Viljur et al. 2022). Pokud k rozsáhlejší přirozeným nebo člověkem vyvolaným disturbancím v porostech nedochází, směřují lesní ekosystémy

do klimaxového stádia s převahou konkurenčních dominantních druhů a z toho plynoucí nižší druhovou denzitou (Vacik et al. 2009, Viljur et al. 2022).



Obr. 6: Odpověď druhové diverzity na proporci lesní plochy s přirozenými disturbancemi. Oranžová linie představuje druhovou bohatost organismů unikátních pro narušované lesy s přirozenými disturbancemi, modrá linie naopak organismy vázané na nenarušované lesy bez přirozených disturbancí a zelená linie představuje druhovou bohatost organismů vyskytujících se v obou předchozích habitatech. Převzato z Viljur et al. 2022.

Výmladkové hospodaření je v zásadě častou disturbancí stromového patra, které má důsledky pro fyzické prostředí ekosystému a jeho druhová společenstva. Stejně jako se liší přístup k lesnímu hospodaření v jednotlivých evropských státech, je také výmladkové hospodaření prováděno s různou intenzitou a v různých časových intervalech. Frekvence obmýtí je vedle socio-ekonomických podmínek silně závislá rovněž na druhu dřeviny. Porosty lísky nebo lípy mohou mít obnovní cyklus pouhých 7 až 10 let, u jiných dřevin jako je například dub bude tato doba významně delší. V souvislosti s tím stejně tak záleží na velikosti a počtu jednotlivých mýtních oddělení, které vytváří ve výmladkových lesích pomyslnou šachovnici různě starých ploch. Pravidelná rotace kácení v těchto plochách spouští v lesních porostech sukcesní procesy a mění jejich tepelné a světelné režimy (Ewald et al. 2018). Zastíněné mikroklimaticky stabilní půdní patro projde náhlou změnou v přístupu světla, vlhkosti půdy i povětrnostních podmínkách. Otevření korunového zápoje ovlivňuje teplotu půdy, která má tendenci výrazně oscilovat mezi denními a nočními hodnotami (Evans & Barkham 1992). Její vyšší hodnoty v denních hodinách jsou spojeny s nárůstem mikrobiální aktivity. Důsledkem tohoto procesu dochází ke zvýšení volně dostupného fosforu, draslíku a dalších živin v půdě (Ewald et al. 2018, Buckley 2020).

Světlo je pro organismy závislé na světle nejvíce limitujícím faktorem ve většině listnatých lesů a druhy na jeho zvýšení reagují větším růstem i reprodukcí (Van Calster

et al. 2008, Vild et al. 2013). Zvýšená dostupnost světla po těžbě ve výmladkových lesích významně posílí regeneraci kmenů a pařezů (Vild et al. 2013). Například u dubových porostů se keřové patro přibližně do 10 let zaplní obnovujícími se výmladky, které postupně dorostou v zapojené patro korunové, jehož maxima je dosaženo asi v 15 až 20 letech po těžbě (Ewald et al. 2018). Výmladkové hospodaření tak vytváří mozaiku více a méně prosvětlených fází, v průběhu kterých pozměňuje půdní pH a zásobu živin (Hédl et al. 2017b).

3.2. Přírodní prvky výmladkových lesů

3.2.1. Výmladkové polykormony

Polykormony představují základ výmladkových lesů. Z původně jednoho pařezu mateřského jedince vyrůstají jednotlivé výmladky, které tvoří uskupení několika kmenů (Úřadníček 2016). Stáří polykormonů se velice různí, od několika málo let po celá staletí. Slach et al. (2021) poukazuje na více než 800 let starý dubový polykormon z ČR a na lipový polykormon v Anglii, jehož stáří bylo odhadnuto na 1300 let. Polykormony vznikají obrážením pařezu pařezovými výmladky po jeho skácení. Během opakovaného seřezávání kmenů lze ještě pozorovat výmladky s viditelným zbytkem pařezu, který se v průběhu několika generací rozloží. V jeho místech zůstane mnohokmenná skupina jedinců, která již není spojena s mateřským pařezem a postupem času se od sebe jednotlivé výmladky vzdalují (Úřadníček 2016). V průběhu vývoje výmladkového lesa se počet výmladků s uzavíráním korunového patra snižuje a z jejich velkého počtu v tomto změněném prostředí bez nedostatku světla přežívají u dubu typicky pouze 2 až 4 (Úřadníček 2016). Jejich vyšší počty lze nalézt u lip, buku, habru, javorů a jilmu (Obr. 7).



Obr. 7: Výmladkové polykormony. Vlevo je polykormon jilmu horského se 17 výmladky a celkovým obvodem v bazální části 790 cm. Na obrázku vpravo jsou polykormony habru z Lesonického lesa. Dostupné z: <https://fraxinus.mendelu.cz/vymladkovelesy/vymladkove-polykormony/> [9. 4. 2023]

3.2.2. Výstavky

Výstavky jsou solitérní stromy generativního původu, které se na vykácených plochách ponechávají jako zdroj semen a poskytují specifickou dřevní surovinu, především řezivo pro stavební účely (Kadavý et al. 2011, Úradníček 2016). Udržování určité hustoty výstavků bylo běžným rysem výmladkových lesů (Obr. 8, Vild et al. 2013). V ekosystému pařezin hrají řídce zastoupené výstavky významnou roli z hlediska biodiverzity. Poskytují vhodné životní niky pro nejrůznější druhy obratlovců, bezobratlých i houbových organismů. Výstavky jsou ideální pro tvorbu hnízd dravců, kteří mají z těchto vysokých stromů nad porostem větší přehled (Úradníček 2016). Mohou zároveň poskytovat útočiště pro ptáky hnízdící v dutinách a v korunách stromů, například sýkory a pěnkavy, které jsou běžnější ve vysokokmenných porostech a v čerstvě pokácených pařezinách nevykazují velké početnosti (Fuller 1992, Maccoll et al. 2014). Výstavky s přírodními dutinami, tzv. doupné stromy, slouží jako místo úkrytu a rozmnožování pro menší druhy nejen ptáků ale i savců. Přechodně v nich přebývají plši, veverky a někteří netopýři, například netopýr velkouchý (*Myotis bechsteinii*) a netopýr černý (*Barbastella barbastellus*); (Buckley & Mills 2015). Z ptáků jsou typickými obyvateli hnízdních dutin brhlíci, lejsci, špačci, žluny, krutihlavi a samozřejmě datli (Deconchat, & Balent 2001, Lacina 2016). Lacina (2016) na příkladu Bohutického a Krumlovského lesa zmiňuje také mnoho dutin strakapouda velkého (*Dendrocopos major*) v zachovaných výmladkových polykormonech.



Obr. 8: Na fotografii vlevo je jasanový výstavek na Děvíně. Vpravo je obnovený střední les v prvním roce (kácení proběhlo v zimě) na lokalitě Hranice na Podují. Autor: R. Hédl

Především ve stádiích dospělosti a rozpadu se stávají výstavky vhodným médiem pro saproxylické organismy. Ve své práci o vlivu stáří výstavků na početnost saproxylických brouků ve výstavkových pařezinách s dospělými výstavky (20 let) a těmi přestárlými (60 let) v habrových doubravách popisují Lassaue et al. (2012) nejvyšší početnost saproxylických brouků v přestárlých výstavkových porostech. Staré osluněné výstavky jsou ideálním útočištěm pro saproxylické brouky na červeném seznamu v evropských směrnících – kovaříka fialového (*Limoniscus violaceus*), páchníka hnědého (*Osmoderma eremita*), tesaříka obrovského (*Cerambyx cerdo*) a roháče obecného (*Lucanus cervus*); (Buckley 2020). Podobně mohou být výstavky domovem mravenců dřevokazů, kteří díky nim vykazují ve výstavkových lesích větší početnost než ve vysokých, hospodářských (Buckley & Mills 2015). Dutiny trouchnivějícího dřeva může využívat další blanokřídlý hmyz, například sršně a včely (Lacina 2016). Ze zmíněných důvodů je v současnosti důležité s ohledem na zachování biodiverzity ponechávat výstavky a staré stromy v porostu podléhat přirozeným rozkladným procesům.

3.2.3. Dendrotelmy

Staré rozkládající se stromy v porostu jsou charakteristické utvářením významných mikrostanovišť pro nejrůznější na ně specializované organismy, ať už to jsou stromové dutiny, otvory po zlomených větvích, plodnice dřevokazných hub, čarověníky, suché větve či trhlíny a poranění (Vuidot et al. 2011, Maděra 2016). Jedním z typů stromových dutin, které hrají z hlediska biodiverzity v lesních porostech nezastupitelnou roli jsou dendrotelmy, tedy dutiny naplněné vodou (Obr. 9, Maděra 2016). Přestože je velké množství přirozených mikrostanovišť vázáno spíše na staré porosty lesů ponechaným přirozenému vývoji, naopak dendrotelmy jsou spjaté s výmladkovým hospodařením (Vuidot et al. 2011). Nalézt je lze často v pařezových hlavách mezi jednotlivými výmladkovými kmeny. Vznikají po odříznutí kmene, kdy odkryté jádrové dřevo podlehně hnilobě a postupem času vytváří hlubší dutinu (Maděra 2016). Dendrotelma tímto způsobem podléhá sukcesnímu vývoji, dokud nevyhnije dno na podloží a nevyschne (Maděra 2017). Organismy žijící v dendrotelmách, tzv. dendrolimnetobionti, jsou malí a silně specializovaní, povětšinou ze skupin hmyzu nebo drobných korýšů (Maděra 2016). Nicméně, dendrotelmy mohou sloužit také jako napajedla pro větší druhy, ať už ze skupiny bezobratlých i obratlovců. Maděra (2016) například zmiňuje nález mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*) v jedné ze zkoumaných dendrotelm.



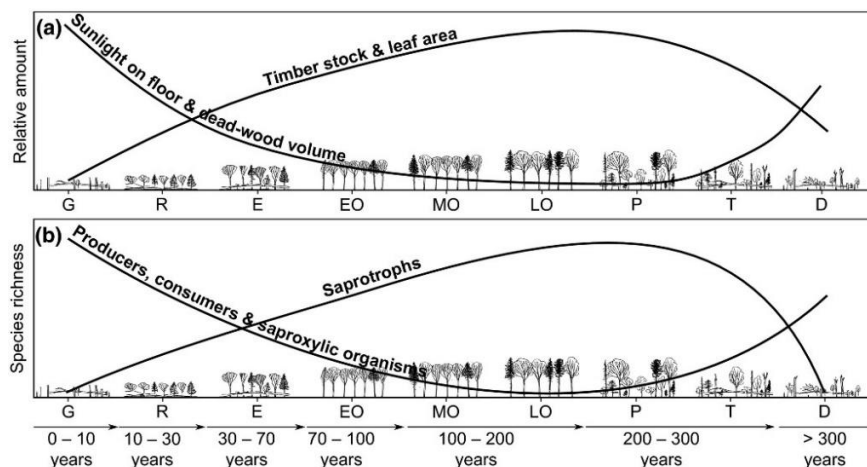
Obr. 9: Vlevo lze vidět otevřenou dendrotelmu na pařezové hlavě dubu ve výmladkových lesech NP Podyjí. Dostupné z: <https://www.ochranarskaprirucka.cz/svetle-lesy/vymladkove-lesy-podyji/> [12. 4. 2023]. Na obrázku vpravo (NPR Týřov) je zřetelná dendrotelma vysoko v koruně, která vznikla postupným vyhníváním dutiny. Dostupné z: <https://fraxinus.mendelu.cz/vymladkovelesy/dendrotelmy/> [9. 4. 2023].

3.2.4. Ponechané mrtvé ležící dřevo

Mrtvé dřevo je často zmiňováno jako chybějící článek lesů, ve kterých díky krátkému obmýtnímu cyklu nedochází ke stádiu rozkladu (Buckley 2020). Většina odumřelého dřeva, které lze ve výmladkových lesích nalézt, má povětšinou malé průměry. Přesto mohou tyto těžební zbytky pohybující se v průměru od 2,5 do 7,5 cm podpořit biodiverzitu saproxylických organismů (Lassauce et al. 2012). Nicméně dle Lassauce et al. (2012) je počet druhů saproxylických brouků uvedených na červeném seznamu pozitivně ovlivněn právě vyšším objemem ležícího mrtvého dřeva, kterého je ve výmladkových lesích nedostatek. Zároveň však zbytky mrtvého dřeva z těžby, suché větvičky, tlející pařezy i jiné pozůstatky po lesnickém managementu zvyšují strukturní komplexitu stanoviště a poskytují prostor pro nejrůznější druhy bezobratlých. Nejsou pouhou potravou pro saproxylické druhy, ale nabízí také úkryty pro stonožky, mnohonožky, stínky a další členovce nebo slouží jako místa přichycení pavučin pozemních pavouků (Buckley & Mills 2015, Vymazalová et al. 2021). Ač by se mohlo zdát, že houbové organismy budou nejvíce ovlivněny množstvím ponechaného mrtvého dřeva, dle Hilmers et al. (2018) je jejich početnost ovlivněna více druhovým složením hostitelských dřevin, jejich velikostí a zdravotním stavem a celkovým korunovým zápojemem.

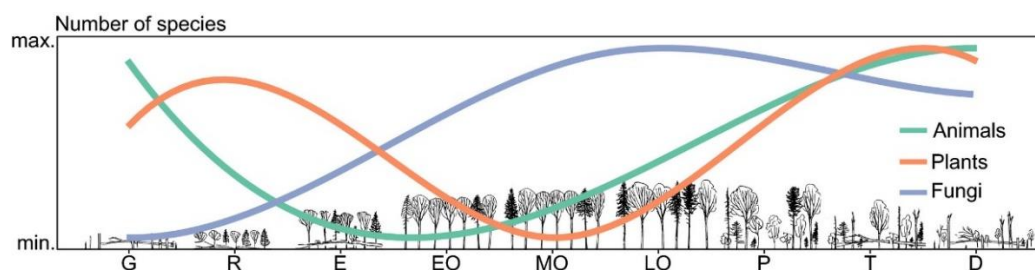
3.3. Organismy vázané na výmladkové hospodaření

Jak již bylo zmíněno v předchozích kapitolách, výmladkové hospodaření spouští v porostech sukcesní procesy (Ewald et al. 2018). Fáze sukcese, ve které se porost nachází je klíčovým lesním atributem spojeným s biodiverzitou lesních společenstev (Hilmers et al. 2018). Jak lze pozorovat na Obr. 10, během sukcese se mění dostupnost různých zdrojů, a tím se obměňuje i druhové složení jednotlivých společenstev a jejich potravních nároků. Diverzita rostlin, živočichů i hub se v průběhu sukcese liší, u rostlin a živočichů vykazují nejvyšší hodnoty v jeho prvotních a posledních fázích (Obr. 11). Raně a pozdně sukcesní stádia s největší biodiverzitou jsou v současných lesích střední Evropy zastoupena pouze v malé míře (Hilmers et al. 2018). Výmladkové lesy se svým krátkým rotačním cyklem s obnovní dobou do 30 let představují lesní prostředí v počátečních fázích sukcesního vývoje a tím poskytují životní prostor pro rozmanitá druhová společenstva. Management výmladkových lesů napomáhá zachovat mozaikovitost krajiny a zvyšovat regionální diverzitu rostlin (Vacik et al. 2009), včetně těch ohrožených (Příloha 6). Vyšší diverzita rostlin s sebou poté přináší vyšší početnost druhů hmyzu, motýlů i ptáků (Vacik et al. 2009). Významné druhy houbových organismů (Tomšovský 2010), ptáků (Machar 2010) i zástupců hmyzu (Hula & Foit 2010) vázaných na starobylé výmladkové lesy jsou zaznamenány v přehledu v Příloze 7.



Obr. 10: (a) Změny v dostupnosti zdrojů v závislosti na fázích lesní sukcese. (b) Předpokládaná reakce saprofágů a saproxylických organismů, producentů, konzumentů. Šipky představují přibližnou časovou osu jednotlivých fází sukcese: G je holina, prvotní fáze sukcese, tzv. „mezera“, R regenerace, E obnova, EO časné optimum lesa, MO střední optimum, LO pozdní optimum, P víceetážový lesní porost, T terminální fáze, D fáze rozkladu. Převzato z Hilmers et al. 2018.

Prvotní fáze sukcese napomáhají funkčnímu a druhově zajímavému složení rostlin světlomilných i těch stín snášejících (Obr. 11, Buckley & Mills 2015). Vysoký podíl korunových disturbancí napomáhá heliofytům a jiným světlomilným krátce žijícím rostlinám s rozsáhlou semennou bankou nebo rozmnožujících se větrem na dlouhé vzdálenosti. Zvýšená teplota mikroklimatu na nově pokácených výmladkových plochách láká širokou škálu motýlů a dalších opylovačů, kteří jsou přitahováni nektarem z květů podrostní vegetace a také dostatečnými zdroji pylu (Fartmann et al. 2013, Buckley 2020). Jiné druhově početné skupiny organismů využívají na čerstvě pokácených pařezinách zvýšenou heterogenitu prostředí (Hilmers et al. 2018). Druhy těchto bezobratlých, včetně pilatek, brouků, cikád, mšic či ploštic, hledají ke svému životu různorodé prostředí podrostní vegetace v porostních mezerách (Buckley 2020). Současně jsou pro tyto živočichy semenáčky a mladé výhonky chutnějším a dostupnějším zdrojem potravy než starší listy (Buckley & Mills 2015). Na to reagují svou zvýšenou početností jejich predátoři, především střevlíkovití brouci, pavouci a řada ptáků (Hilmers et al. 2018, Vymazalová et al. 2021).



Obr. 11: Normalizovaný součet předpokládaného počtu druhů živočichů (zelená linie), rostlin (oranžová linie) a hub (modrá linie) v průběhu lesní sukcese. Převzato z Hilmers et al. 2018.

Dočasně otevřené mýtiny a větší pokryvnost podrostní vegetace poskytují do opětovného uzavření korunového patra dostatečný úkryt pro drobné savce, jakými jsou rejsci, hraboši nebo myši (Buckley & Mills 2015). Mírně pozdější fáze výmladkového cyklu, které nabízí dostatek plodů a semen, upřednostňují i silně stromoví plšici lískoví (*Muscardinus avellanarius*); (Bright & Morris 1990, Buckley & Mills 2015). Přítomnost malých savců láká také jejich predátory, ať už šelmy – liška obecná (*Vulpes vulpes*), lasice kolčava (*Mustella nivalis*), lasice hranostaj (*Mustella erminea*), tchoř tmavý (*Mustella putorius*), kuna lesní (*Martes martes*), sovy – pušтік obecný (*Strix aluco*), sova pálená (*Tyto alba*), nebo hady (Buckley & Mills 2015).

Prosvětlené podmínky s nízkým korunovým zápojem ovšem netrvaly dlouho, a jakmile se výmladkové polykormony obnoví, rapidně klesne podíl světla někdy i více než o 90 % za méně než 5 let (Buckley 2020). Na tyto změny se adaptovalo množství stín snášejících druhů rostlin. Z některých studií vyplývá, že rostliny se přizpůsobují výmladkovému hospodaření svou životní strategií a funkční diverzitou například délkou

života, počtem listů, hloubkou kořenů, počtem zásobních orgánů, reprodukčním cyklem i dobou kvetení a životaschopností semen (Buckley 2020). Nárůst v pokryvnosti patra keřového poté pozitivně ovlivňuje diverzitu a denzitu ptáků (Burgess 2014). Pozdější, střední fáze sukcese s rozmanitou lesní strukturou stromů různého věku, velikosti a výšky preferují, kromě zmíněných ptáků, také netopýři a saproxylické organismy (Hilmers et al. 2018).

4. Vliv opouštění a obnovy výmladkového hospodaření na biodiverzitu

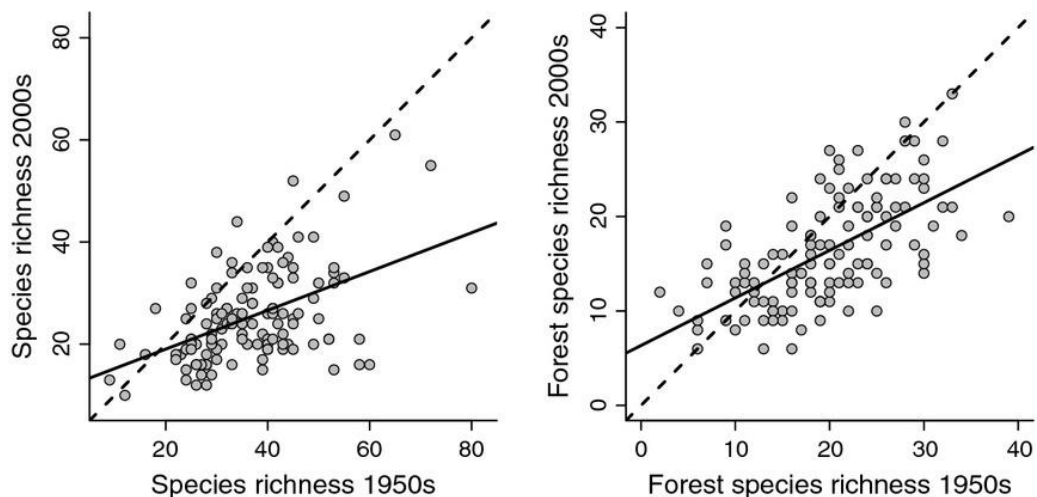
4.1. Vliv opouštění

Opuštění od výmladkového hospodaření proběhlo na mnoha lokalitách po druhé světové válce a v průběhu druhé poloviny 20. století je doprovázela tvorba monokultur a vzniku nepravých kmenovin (Müllerová et al. 2015, Buček 2016). Porosty nížinných výmladkových lesů byly na mnoha místech v Evropě ponechány přirozenému vývoji nebo vykáceny a uměle obnoveny sazenicemi a semenáčky často klimaticky a stanovištně nevhodných dřevin, především jehličnanů (Rackham 2008, Kirby et al. 2017, Vymazalová et al. 2021). Použity byly například smrk ztepilý (*Picea abies*), borovice lesní (*Pinus sylvestris*) nebo borovice černá (*Pinus nigra*); (Vacik et al. 2009). Jinde byly porosty nahrazeny rychle rostoucími nepůvodními listnatými dřevinami (Buckley 2020). Příkladem může být introdukce topolu kanadského (*Populus x euroamericana*) do výmladkových porostů olše (Vacik et al. 2009). Prodloužení doby obmýetí na více než 100 let způsobilo věkovou homogenitu lesních porostů, narušilo rozmanitou škálu strukturálních a mikroklimatických podmínek a změnilo druhovou skladbu podrostití vegetace (Kirby et al. 2017, Buckley 2020).

Zásadní byla změna vertikální struktury. Došlo ke snížení hustoty podrostu i keřového patra a jednotliví jedinci patra stromového dorostli větších velikostí s korunovou vrstvou ve větších výškách (Kirby et al. 2017). Během několika desítek let se zvýšil korunový zápoj, porosty se staly více uzavřenými s menším množstvím prostupujícího světla, čímž došlo k dramatickému poklesu druhů na světlo vázaných (Mason a MacDonald 2002, Hédli et al. 2010, Unrau et al. 2018). Přejít na vysokokmenné hospodaření snižuje množství dlouhodobě osvětlených a pro světlo milné organismy vhodných ploch. To má rozsáhlé důsledky na faunu a podrostití floru. Ohroženy touto změnou jsou především organismy závislé na rotacích obnovního cyklu, přizpůsobené na počáteční fáze sukcese, které v podmínkách vysokého lesa nejsou úspěšné a časem z porostu zcela vymizí (Müllerová et al. 2015). Kirby et al. (2017) jako příklad zmiňují současné vymírání bříz (*Betula* spp.) v Británii, které dříve obsadily plochy s výmladkovým hospodařením prováděným v době do druhé světové války, a dnes již neprosperují v těchto změněných světelných podmínkách lesa ponechanému přirozenému vývoji.

Snížená heterogenita porostů způsobená rotací cyklu vysokého lesa těmto světlo milným a raně sukcesním organismům nabízí vhodná prostředí pouze v době několika let po těžbě a během nejstarších fází lesa, do kterých ve většině případů porost kvůli stanovené době obmýetí vůbec nedospěje (Kirby et al. 2017). Kirby et al. (2017)

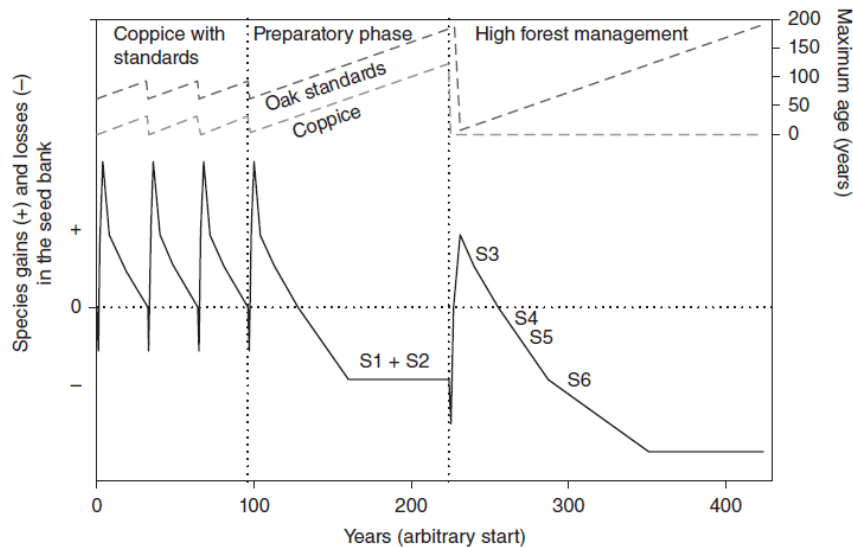
zmiňují problémy listnatých lesů v Británii, které byly po druhé světové válce pokáceny, obnoveny umělou obnovou a dnes je většina z nich uprostřed mýtního cyklu vysokého lesa. Poskytují málo prostoru pro organismy vázané na prosvětlené lesy podobné těm výmladkovým a zároveň nejsou příliš staré na to, aby v nich byl dostatek mrtvého a tlejícího dřeva. To přispělo k výraznému poklesu počtu druhů rostlin, bezobratlých i ptáků vyžadujících otevřená stanoviště a snížila se druhová bohatost na národní úrovni (Kirby et al. 2017). Kopecký et al. (2013) studovali změnu skladby vegetace relativně prosvětlených lesů s nízkým obsahem živin na ochuzenou podrostní floru způsobenou zvýšením korunového zápoje, která proběhla během převodu na vysokokmenné lesy na území střední Evropy mezi 50. léty 20. století a počátkem 21. století (Obr. 12). Po více než 50 letech přirozené sukcese došlo k významné redukci beta diversity neboli rozdílnosti mezi jednotlivými plochami, jejíž příčinou byla postupná homogenizace taxonomických skupin v lesním podrostu (Kopecký et al. 2013).



Obr. 12: Vztah mezi druhovou bohatostí pozorovanou ve 244 párových vzorcích, které byly sledovány v 50. letech 20. století a první dekádě 21. století. Levý diagram ukazuje vztah pro všechny druhy cévnatých rostlin a pravý diagram pouze pro lesní druhy rostlin (všimněte si odlišných měřítek). Přerušovaná čára představuje nulovou hypotézu o neexistenci změn v druhové bohatosti mezi průzkumy a plná čára reprezentuje lineární vztah přizpůsobený datům. Převzato z Kopecký et al. 2013.

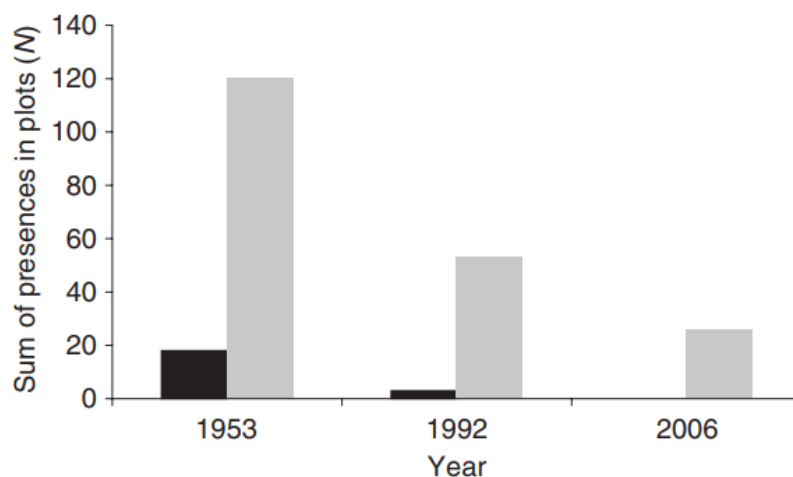
Vyšší šanci na přežití ve vysokokmenných porostech získávají rostliny, které za pomoci své semenné banky dokážou přečkat dlouhé stinné fáze mýtního cyklu nebo je překonávají ve vegetativní formě (Van Calster et al. 2008, Kirby et al. 2017). Buckley (2020) ovšem upozorňuje, že permanentní zastínění způsobené stárnutím porostů a prodloužením doby obmýtí může z dlouhodobého hlediska nenávratně semenné banky světlomilných rostlin poškodit, zhoršit jejich kvalitu a snížit denzitu již zhruba po 50 letech (Obr. 13, Van Calster et al. 2008). Stejně závěry zmiňují Kopecký et al. (2013), dle kterých byly nejvíce náchylné k vyhynutí světlomilné rostliny s trvalou

semennou bankou. Porostní mezery způsobené přirozenými disturbancemi nemusí dopřát světlo milným rostlinám dostatek světla k vyklíčení po fázi dormance, nicméně mohou alespoň podpořit kvetení a semenné banky na určitou dobu obnovit (Buckley 2020).



Obr. 13: Dynamika semenné banky z hlediska druhových zisků a ztrát v semenné bance. Plné čáry představují zisky druhů (+) a ztráty (-). Přerušované čáry znázorňují maximální stáří výmladkových porostů (světle šedá) a dubů (tmavě šedá). Převzato z Buckley & Mills 2015, původní autor Van Calster et al. 2008.

Převodem na vysokou formu ztrácí lesy svůj termofilní charakter. To může znamenat úpadek biologické diverzity a její bohatosti ve smyslu ztráty vzácných druhů organismů. Hédl et al. (2010) ve své práci poukazují na průběžné snižování počtu vzácných a ohrožených druhů rostlin v Milovickém lese v letech 1953, 1992 a 2006 (Obr. 14). Druhy typické pro vlhkomilné uzavřené lesy neprokázali téměř žádnou změnu ve své početnosti. Naopak přítomnost ohrožených druhů rostlin významně poklesla ze sedmi druhů vyskytujících se ve více než 10 % ploch v roce 1953 na čtyři v roce 1992. Následně byl v roce 2006 pozorován již pouze medovník meduňkolistý (*M. melissophyllum*; Hédl et al. 2010). Úbytek ohrožených druhů nejen rostlin, ale také živočichů, vede v jednotlivých biotopech ke snížení jejich druhové rozmanitosti i ekologické hodnoty. Často se přitom nejedná pouze o druhy ohrožené a chráněné, ale zároveň o celá společenstva, kterých jsou součástí (Hédl et al. 2010).



Obr. 14: Trendy výskytu ohrožených druhů rostlin, součty výskytů ve třech po sobě jdoucích záznamech. Výskyty z roku 1953 se ve skupině ohrožených druhů (C3, šedé pruhy) do roku 2006 snížily asi na pětinu. Kriticky (C1) a silně (C2) ohrožené druhy (černé pruhy) zcela vymizely. Převzato z Hédal et al. 2010.

4.1.1. Změna druhové skladby

Změny v korunovém zápoji se projeví změnou nejen úrovně světla a tepla, ale také v množství spadeného listí, popřípadě jehličí, rozdílnými vlastnostmi půdy i v dostupnosti nektaru z květů, ovoce a semen jako zdroje potravy pro ptáky, savce či malé bezobratlé (Kirby et al. 2017). V zapojeném vysokokmenném porostu postupem času převládají druhy dřevin, bylin, keřů i popínavých rostlin snášející stín, často doprovázené expanzí druhů eutrofních (Verdasca et al. 2012, Buckley 2020). Zvýšená vlhkost i podíl živin vede k ústupu termofilních dřevin, především dubů, a k dominanci druhů stromů jakými jsou jasany, javory, lípy, habry nebo buky (Hédal et al. 2010). Během rotačních fází cyklu vysokých lesů přežívají v podrostu nejdéle například ostružiník (*Rubus fruticosus*), břečťan (*Hedera helix*) nebo zimolez ovíjivý (*Lonicera periclymenum*); (Buckley 2020).

Přestože omezení lesního managementu způsobuje úpadek diverzity některých skupin organismů, jiné z něj naopak mohou profitovat. Buckley (2020) upozorňuje na skutečnost, že skupiny jako mechy, lišejníky, houby, plži nebo střevlíkovití a saproxyličtí brouci jsou početnější v porostech málo ovlivněných lidským managementem s vyšším korunovým zápojem a větší podílem ponechaného ležícího i stojícího mrtvého dřeva (Lassauce et al. 2012, Vymazalová et al. 2021). Například právě zástupci mechorostů negativně reagují na pravidelné periody otevření stromového nadrostu a s nimi spojené zvýšení teplot (Kirby et al. 2017).

Výzkum ve francouzských lesích (Bouvet et al. 2016) spojuje větší množství stojícího mrtvého dřeva v lesích s nižším vlivem lidského managementu s vyšší

početností netopýrů a ptáků hnízdících v dutinách. Padlé i stojící dřevo nabízí pro zmíněné skupiny nejen hnízdní, ale také potravní příležitosti v podobě hmyzu a dalších organismů na mikrohabitat odumřelého dřeva vázaných (Buckley 2020). Vysoká hustota mladých a živých stromů a omezené množství dřeva mrtvého typické pro otevřené nízké lesy proto působí značně negativně na druhy saproxylické a vyšší články potravního řetězce na nich závislých (Lassauce et al. 2012). Nicméně v současných hospodářských vysokokmenných lesích s pasečným způsobem hospodaření taktéž velké množství padlého mrtvého dřeva nezůstává a tento fenomén je typický spíše pro porosty ponechané přirozenému vývoji.

4.2. Reakce druhových společenstev na obnovu

Obnova tradičních způsobů lesního hospodaření v nížinných lesích může mít zásadní roli v udržení historických a ekologických hodnot výmladkových lesů a na nich vázaných organismů (Vacik et al. 2009, Vymazalová 2021). Reakce nejrůznějších společenstev rostlin i živočichů na tuto obnovu byly u několika skupin podrobně popsány v literatuře. Příklady některých z nich budou představeny v následujících podkapitolách.

4.2.1. Vegetace

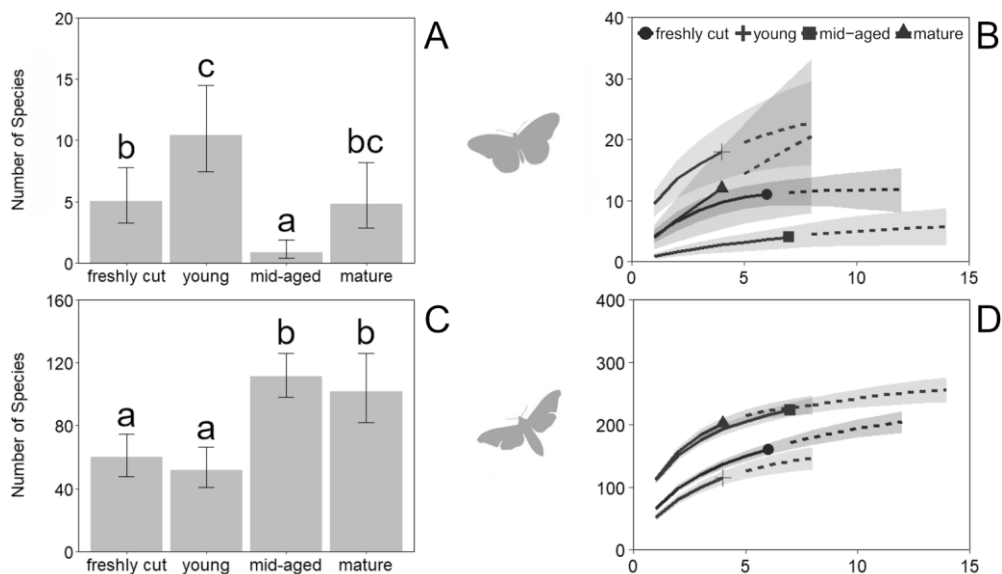
Vild et al. (2013) zkoumali změny v druhových společenstvech lesní vegetace v doubravách Krumlovského lesa, kde na jednotlivých plochách došlo ke znovuobnovení výmladkových lesů s výstavky hospodařením s různou intenzitou zásahu. Výrazné změny vegetace po deseti letech proběhly pouze na plochách se silným zásahem v korunovém zápoji, zatímco střední intenzita zásahu neměla téměř žádný efekt. Na místech s rozsáhlejším prosvětlením nadrostu se zvětšila pokryvnost bylinného patra průměrně 1,6 x (Vild et al. 2013). Pozitivní efekt obnovy na podrost se projevil také zvýšením počtu světlomilných oligotrofních druhů rostlin. Nicméně, na plochách s malým korunovým zápojem došlo k expanzi ruderalních druhů, počet druhů invazních však zůstal nezměněn (Vild et al. 2013). Naproti tomu, popisují Ewald et al. (2018) obnovení výmladkového hospodaření v německých lesích po 30 letech, které bylo provedeno za účelem zvýšení biodiverzity a vytvoření zdroje biopaliva. Zde byla reakce podrostní vegetace slabá, řez porostů praktikovaný v Německu změnil její strukturu jen nevýrazně a krátkodobě. Krátce pro těžbě došlo ke zvýšené pokryvnosti u dominantních lesních druhů a ke zvětšení ploch s ruderalními druhy. Málo z nich však bylo zajímavých z hlediska ochrany (Ewald et al. 2018).

Hédli et al. (2017a) zkoumali vliv snižování korunového zápoje probírkami ve dvou typech lesů s hlavními dřevinami dubem a lípou. Podrostní vegetace okamžitě reagovala na otevření korunového patra větší pokryvností i druhovou bohatostí. Přičemž

zde významnou roli hrála dominantní dřevina. Zatímco v doubravách nebyla reakce vegetace příliš zřetelná, v porostech lípy se změny projevíly velice výrazně. Největší podíl tvořily rostliny s krátkým životním cyklem, nicméně pozitivně na zásahy do korunového patra zareagovaly zvýšením své pokryvnosti také trvalé trávy (Hédl et al. 2017a). Je pravděpodobné, že značný rozdíl mezi porosty dubů a lip byl způsoben pomalým vývojem směrem ke klimaxovému společenstvu. Tento proces může být každopádně v průběhu dlouhodobého hospodaření upravován správným managementem (Hédl et al. 2017a).

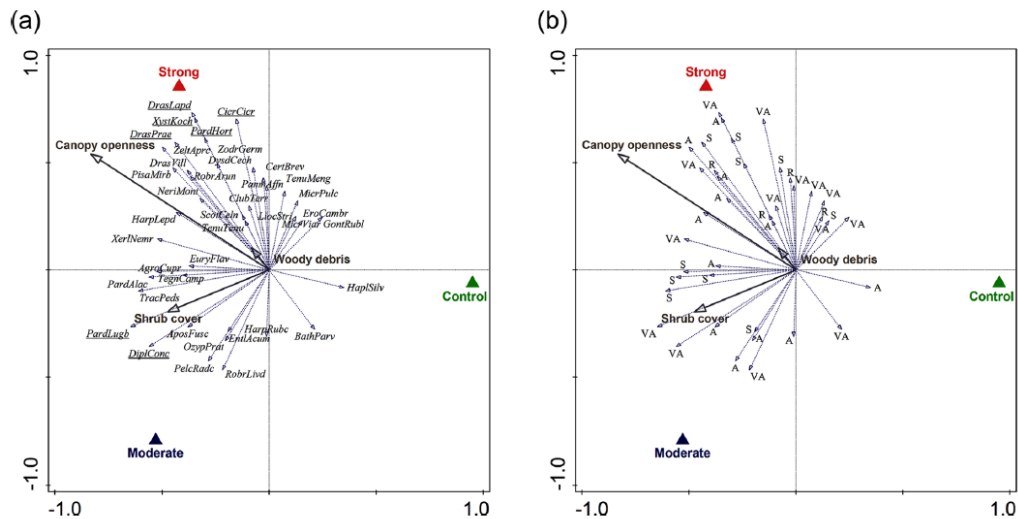
4.2.2. Bezobratlí

Fartmann et al. 2013 zkoumali ve Francii diverzitu motýlů v pěti různých fázích sukcese. Motýli pozitivně reagovali na výmladkové hospodaření, přičemž druhová bohatost a denzita ohrožených druhů motýlů, například perleťovce prostředního (*Argynnis adippe*), byla podobně jako u jiných skupin bezobratlých (Vymazalová et al. 2021) nejvyšší v ranějších fázích sukcese a nejmenší ve fázích konečných, klimaxových. To potvrzují ve své studii provedené ve výstavkových doubravách také Weiss et al. (2020). Ti pozorovali nejvyšší druhovou bohatost denních motýlů na čerstvě pokácených plochách, zatímco druhy motýlů nočních preferovali spíše střední a pozdější fáze sukcese (Obr. 15). Významnými faktory rozhodujícími o druhové bohatosti motýlů jsou, vedle intenzity managementu, následné druhové složení a celkový pokryv podrostní vegetace, ale také vliv herbivorů na těchto plochách (Beneš et al. 2006). Raná sukcesní stadia s teplým mikroklimatem poskytují denním motýlům vhodné podmínky, stálým druhům hostitelské rostliny jako zdroj potravy pro housenky a druhům tažným především dostatek nektaru (Fartmann et al. 2013). Podle Buckley & Mills (2015) je většina druhů motýlů, kterým vyhovují raně sukcesní stadia potravní generalisté. Nicméně, pařeziny mohou využívat také některé druhy specialistů významné v ochraně přírody. Například hnědásek jitrocelový (*Melitaea athalia*) a perleťovec fialkový (*Boloria euphrosyne*) vyhledávají tato stanoviště, kde prospívají jejich živné rostliny, violka (*Viola spp.*) a černýš luční (*Melampyrum pratense*); (Buckley & Mills 2015).



Obr. 15: Grafické zobrazení druhové početnosti denních (A, B) a nočních (C, D) motýlů v jednotlivých fázích sukcese. Levý sloupec zobrazuje predikci počtu druhů v různých stádiích pařezin s výstavky dle lineárních modelů pro denní (A) a noční motýly (B). U pravého sloupce rovné linie představují početnost druhů ze vzorků dat pro jednotlivá sukcesní stádia (kruh – čerstvě pokácené pařeziny, kříž – mladé pařeziny, obdélík – pařeziny středního věku, trojúhelník – vyspělé pařeziny). Přerušované čáry jsou extrapolační křivky sesbíraných dat pro větší počet výběrových souborů. Upraveno. Převzato z Weiss et al. 2020.

Vymazalová et al. (2021) se zabývali odpovědí v početnosti pozemních pavouků na obnovu výmladkového hospodaření na kopci Děvín. V lesích jsou pozemní pavouci silně vázání na podmínky svých mikrohabitatů a rychle reagují na změny v lesním podrostu. Jejich druhová rozmanitost mezi jednotlivými lesními habitaty je dána především mikroklimatickými podmínkami jako je množství světla nebo úroveň vlhkosti. Ty jsou obvykle ovlivněny korunovým zápojem výrazněji než samotným krajinným rázem (Vymazalová et al. 2021). Zvýšené množství světla, které díky velké intenzitě lesního managementu dopadá na lesní půdu, podpořilo pionýrské, ale také vzácné a ohrožené druhy pavouků (Obr. 16). Tito specialisté na otevřená stanoviště, jako například skálovka vidlicová (*Drassyllus villicus*) a ohrožená pavučenka lesostepní (*Panamomops affinis*), jsou silně vázání na raně sukcesní lesní stádia. Stejně tak preferovali silné zásahy v lesním nadrostu druhy xerothermní, například skálovka žlutavá (*Drassodes lapidosus*) nebo slíďák zahradní (*Pardosa hortensis*); (Vymazalová et al. 2021). V porostech s vyšším korunovým zápojem a také se střední intenzitou zásahů byli pozorováni ve většině případů běžně rozšířené lesní druhy pavouků, například plachetnatka jazýčková (*Diplostyla concolor*) nebo slíďák hajní (*Pardosa lugubris*), které obvykle dominují ve všech typech nížinných listnatých lesů. Nicméně stinné plošky mohou být dle Vymazalové et al. (2021) stále důležité pro ochranu druhů některých stínomilných pavouků vyhledávajících místa s vyšší vlhkostí.



Obr. 16: Ordinační diagramy redundanční analýzy shrnující (a) druhové složení pavoučích populací ve vztahu k intenzitě managementu – silný (červeně), střední (modře), kontrolní bez managementu (zeleně), vysvětluje 24,1 % celkové variability (zobrazeno je pouze 40 druhů pavouků); a (b) druhovou vzácnost, kde jsou vyjádřeny kategorie: R – vzácný, S – zřídka, A – hojný, VA – velmi hojný. Jména druhů se zkracují podle prvních čtyř písmen rodu a druhu. Jména indikačních druhů jsou podtržena. Do diagramu byla pasivně promítnuta otevřenost korunného zápoje, keřový pokryv a zbytky dřevní hmoty. Převzato z Vymazalová et al. 2021.

Vymazalová et al. (2021) proto předkládají jako nejlepší lesnický přístup pro udržení co nejvyššího stupně biodiverzity kombinaci několika intenzit managementu v lesních porostech, které mohou podpořit jednotlivé funkční skupiny organismů, od těch vázaných na otevřená stanoviště až po ty vyhledávající stinné zapojené lesní plochy s vlhčím mikroklimatem. Heterogenní prostředí nabízí pavoukům a jiným druhům predátorů ze skupiny bezobratlých různorodou škálu potravních zdrojů. Skupiny jako chvostokoci (Collembola) či Diptera využívající ponechané zbytky tlející dřevní hmoty jsou důležitou kořistí v lesních ekosystémech (Vymazalová et al. 2021).

4.2.3. Obratlovci

Maccoll et al. (2014) zkoumali ve výstavkových lesích ve střední Anglii změny početnosti některých druhů ptáků v závislosti na stáří výmladkových ploch. S rostoucím věkem porostu přibývaly druhy jako sýkora babka (*Poecile palustris*) nebo šoupálek dlouhoprstý (*Certhia familiaris*), naopak početnost jiných se snižovala, například sýkora modřinka (*Cyanistes caeruleus*) a koňadra (*Parus major*). Proměnu druhového složení ptačích společenstev v závislosti na věku potvrzují ve své práci provedené v Anglii také Fuller & Henderson (2009). V těchto smíšených výmladkových lesích s dominancí olše byla většina drobných zpěvných ptáků (z kladu Passerida) silně vázána na porosty mladší

10 let, stejně jako většina ptáků tažných. Celková početnost ptáků byla nejnižší v čerstvě pokácených pařezinách mladších 3 let a ve starších fázích s věkem nad 11 let (Fuller & Henderson 2009). Podobně zaznamenali Maccoll et al. (2014) nejvyšší početnost ptáků ve středních fázích cyklu výmladkových lesů kolem 5–15 let. Nejstarší fáze nad 20 let vyhovovaly kosu černému (*Turdus merula*), pěnici černohlavé (*Sylvia atricapilla*) nebo hýlu obecnému (*Pyrrhula pyrrhula*). To napovídá, že zvýšení rozmanitosti ve věkové struktuře lesa vede ke zvýšení početnosti i diverzity ptačích druhů. Podle Deconchata & Balenta (2001), kteří sledovali biodiverzitu ptáků v jihozápadní Francii, je ve zvyšování heterogenity prostředí klíčová přítomnost výstavků. Výstavky poskytují vhodné životní niky pro ptáky živící se v korunách stromů a hnízdících v dutinách (Deconchat & Balent 2001).

Burgess (2014) sledoval v doubravách v jižní Anglii vliv obnovení výmladkového hospodaření na populace čtyř v dutinách hnízdících ptáků: sýkora modřinka (*C. caeruleus*), sýkora koňadra (*P. major*), lejsek černohlavý (*Ficedula hypoleuca*) a rehek zahradní (*Phoenicurus phoenicurus*). Ačkoliv byl management prováděný speciálně pro zvýšení počtu lesních ptáků, byla ovlivněna pouze obsazenost hnízd sýkor modřinek a rehků zahradních. Intenzita zásahu prováděného na této konkrétní lokalitě neměla na početnost a demografické rozložení ptačích populací tak velký vliv jakožto jiné faktory, zejména počasí, a především pak množství srážek (Burgess 2014).

Disturbance ve výmladkových lesích způsobené silnými probírkami mohou být vhodné taky pro malé i větší savce. Například plšíku lískovému (*Muscardinus avellanarius*) velice vyhovuje výmladkové hospodaření s krátkou dobou obmýtí, během které tomuto druhu porosty poskytují potravu ve formě ovoce, semen a hmyzu i dostatek keřů pro vytvoření hnízda (Bright & Morris 1990, Buckley & Mills 2015). Na plochách, kde byly zkoumány cévnaté rostliny a jejich reakce na výmladkové hospodaření, bylo pozorováno také množství velkých savců, kteří zde vyhledávali právě rostlinnou stravu a na ni vázané bezobratlé (Vild et al. 2013). Příkladem může být prase divoké (*Sus scrofa*), které během hledání podzemních larev vyhrabává okolí pařezů. Obnovené plochy s intenzivním managementem se dostávají pod větší tlak velkých savců, ať už prasat divokých či vysoké zvěře jako jsou jeleni či srnci (Vild et al. 2013, Kirby et al. 2017). Vysoká hustota přežvýkavců vedla podle Vilda et al. (2013) k rozšíření ruderálních druhů rostlin. To přispělo k nahromadění živin a posunu stanoviště k taxonomicky homogennějším společenstvům. Tento biotický faktor proto musí být, možná více než na jiných stanovištích, zvážen při snaze o obnovu výmladkových lesních ploch (Vild et al. 2013).

Závěr

Tradiční výmladkové hospodaření se v průběhu historie stalo jedním z nejdůležitějších managementů nížinných lesů evropské krajiny. Výmladkové lesy vytvořily specifické prostředí s širokou škálou habitatů pro nejrůznější druhy organismů. Měly zásadní vliv na podobu krajiny a její diverzitu. Opuštění od výmladkového hospodaření, ke kterému ze socio-ekonomických důvodů postupně docházelo v posledních dvou staletích na území střední Evropy, změnilo prostorovou strukturu lesů a druhové složení jeho společenstev. Způsobilo všeobecný úpadek diverzity organismů světlomilných a jinak přizpůsobených na pravidelné disturbance korunového patra během krátkého obmýtního cyklu. S cílem ochrany a zachování těchto často vzácných a specializovaných druhů v naší krajině vznikají v posledních desetiletích v různých státech Evropy snahy o jeho obnovu. Návrat aktivního managementu v nížinných lesích může být úspěšnou strategií pro obnovení biodiverzity, ovšem je důležité rozumět jeho efektům na lesní ekosystém. Obnovení výmladkového hospodaření se zdá vhodným nástrojem pro zastavení ztrát diverzity raně sukcesních druhů, zejména vzácných motýlů, pavouků či ohrožených rostlin. Mozaika různě starých ploch v rotačním cyklu výmladkových lesů doplněných o přírodní prvky s dlouhodobou kontinuitou, jako jsou například ponechané výstavky, vysoké pařezy nebo ležící kmeny po těžbě, vytváří diverzifikované prostředí s mikrohabitaty vhodnými pro nejrůznější druhy organismů, včetně těch ohrožených a vzácných.

Seznam použité literatury

Literatura

- Bartlett, D., Laina, R., Županić, M. & Gómez Martín, E. (2018a). The potential barriers to persistence and development of small scale coppice forest management in Europe. In: Unrau A., Becker G., Spinelli R., Lazdina D., Magagnotti N., Nicolescu V. N., Buckley P., Bartlett D. & Kofman P. D. (eds), *Coppice Forests in Europe*, Albert Ludwig University of Freiburg, Freiburg i. Br., Germany, pp. 166–173.
- Bartlett, D., Laina, R., Petrović, N., Sperandio, G., Unrau, A & Županić, M. (2018b). Socio-Economic Factors Influencing Coppice Management in Europe. In: Unrau A., Becker G., Spinelli R., Lazdina D., Magagnotti N., Nicolescu V. N., Buckley P., Bartlett D. & Kofman P. D. (eds), *Coppice Forests in Europe*, Albert Ludwig University of Freiburg, Freiburg i. Br., Germany, pp. 166–173.
- Beneš, J., Čížek, O., Dovala, J., Konvička, M. (2006). Intensive game keeping, coppicing and butterflies: The story of Milovický Wood, Czech Republic. *For. Ecol. Manag.* 237, 353–365.
- Birks, H. J. B. (2005). Mind the gap: how open were European primeval forests?, *Trends in Ecology & Evolution*, Volume 20, Issue 4, 154–156.
- Buckley, G. P. & Mills, J. (2015). The flora and fauna of coppice woods: Winners and losers of active management or neglect? In: Kirby, K. J., & Watkins, C. (eds), *Europe's changing woods and forests: from wildwood to managed landscapes*. Wallingford (UK): CABI International; pp. 129–139.
- Buckley, G. P. (2020). Coppice restoration and conservation: a European perspective, *Journal of Forest Research*, 25:3, 125–133.
- Bouvet A, Paillet Y, Archaux F, Tillon L, Denis P, Gilg O, Gosselin F. (2016). Effects of forest structure, management and landscape on bird and bat communities. *Environ Conserv.* 1:1–13.
- Bright P. W. & Morris P. A. (1990). Habitat requirements of dormice *Muscardinus avellanarius* in relation to woodland management in Southwest England. *Biol Conservation* 54: 307–326.
- Buček, A. (2016). Vznik, vývoj a význam starobyklých výmladkových lesů. In: Slach, T. (ed.) *Starobylé výmladkové lesy*. Mendelova univerzita v Brně.

- Buček, A., Černušáková, L., Friedl, M., Machala, M. and Maděra, P. (2017). Ancient Coppice Woodlands in the Landscape of the Czech Republic. *European Countryside*, vol.9, no.4, 2017, 617–646.
- Burgess M. (2014). Restoring abandoned coppice for birds: Few effects of conservation management on occupancy, fecundity and productivity of hole nesting birds. *Forest Ecology and Management*, Volume 330, 205–217.
- Deconchat, M., & Balent, G. (2001). Vegetation and bird community dynamics in fragmented coppice forests. *Forestry*, 74(2), 105–118.
- Evans, M. N. & Barkham J. P. (1992). Coppicing and natural disturbance in temperate woodlands – a review. In: Buckley, G. P. *Ecology and management of coppice woodlands*. London: Chapman & Hall. ISBN 0-412-43110-6.
- Ewald, J., Hedl, R., Chudomelová, M., Petřík, P., Šipoš, J., & Vild, O. (2018). High resilience of plant species composition to coppice restoration-a chronosequence from the oak woodland of Gerolfing (Bavaria). *Tuexenia*, (38), 61–78.
- Fartmann, T., Müller, C., Poniatowski, D. (2013). Effects of coppicing on butterfly communities of woodlands. *Biol. Conserv.* 159, 396–404.
- Friedl, M. (2016). Významné druhy rostlin a živočichů. In: Slach, T. (ed.) *Starobylé výmladkové lesy*. Mendelova univerzita v Brně.
- Fuller, R.J. (1992). Effects of coppice management on woodland breeding birds. In: Buckley, G.P. (eds) *Ecology and Management of Coppice Woodlands*. Springer, Dordrecht.
- Fuller, R. & Henderson, A. C. B. (2009). Distribution of breeding songbirds in Bradfield Woods, Suffolk, in relation to vegetation and coppice management. *Bird Study*. 39. 73–88.
- Hédli, R., Kopecký, M., Komárek, J. (2010). Half a century of succession in a temperate oakwood: From species-rich community to mesic forest. *Divers. Distrib.* 16, 267–276.
- Hédli R., Szabó P., Riedl V., Kopecký M. (2011). Tradiční lesní hospodaření ve střední Evropě I. Formy a podoby. *Živa* 59: 61–63.
- Hédli, R., Šipoš, J., Chudomelová, M., & Utinek, D. (2017a). Dynamics of herbaceous vegetation during four years of experimental coppice introduction. *Folia Geobotanica*, 52(1), 83-99.

- Hédli, R., Ewald, J., Bernhardt-Römermann, M. et al. (2017b). Coppicing systems as a way of understanding patterns in forest vegetation. *Folia Geobotanica*, 52, 1–3.
- Hédli, R. (2018). Historical coppicing and its legacy for nature conservation in the Czech Republic. In: Unrau A., Becker G., Spinelli R., Lazdina D., Magagnotti N., Nicolescu V. N., Buckley P., Bartlett D. & Kofman P. D. (eds), *Coppice Forests in Europe*, Albert Ludwig University of Freiburg, Freiburg i. Br., Germany, pp. 251–256.
- Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretzsch, H., et al. (2018). Biodiversity along temperate forest succession. *J. Appl. Ecol.* 55, 2756–2766.
- Hula, V. & Foit, J. (2010). Vymezení „tarmagových druhů“ skupin organismů zahrnutých do řešení projektu. Hmyz. In: L. Jankovský & I. Machar (eds.). *Biodiverzita a cílový management ohrožených a chráněných druhů organismů v nízkých a středních lesích v soustavě Natura 2000*, pp. 53–56. Brno: Mendelova univerzita v Brně a Univerzita Palackého v Olomouci.
- Jongepierová I., Pešout P., & Prach K. [eds.]. (2018). *Ekologická obnova v České republice II*. Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Praha.
- Joys, A. C., Fuller, R.J., Dolman, P.M. (2004). Influences of deer browsing, coppice history, and standard trees on the growth and development of vegetation structure in coppiced woods in lowland England, *Forest Ecology and Management*, Volume 202, Issues 1–3, 23–37.
- Kadavý, J. (2011). *Nízký a střední les jako plnohodnotná alternativa hospodaření malých a středních vlastníků lesa: obecná východiska*. Kostelec nad Černými lesy: Lesnická práce. ISBN 978-80-87154-96-0.
- Kamp, J. (2022). Coppice loss and persistence in Germany. *Trees, Forests and People*, Volume 8, 100227, ISSN 2666-7193.
- Kirby K. J., Smart S. M., Black H. I. J., Bunce R. G. H., Corney P. M., Smithers R. J. (2005). Long term ecological change in British woodland (1971–2001). Peterborough, English Nature (Research Report 653).
- Kirby, K. J., Buckley, G. P., & Mills, J. (2017). Biodiversity implications of coppice decline, transformations to high forest and coppice restoration in British woodland. *Folia Geobotanica*, 52(1), 5–13.
- Kopecký, M., Hédli, R., Szabó, P. (2013). Non-random extinctions dominate plant community changes in abandoned coppices. *J. Appl. Ecol.* 50, 79–87.

- Kozdasová, A., Galcanova B., L., Hédl, R. & Szabó, P. (2022). Coppice reintroduction in the Czech Republic: extent, motivation and obstacles. 10.21203/rs.3.rs-2041709/v1. Nepublikováno. Dostupné z: https://www.researchgate.net/publication/363527890_Coppice_reintroduction_in_the_Czech_Republic_extent_motivation_and_obstacles
- Lacina, J. (2016). Doupné stromy; Dendrotelmy. In: Slach, T. (ed.) Starobylé výmladkové lesy. Mendelova univerzita v Brně.
- Lassauce, A. & Anselme, P. & Lieutier, F. & Bouget, C. (2012). Coppice-with-standards with an overmature coppice component enhance saproxylic beetle biodiversity: A case study in French deciduous forests. *Forest Ecology and Management*. 266. 273–285.
- Ložek V. (2007). Zrcadlo minulosti. Česká a slovenská krajina v kvartéru. Praha: Dokořán.
- Maděra, P. (2016). Dřeviny a jejich výmladná schopnost; Dendrotelmy. In: Slach, T. (ed.) Starobylé výmladkové lesy. Mendelova univerzita v Brně.
- Maděra, P., Friedl, M., Buček, A. (2016). Přírodní, historické, a současné předpoklady výskytu lokalit starobylých pařezin na území ČR. In: Slach, T. (ed.) Starobylé výmladkové lesy. Mendelova univerzita v Brně.
- Machar, I. & Foit, J. (2010). Vymezení „tarmagových druhů“ skupin organismů zahrnutých do řešení projektu. Ptáci. In: L. Jankovský & I. Machar (eds.). Biodiverzita a cílový management ohrožených a chráněných druhů organismů v nízkých a středních lesích v soustavě Natura 2000, pp. 53–56. Brno: Mendelova univerzita v Brně a Univerzita Palackého v Olomouci.
- Maccoll, A. & Feu, C. & Wain, S. (2014). Significant effects of season and bird age on use of coppice woodland by songbirds. *Ibis*. 156. 10.1111/ibi.12152.
- Mason C. F., MacDonald S. M. (2002). Responses of ground flora to coppice management in an English woodland – a study using permanent quadrats. *Biodivers Conserv.* 11(10):1773–1789.
- Mitchell, F.J.G. (2005). How open were European primeval forests? Hypothesis testing using palaeoecological data. *J. Ecol.* 93, 168–177.
- Müllerová, J. & Szabó, P. & Hédl, R. (2014). The Rise and Fall of Traditional Forest Management in Southern Moravia: A History of the Past 700 Years. *Forest Ecology and Management*. 331. 104–115.

- Müllerová, J., Hédl, R., & Szabó, P. (2015). Coppice abandonment and its implications for species diversity in forest vegetation. *Forest Ecology and Management*, 343, 88–100.
- Nicolescu, V. N., Carvalho J., Hochbichler, E., Bruckman, V. J., Piqué M., Hernea, C., Viana, H., Štochlová, P., Ertekin, M., Đodan, M., Dubravac, T., Vandekerkhove, K., Kofman, P. D., Rossney, D. & Unrau, A. (2018). Silvicultural Guidelines for European Coppice Forests. In: Unrau A., Becker G., Spinelli R., Lazdina D., Magagnotti N., Nicolescu V. N., Buckley P., Bartlett D. & Kofman P. D. (eds), *Coppice Forests in Europe*, Albert Ludwig University of Freiburg, Freiburg i. Br., Germany, 166–173.
- Rackham, O. (2008). Ancient Woodlands: Modern Threats. *The New Phytologist*, 180(3), 571–586.
- Radtke, A., Ambraß, S., Zerbe, S., Tonon, G., Fontana, V., & Ammer, C. (2013). Traditional coppice forest management drives the invasion of *Ailanthus altissima* and *Robinia pseudoacacia* into deciduous forests. *Forest Ecology and Management*, 291:308–317.
- Ratcliffe, P. R. (1992). The interaction of deer and vegetation in coppice woods. In: Buckley, G. P. *Ecology and management of coppice woodlands*. London: Chapman & Hall. ISBN 0-412-43110-6.
- Řepka, R. (2010). Vymezení „tarmagových druhů“ skupin organismů zahrnutých do řešení projektu. Trávy a byliny. In: L. Jankovský & I. Machar (eds.). *Biodiverzita a cílový management ohrožených a chráněných druhů organismů v nízkých středních lesích v soustavě Natura 2000*, pp. 53–56. Brno: Mendelova univerzita v Brně a Univerzita Palackého v Olomouci.
- Řepka, R. (2016). Světliny. In: Slach, T. (ed.) *Starobylé výmladkové lesy*. Mendelova univerzita v Brně.
- Slach, T., Volařík, D., Maděra, P. (2021). Dwindling coppice woods in Central Europe – Disappearing natural and cultural heritage. *Forest Ecology and Management*. 501. 119687. 10.1016/j.foreco.2021.119687.
- Svoboda, P. (1952). *Nauka o lese*. Praha: Přírodovědecké nakladatelství.
- Szabó, Péter. (2009). Open woodland in Europe in the Mesolithic and in the Middle Ages: Can there be a connection?. *Forest Ecology and Management*. 257. 2327–2330.

- Štochlová, P., & Hédli, R. (2018). Czech Republic. In: Unrau A., Becker G., Spinelli R., Lazdina D., Magagnotti N., Nicolescu V. N., Buckley P., Bartlett D. & Kofman P. D. (eds), *Coppice Forests in Europe*, Albert Ludwig University of Freiburg, Freiburg i. Br., Germany, pp. 219–225.
- Thom, D. & Seidl, R. (2015). Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. *Biological Reviews* 91, 760–781.
- Tomšovský, M. (2010). Vymezení „tarmagových druhů“ skupin organismů zahrnutých do řešení projektu. Houby. In: L. Jankovský & I. Machar (eds.). *Biodiverzita a cílový management ohrožených a chráněných druhů organismů v nízkých a středních lesích v soustavě Natura 2000*, 53–56. Brno: Mendelova univerzita v Brně a Univerzita Palackého v Olomouci.
- Unrau, A., Becker, G., Spinelli, R., Lazdina, D., Magagnotti, N., Nicolescu, V. N., Buckley, P., Bartlett, D., Kofman, P.D. (Eds.). (2018). *Coppice forests in Europe*. Freiburg i. Br., Germany: University of Freiburg.
- Úředníček, L. (2016). Přírodní prvky starobylých výmladkových lesů – Výmladkové polykormony; Výstavky. In: Slach, T. (ed.) *Starobylé výmladkové lesy*. Mendelova univerzita v Brně.
- Vacik, H. & Zlatanov, T. & Trajkov, P. & Dekanić, S. (2009). Role of coppice forests in maintaining forest biodiversity. *Silva Balcanica*. 35–45.
- Van Calster, H., Chevalier, R., van Wyngene, B., Archaux, F., Verheyen, K. & Hermy, M. (2008). Long-term seed bank dynamics in a temperate forest under conversion from coppice-with-standards to high forest management. *Applied Vegetation Science*, 11: 251–260.
- Vera, F. W. M. (2000). *Grazing Ecology and Forest History*. CABI. <https://doi.org/10.1079/9780851994420.0000>
- Verdasca MJ, Leitão AS, Santana J, Porto M, Dias S, Beja P. (2012). Forest fuel management as a conservation tool for early successional species under agricultural abandonment: the case of Mediterranean butterflies. *Biol Conserv*. 146(1):14–23.
- Vild, O., Roleček, J., Hédli, R., Kopecký, M., & Utinek, D. (2013). Experimental restoration of coppice-with-standards: Response of understorey vegetation from the conservation perspective. *Forest Ecology and Management*, 310, 234–241.

- Viljur, M. L., Abella, S. R., Adámek, M., Alencar, J. B. R., Barber, N. A., Beudert, B., Burkle, L. A., Cagnolo, L., Campos, B. R., Chao, A., Chergui, B., Choi, C. Y., Cleary, D. F. R., Davis, T. S., Dechnik-Vázquez, Y. A., Downing, W. M., Fuentes-Ramirez, A., Gandhi, K. J. K., Gehring, C., ... Thorn, S. (2022). The effect of natural disturbances on forest biodiversity: An ecological synthesis. *Biological Reviews*, 97, 1930–1947.
- Vuidot, A., Paillet, Y., Archaux, F., Gosselin, F. (2011). Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats, *Biological Conservation*, Volume 144, Issue 1, 441–450.
- Vymazalová, P., Košulič, O., Hamřík, T., Šipoš, J., & Hédl, R. (2021). Positive impact of traditional coppicing restoration on biodiversity of ground-dwelling spiders in a protected lowland forest. *Forest Ecology and Management*, 490, 119084.
- Weiss, M., Kozel, P., Zapletal, M., Hauck, D., Procházka, J., Beneš, J., Čížek, L., Šebek, P. (2020). The effect of coppicing on insect biodiversity. Small-scale mosaics of successional stages drive community turnover. *Forest Ecology and Management*.

Internetové zdroje

- Knott, R., Kadavý, J., Kneifl, M., Hurt, V., Flora, M. (2011). Metodika pěstování nízkého lesa a převod na nízký les. Mendelova univerzita v Brně. [20. 4. 2023] Dostupné z: <https://uzpl-fraxinus.mendelu.cz/index.php/konference-pestovani-lesu/sborniky-ke-stazeni?download=773:04-2011-metodika-pestovani-nizkeho-lesa-a-prevody-na-nizky-les-po-revizich-recenzentu-bez-isbn-opraveny-nazev>
- ÚHUL – Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, (2021). Informace o stavu lesa. [9. 3. 2023] Dostupné z: <http://eagri.cz/public/app/uhul/SIL>
- Vyhl. č. 289/2018 Sb. – Vyhláška o zpracování oblastních plánů rozvoje lesů a o vymezení hospodářských souborů. [18. 3. 2023] Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/2018-298/zneni-20190101#p8-1>
- Zákon č. 289/1995 Sb. Zákon o lesích a o změně některých zákonů. [18. 3. 2023] Dostupné z: <https://www.zakonyprolidi.cz/cs/1995-289>

Přílohy

Seznam příloh

1. Plocha nízkého a středního lesa v roce 2021
2. Nízké a střední lesy na území ČR
3. Nízkokmenné lesy v roce 1845
4. Klíčové aspekty výmladkového hospodaření v Evropě
5. Rozloha výmladkových lesů v Evropě
6. Významné druhy rostlin ve výmladkových lesích
7. Významné druhy hub, ptáků a hmyzu ve výmladkových lesích

1. Plocha nízkého a středního lesa v roce 2021

Příloha 1: Porostní plocha nízkého a středního lesa evidovaná v databázi ÚHUL na území ČR za rok 2021.

Dostupné z: <<http://eagri.cz/public/app/uhul/SIL>> [9. 3. 2023]

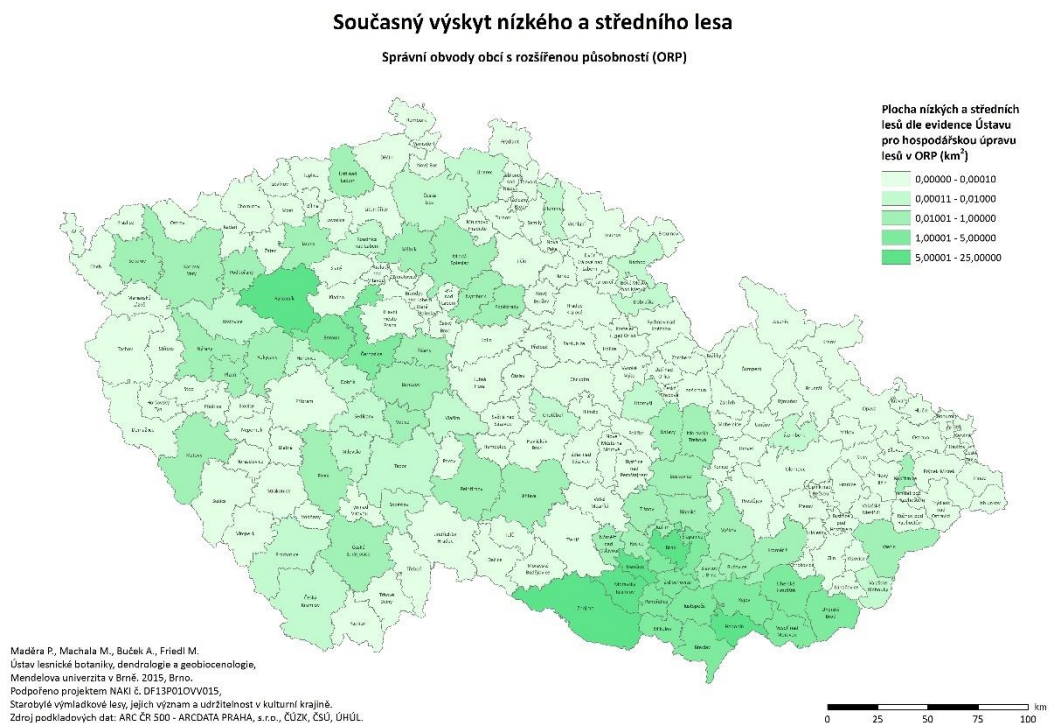
Výběr území za rok 2021 pro Česká republika

Hospodářský tvar lesa	Porostní plocha
? - Neurčeno	0,00
N - Nízký	7752,42
S - Střední	2681,81
V - Vysoký	2604944,09

2. Nízké a střední lesy na území ČR

Příloha 2: Mapa současného výskytu nízkých a středních lesů na území České republiky dle evidence ÚHUL k datu 16. 12. 2013.

Dostupné z: <https://fraxinus.mendelu.cz/vymladkovelesy/vysledky/mapove-vystupy/9-2/> [9. 3. 2023]

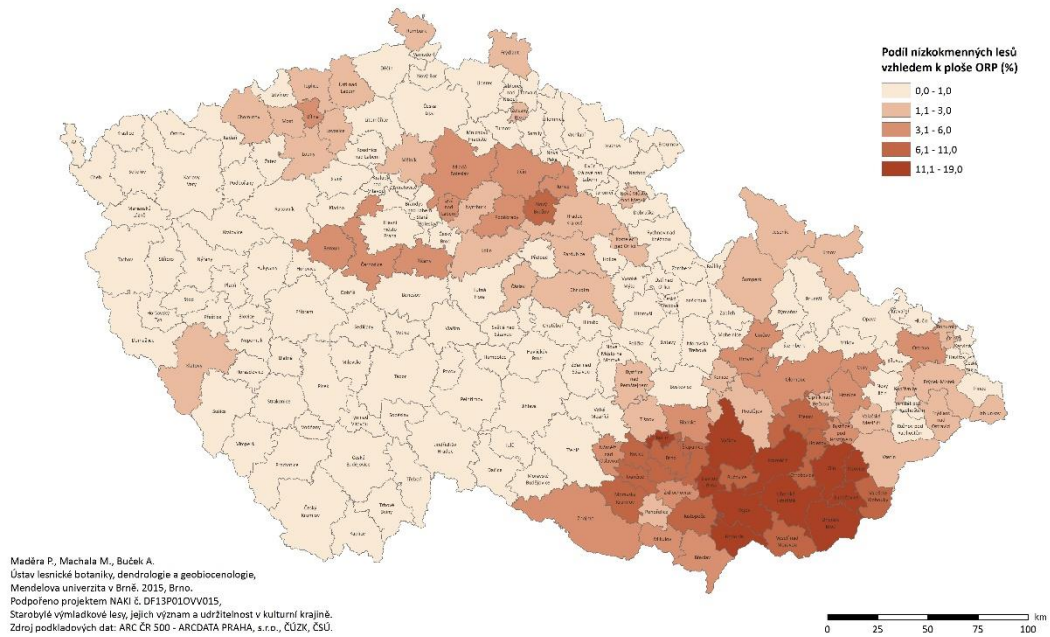


3. Nízkokmenné lesy v roce 1845

Příloha 3: Mapa podílu nízkokmenných lesů v krajině České republiky v roce 1845.
Dostupné z: <https://fraxinus.mendelu.cz/vymladkovelesy/vysledky/mapove-vystupy/3-2/> [6. 3. 2023]

Nízkokmenné lesy v krajině v roce 1845

Správní obvody obcí s rozšířenou působností (ORP)



4. Klíčové aspekty výmladkového hospodaření v Evropě

Příloha 4: Zásadní charakteristiky a problémy výmladkového hospodaření ve vybraných zemích Evropy. Upraveno. Převzato z Unrau et al. (2018).

Země	Klíčové aspekty charakterizující výmladkové hospodaření
Albánie	50 % lesní plochy; tradiční způsob hospodaření
Belgie	malá rozloha; vysoké ceny biopaliva oproti fosilním palivům; náklady za půdu a těžbu
Bulharsko	legislativa omezuje výmladkové hospodaření; malé rozlohy pozemků soukromých vlastníků
Dánsko	bez problémů
Estonsko	vysoká cena za transport a těžbu; kolísající ceny dřevěného paliva
Finsko	náklady na biopalivo a těžební techniku; konkurence přirozených lesů
Německo	výmladkové hospodaření na neúživných půdách; vysoké náklady na těžbu; bez plánů managementu; zájem o biodiverzitu
Řecko	nízké standardy v hospodaření; spásání; lesní požáry
Irsko	nepatrné množství výmladkových lesů; nedostatek zkušeností; vzrůstající zájem farmářů o palivo
Itálie	mechanizace těžby; malé rozlohy lesa soukromých vlastníků
Litva	tradiční způsob hospodaření; přirozená obnova listnatých lesů
Lotyšsko	finance, zdroje a zkušenosti s tímto hospodařením
Polsko	výmladkové hospodaření není tradiční; zřídka používáné
Rumunsko	přechod z vysokých lesů na výmladkové; vzestup rychle rostoucích dřevin (topol, vrba)
JAR	mechanizovaná těžba a sadba v rotačním cyklu výmladkových lesů
Slovensko	málo rozvinutý sektor; trh preferuje fosilní paliva před biopalivy; vyžaduje vysoké náklady pro udržení konkurenceschopnosti s fosilními palivy a jadernou energií
Španělsko	mechanizovaná těžba se vyvíjí, ale stále není zisková; předržené pařeziny; délka dodavatelského řetězce
Švédsko	nízká cena produktů; výmladkové lesy nejsou blízko infrastruktury, např. železnice; mechanizace způsobila nedostatek zkušených lesních dělníků

5. Rozloha výmladkových lesů v Evropě

Příloha 5: Rozloha lesů s výmladkovým typem hospodaření v jednotlivých státech Evropy a jejich procentuální podíl v kontextu pozemků určených k plnění funkcí lesa. Převzato z Buckley (2020), podle Unrau et al. (2018).

Table 1. Area of coppice forests in Europe, from *Coppice Forests in Europe* (Unrau et al. 2018).

Country	Land area (ha)	Forest area (ha)	Forest share of land area (%)	Coppice forest area (ha)	Coppice share of forest area (%)
Ireland	6,889,000	754,000	11%	-	0 %
Lithuania	6,267,500	2,180,000	35%	-	0 %
Estonia	4,522,700	2,232,000	49%	-	0 %
Latvia	6,218,000	3,356,000	54%	-	0%
Norway	30,427,000	12,112,000	40%	-	0%
Finland	30,389,000	22,218,000	73%	-	0%
Sweden	41,033,000	28,073,000	68%	-	0%
Netherlands	3,375,000	376,000	11%	1,500	0.4 %
United Kingdom	24,193,000	3,144,000	13%	2,000	0.1 %
Denmark	4,243,000	612,200	14%	6,000	1.0%
Czech Republic	7,721,600	2,667,400	35%	11,703	0.4%
Poland	30,622,000	9,435,000	31%	21,477	0.2 %
Slovakia	4,810,000	1,940,000	40%	34,463	1.8 %
Switzerland	4,000,000	1,254,000	31%	35,200	2.8 %
Slovenia	2,014,000	1,248,000	62%	36,340	2.9 %
Germany	34,861,000	11,419,000	33%	78,120	0.7 %
Austria	8,243,500	3,869,000	47%	93,000	2.4%
Belgium	3,027,800	683,400	23%	115,000	17%
Albania	2,751,500	785,000	29%	295,440	38%
Romania	23,002,000	6,861,000	30%	343,050	5%
Bulgaria	10,856,000	3,823,000	35%	481,747	13%
Croatia	5,596,000	1,922,000	34%	533,828	28%
Macedonia	2,543,000	987,500	39%	564,000	57%
Hungary	9,303,600	2,069,100	22%	581,420	28%
Portugal	9,025,500	3,182,100	35%	863,000	27%
Bosnia & Herzegovina	5,120,000	2,115,000	41%	1,252,200	59%
Serbia	8,746,000	2,720,000	31%	1,456,400	54%
Ukraine	57,938,000	9,657,000	17%	1,531,824	16%
Greece	12,890,000	3,903,000	30%	1,930,000	49%
Italy	29,414,000	9,297,000	32%	3,666,310	39%
Spain	49,880,000	18,417,900	37%	4,000,000	22%
Turkey	76,963,000	11,943,000	16%	4,874,712	41%
France	54,766,000	16,989,000	31%	6,372,000	38%
TOTAL	611,651,700	202,244,611		29,180,734	14%

6. Významné druhy rostlin ve výmladkových lesích

Příloha 6: Významné druhy rostlin ve starobylých výmladkových lesích se stupněm ohrožení a stupněm ochrany. Významné druhy starobylých výmladkových lesů jsou definovány jako všechny druhy rostlin, živočichů a hub, které jsou považovány za vzácné či ohrožené dle Vyhlášky č. 395/1992 Sb., druhy ohrožené podle červených seznamů či druhy chráněné mezinárodními úmluvami, ale také regionálně vzácné druhy na okraji svého areálu, druhy výlučně vázané na prostředí starobylých výmladkových lesů či druhy jinak pozoruhodné (Friedl 2016).

Převzato a upraveno z: <https://fraxinus.mendelu.cz/vymladkovelesy/vyznamne-druhy-rostlin/> [8. 3. 2023]

Významné druhy rostlin ve starobylých výmladkových lesích	Ohrožení druhu	Ochrana druhu		Ohrožení druhu	Ochrana druhu
<i>Aconitum anthora</i>	C3	§2	<i>Inula ensifolia</i>	C3	
<i>Agrimonia procera</i>	C3		<i>Inula hirta</i>	C3	
<i>Agrostis vinealis</i>			<i>Inula oculus-christi</i>	C3	§3
<i>Achillea collina</i>			<i>Inula salicina</i>	C4a	
<i>Achillea nobilis</i>	C3		<i>Iris graminea</i>	C2b	§2
<i>Achillea pannonica</i>	C3		<i>Iris sibirica</i>	C3	§2
<i>Ajuga genevensis</i>			<i>Iris variegata</i>	C2b	§2
<i>Allium senescens</i> subsp. <i>montanum</i>	C4a		<i>Knautia drymeia</i>	C4a	
<i>Anemone sylvestris</i>	C2b	§3	<i>Lactuca quercina</i>	C3	
<i>Antennaria dioica</i>	C2t		<i>Laser trilobum</i>	C1r	§1
<i>Anthericum ramosum</i>	C4a		<i>Laserpitium latifolium</i>	C3	
<i>Arctium nemorosum</i>	C4a		<i>Laserpitium pruthenicum</i>	C3	§2
<i>Armeria vulgaris</i>	C4a		<i>Lathyrus latifolius</i>	C3	
<i>Artemisia pontica</i>	C3		<i>Lathyrus niger</i>		
<i>Arum cylindraceum</i>	C4a		<i>Lathyrus pannonicus</i> subsp. <i>collinus</i>	C2b	§2
<i>Asperula cynanchica</i>			<i>Lilium martagon</i>	C4a	§3
<i>Asperula tinctoria</i>	C3		<i>Linaria genistifolia</i>	C3	
<i>Aster amellus</i>	C3	§3	<i>Linosyris vulgaris</i>	C3	§3
<i>Betonica officinalis</i>			<i>Listera ovata</i>	C4a	
<i>Biscutella laevigata</i> subsp. <i>varia</i>	C3	§3	<i>Lithospermum officinale</i>	C2b	
<i>Brachypodium pinnatum</i>			<i>Lithospermum purpureocaeruleum</i>	C4a	
<i>Bupleurum falcatum</i>			<i>Luzula divulgata</i>		
<i>Campanula bononiensis</i>	C2b	§3	<i>Melampyrum cristatum</i>	C3	
<i>Campanula cervicaria</i>	C1t	§2	<i>Melampyrum nemorosum</i>		
<i>Campanula glomerata</i> subsp. <i>farinosa</i>	C2b		<i>Melica picta</i>	C3	
<i>Campanula moravica</i>	C3		<i>Melittis melissophyllum</i>	C4a	§3
<i>Campanula persicifolia</i>			<i>Mercurialis ovata</i>	C2r	§1
<i>Carex curvata</i>	C3		<i>Molinia arundinacea</i>		
<i>Carex divulsa</i>	C3		<i>Monotropa</i> spp.	C2-3	
<i>Carex ericetorum</i>	C2t		<i>Myosotis stenophylla</i>	C1b	§1
<i>Carex flacca</i>			<i>Neottia nidus-avis</i>	C4a	
<i>Carex fritschii</i>	C2r		<i>Orchis purpurea</i>	C2b	§2
<i>Carex humilis</i>	C4a		<i>Origanum vulgare</i>		
<i>Carex chabertii</i> = <i>C. otomana</i>	C4a		<i>Ornithogalum kochii</i>		
<i>Carex leersii</i>	C4a		<i>Peucedanum cervaria</i>	C4a	
<i>Carex michelii</i>	C3		<i>Peucedanum oreoselinum</i>	C4a	

<i>Carex montana</i>			<i>Phleum phleoides</i>		
<i>Carex rhizina</i>	C3	§3	<i>Pimpinella saxifraga</i>		
<i>Carex supina</i>	C3		<i>Platanthera bifolia</i>	C3	§3
<i>Centaurea scabiosa</i>			<i>Platanthera chlorantha</i>	C3	§3
<i>Centaurea stenolepis</i>	C2r		<i>Polygonatum odoratum</i>		
<i>Centaurea triumfettii</i>	C3	§3	<i>Potentilla alba</i>	C3	
<i>Cephalanthera damasonium</i>	C4a	§3	<i>Potentilla arenaria</i>	C4a	
<i>Cephalanthera rubra</i>	C2b	§2	<i>Potentilla heptaphylla</i>		
<i>Clematis recta</i>	C3	§3	<i>Potentilla rupestris</i>	C1t	§3
<i>Clinopodium vulgare</i>			<i>Potentilla sterilis</i>	C1r	§1
<i>Convallaria majalis</i>			<i>Primula veris</i>	C4a	
<i>Corydalis pumila</i>	C3		<i>Prunella grandiflora</i>	C3	
<i>Cyclamen purpurascens</i>	C4a	§3	<i>Pulmonaria angustifolia</i>	C2b	
<i>Cypripedium calceolus</i>	C2b	§2	<i>Pulmonaria mollis</i>	C3	
<i>Dactylis polygama</i>			<i>Pulmonaria officinalis</i> s.l.		
<i>Dactylorhiza sambucina</i>	C2t	§2	<i>Pyrola minor</i>	C3	
<i>Daphne cneorum</i>	C1t	§1	<i>Ranunculus cassubicus</i>	C4b	
<i>Dianthus carthusianorum</i> s.l.			<i>Ranunculus polyanthemos</i>		
<i>Dianthus superbus</i> subsp. <i>superbus</i>	C2t	§2	<i>Salvia pratensis</i>		
<i>Dictamnus albus</i>	C3	§3	<i>Scabiosa canescens</i>	C3	
<i>Dorycnium germanicum</i>	C3		<i>Scorzonera purpurea</i>	C2b	
<i>Epipactis purpurata</i>	C3	§3	<i>Securigera varia</i>		
<i>Epipactis</i> spp. (<i>E. muelleri</i> , <i>E. pontica</i> , <i>E. tallosii</i> , <i>E. greuteri</i> , <i>E. nordeniorum</i>)	C1-2	§2	<i>Sedum sexangulare</i>		
<i>Euphorbia angulata</i>	C2r	§3	<i>Serratula tinctoria</i>	C4a	
<i>Euphorbia epithymoides</i>	C3		<i>Sesleria albicans</i>		
<i>Euphorbia villosa</i>	C3	§3	<i>Silene nemoralis</i>	C2b	
<i>Festuca amethystina</i>	C1r	§1	<i>Silene nutans</i>		
<i>Festuca brevipila</i>			<i>Solidago virgaurea</i>		
<i>Festuca heterophylla</i>			<i>Stachys recta</i>		
<i>Fragaria moschata</i>			<i>Steris viscaria</i>		
<i>Galium boreale</i>	C4a		<i>Tanacetum corymbosum</i>		
<i>Galium glaucum</i>	C4a		<i>Teucrium chamaedrys</i>	C4a	
<i>Galium valdepiosum</i>	C3		<i>Thalictrum minus</i>	C3	
<i>Galium verum</i>			<i>Thesium linophyllum</i>	C3	
<i>Genista pilosa</i>			<i>Thymus praecox</i>	C4a	
<i>Geranium lucidum</i>	A1	§1	<i>Thymus serpyllum</i>	C4a	
<i>Geranium sanguineum</i>	C4a		<i>Trifolium alpestre</i>	C4a	
<i>Glechoma hirsuta</i>	C3		<i>Trifolium medium</i>		
<i>Gypsophila fastigiata</i>	C2b	§2	<i>Trifolium rubens</i>	C3	
<i>Hesperis sylvestris</i>	C3		<i>Valeriana stolonifera</i> subsp. <i>angustifolia</i>	C4a	
<i>Hieracium cymosum</i>	C4a		<i>Verbascum phoeniceum</i>	C3	§3
<i>Hieracium maculatum</i>	C4a		<i>Veronica spicata</i>	C4a	
<i>Hieracium sabaudum</i>			<i>Veronica teucrium</i>	C4a	
<i>Hieracium schmidtii</i>	C4a		<i>Veronica vindobonensis</i>		
<i>Hieracium umbellatum</i>			<i>Vicia cassubica</i>	C3	
<i>Hierochloë australis</i>	C3		<i>Vicia pisiformis</i>	C3	
<i>Hylotelephium maximum</i>			<i>Vincetoxicum hirundinaria</i>		
<i>Hypericum montanum</i>			<i>Viola collina</i>		
<i>Hypochaeris maculata</i>	C3		<i>Viola hirta</i>		
<i>Chamaecytisus ratisbonensis</i>	C4a		<i>Viola mirabilis</i>	C4a	
<i>Chamaecytisus virescens</i>	C3		<i>Viola</i> subsp. <i>ruppii</i>	C4b	

7. Významné druhy hub, ptáků a hmyzu ve výmladkových lesích

Příloha 7: Významné druhy hub, ptáků a hmyzu vázaných na starobylé výmladkové lesy. Upraveno. Převzato z Tomšovský 2010, Machar 2010 a Hula & Foit 2010.

Významné druhy hub vázané na starobylé výmladkové lesy (Tomšovský 2010)

<i>Amanita caesara</i>	<i>Hygrophorus russula</i>
<i>Armillaria socialis</i>	<i>Inonotus andersonii</i>
<i>Aurantioporus croceus</i>	<i>Neolentinus degener</i>
<i>Boletus legaliae</i>	<i>Omphalina discorosea</i>
<i>Boletus regius</i>	<i>Pluteus aurantiorugosus</i>
<i>Boletus rhodopurpureus</i>	<i>Pouzaroporia subrufa</i>
<i>Boletus rhodoxanthus</i>	<i>Russula decipiens</i>
<i>Buglossoporus quercinus</i>	<i>Spongipellis delectans</i>
<i>Grifola frondosa</i>	<i>Spongipellis litschaueri</i>
<i>Hygrophorus arbustivus</i>	<i>Tyromyces fumidiceps</i>

Významné druhy ptáků vázané na starobylé výmladkové lesy (Machar 2010)

<i>Aegithalos caudatus</i>	<i>Jynx torquilla</i>
<i>Alcedo atthis</i>	<i>Lanius collurio</i>
<i>Aquila heliaca</i>	<i>Locustella fluviatilis</i>
<i>Caprimulgus europaeus</i>	<i>Lullula arborea</i>
<i>Ciconia nigra</i>	<i>Luscinia megarhynchos</i>
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	<i>Milvus migrans</i>
<i>Dendrocopos medius</i>	<i>Milvus milvus</i>
<i>Dryocopus martius</i>	<i>Motacilla cinerea</i>
<i>Erithacus rubecula</i>	<i>Pernis apivorus</i>
<i>Falco cherrug</i>	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>
<i>Ficedula albicollis</i>	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
<i>Glaucidium passerinum</i>	<i>Picus canus</i>
<i>Haliaeetus albicilla</i>	<i>Troglodytes troglodytes</i>

Významné druhy hmyzu vázané na starobylé výmladkové lesy (Hula & Foit 2010)

<i>Acmaeoderella flavofasciata</i>	<i>Leptidea morsei</i>
<i>Acmeodera degener</i>	<i>Limenitis camila</i>
<i>Aesalus scarabaeoides</i>	<i>Limoniscus violaceus</i>
<i>Agrilus ater</i>	<i>Liocola lugubris</i>
<i>Akimerus schaefferi</i>	<i>Lithosia quadra</i>
<i>Ampedus quadrisignatus</i>	<i>Lopinga achine</i>
<i>Anthaxia deaurata deaurata</i>	<i>Lucanus cervus</i>
<i>Anthaxia hackeri</i>	<i>Marumba quercus</i>
<i>Anthaxia manca</i>	<i>Megopis scabricornis</i>
<i>Anthaxia tuerki</i>	<i>Nalanda fulgidicollis</i>
<i>Aromia moschata</i>	<i>Necydalis maior</i>
<i>Boloria euphrosyne</i>	<i>Necydalis ulmi</i>
<i>Cerambyx cerdo cerdo</i>	<i>Nothorhina muricata</i>
<i>Cerambyx scopoli</i>	<i>Ocneria rubea</i>
<i>Cetonia aurata</i>	<i>Oryctes nasicornis</i>
<i>Cetonischema aeruginosa</i>	<i>Osmoderma barnabita</i>
<i>Clytus tropicus</i>	<i>Parnassius mnemosyne</i>
<i>Coraebus undatus</i>	<i>Parocneria detrita</i>
<i>Cupido alcetos</i>	<i>Pedostrangalia revestita</i>
<i>Dicerca aenea</i>	<i>Poecinolota variolosa</i>
<i>Dicerca alni</i>	<i>Potosia fieberi</i>
<i>Dicerca berolinensis</i>	<i>Purpuricenusa kaehleri</i>
<i>Dicerca furcata</i>	<i>Rhagium sycophanta</i>
<i>Dicranura ulmi</i>	<i>Rhopalus spinicornis</i>
<i>Dorcus parallelipipedus</i>	<i>Saperda similis</i>
<i>Elater ferrugineus ferrugineus</i>	<i>Saphanus piceaus</i>
<i>Eriogaster rimicola</i>	<i>Satyrium ilicis</i>
<i>Euphydryas maturna</i>	<i>Satyrium w-album</i>
<i>Eupotosia affinis</i>	<i>Scintilatrix dives</i>
<i>Eurythyrea quercus</i>	<i>Scintilatrix mirifica</i>
<i>Gasteropacha populifolia</i>	<i>Scintilatrix rutilans</i>
<i>Gnorimus variabilis</i>	<i>Stenagostus rhombeus</i>
<i>Hemaris fuciformis</i>	<i>Stictoleptura erythroptera</i>
<i>Chlorophorus herbsti</i>	<i>Trichius sexualis</i>
<i>Chlorophorus sartor</i>	<i>Trichoferus pallidus</i>
<i>Ischnodes sanguinicollis</i>	<i>Xylotrechus arvicola</i>
<i>Lacon quercus</i>	<i>Xylotrechus capricornis</i>
<i>Leioderus kollari</i>	<i>Xylotrechus pantherinus</i>
<i>Leiopus punctulatus</i>	<i>Zygaena osterodensis</i>