Lesy České republiky, s. p., Hradec Králové

VÝZKUMNÉ PROJEKTY

GRANTOVÉ SLUŽBY LČR

LESY ČR

Projekt

Tradiční a současné lesnické hospodaření v LP Křivoklátsko

Souhrnný realizační výstup

Řešitel

Mendelova univerzita v Brně

Lesnická a dřevařská fakulta

MENDELU
Lesnická
a dřevařská
fakulta

Odpovědný řešitel:
DOC. DR. ING. JAN KADAVÝ

Spoluřešitelé:

Zdeněk Adamec, Aleš Bajer, Michal Friedl, Michal Kneifl, Robert Knott, Tomáš Kolář, Aleš Kučera, Michal Rybníček, Hanuš Vavrčík

Brno, září 2022

Obsah

1. Úvod *(J. Kadavý)* 4

2. Cíle projektu *(J. Kadavý)* 4

3. Dendro-archeologická analýza velmi starých pařezin (polykormonů) *(M. Rybníček, T. Kolář)* 5

3.1 Dílčí cíle 5

3.2 Metodika řešení 5

3.3 Výsledky 8

4. Geo-archeologické rozbory milířišť a sedimentárních profilů 13

4.1 Analýza milířišť *(A. Bajer, A. Kučera)* 13

4.1.1 Dílčí cíle 13

4.1.2 Metodika řešení 13

4.1.3 Výsledky 15

4.1.4 Souhrn kapitoly 19

4.2 Analýza sedimentárních profilů *(A. Bajer)* 20

4.2.1 Dílčí cíle 20

4.2.2 Metodika řešení 20

4.2.3 Výsledky 21

5. Anatomická identifikace a dendrochronologické datování uhlíků z milířišť *(H. Vavrčík, M. Rybníček)* 22

5.1 Dílčí cíle 22

5.2 Metodika řešení 23

5.3 Výsledky 24

6. Šetření na Demonstračním objektu pařezin na LP Křivoklátsko 33

6.1 Geobiocenologická šetření *(M. Friedl)* 34

6.1.1 Dílčí cíle 34

6.1.2 Metodika řešení 34

6.1.3 Výsledky 36

6.2 Pedologická šetření *(A. Kučera)* 44

6.2.1 Dílčí cíle 44

6.2.2 Metodika řešení 44

6.2.3 Výsledky 45

6.2.4 Souhrn kapitoly 53

6.3 Dendrometrická šetření *(Z. Adamec)* 53

6.3.1 Dílčí cíle 53

6.3.2 Metodika řešení 53
6.3.3 Výsledky 54
6.3.4 Komplexní zhodnocení vývoje dendrometrických veličin na demonstračních objektech 68
7. Hodnocení způsobů obhospodařování lesa včetně statutů jeho ochrany na Křivoklátsku *(M. Kneifl, J. Kadavý a R. Knott)* 69
7.1 Dílčí cíle 69
7.1.1 Přehled literatury na téma: vliv managementu lesa na biodiverzitu 69
7.2 Metodika řešení 74
7.3 Výsledky 77
7.3.1 Výsledky hodnocení veličin popisu porostů 77
7.3.2 Výsledky hodnocení návrhů hospodářských opatření 83
7.3.3 Shrnutí a závěry 87
8. Shrnutí a závěry projektu *(J. Kadavý)* 90
9. Citovaná a použitá literatura 91
10. Přílohy 97

1. Úvod *(J. Kadavý)*

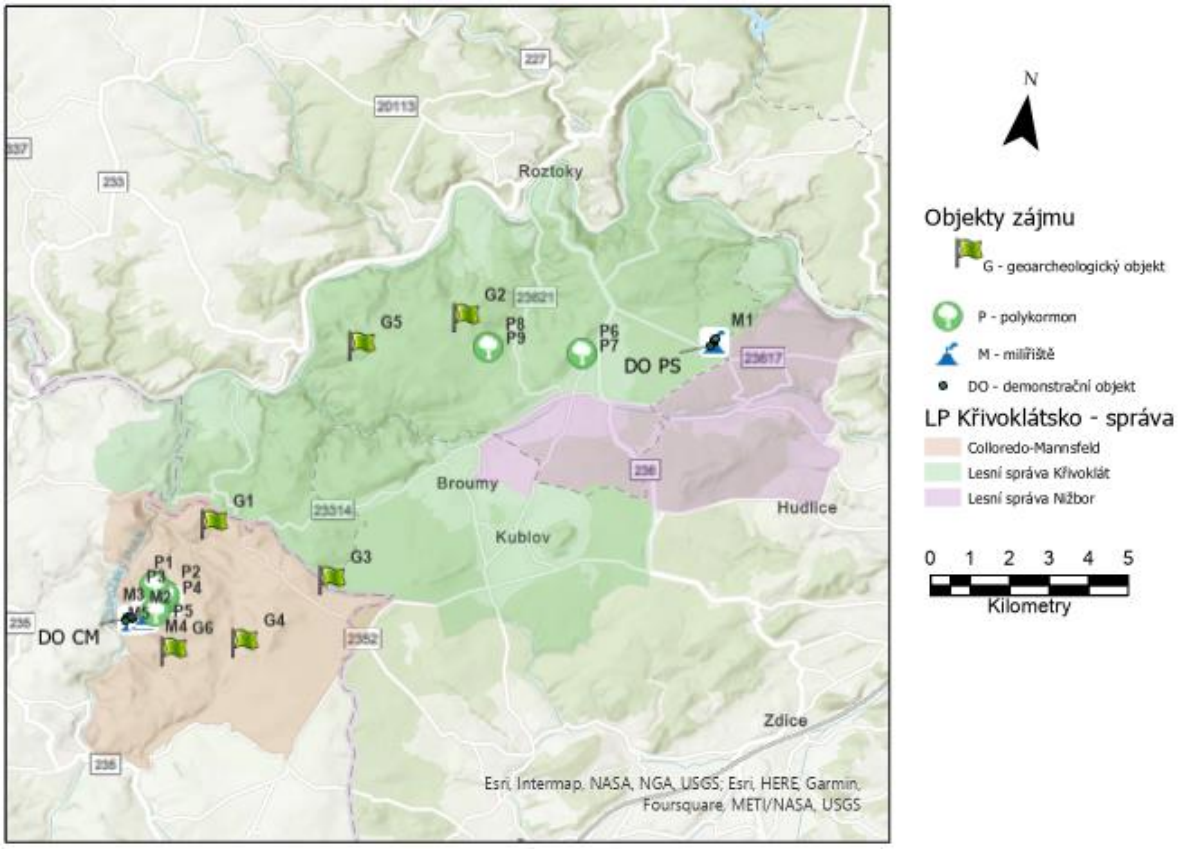
Projekt byl zahájen 15. září 2020 a předkládaná zpráva prezentuje souhrnné výsledky celého projektu. Projekt „navazuje“ na projekt č. 78 „Pařezinové hospodářství Lesnického parku Křivoklátsko“, který byl řešen v letech 2017 až 2019. Jeho cílem bylo zmapování výskytu historických prvků lesa (pařezin, milířišť a starých cest), vytvoření Demonstračního objektu pařezinového hospodářství, specifikování administrativních opatření pro uvedení pařezin do souladu s platnou legislativou a ekonomické posouzení uplatnění pařezinového hospodaření na LP Křivoklátsko. Hlavní cíle tohoto projektu jsou uvedeny v následující kapitole, přičemž při jejich stanovení byl kladen důraz na charakteristiku historického a současného využívání lesa na území LP Křivoklátsko (průnikem uvedených dílčích cílů).

2. Cíle projektu *(J. Kadavý)*

Cíle projektu je možno formulovat následovně:

- rozšíření datového materiálu (včetně vyhodnocení) Demonstračního objektu pařezinového hospodářství (šetření geobiocenologická, pedologická a dendrometrická),
- datování (stanovení stáří) vybraných typů objektů: polykormon, milířiště a sedimentární profil,
- rekonstrukce historické dřevinné skladby analýzou uhlíků z milířišť,
- zhodnocení způsobů obhospodařování lesa včetně statutů jeho ochrany.

Řešení projektu pracovalo s objekty, jejichž umístění je předmětem obrázku (Obr. 2.1).

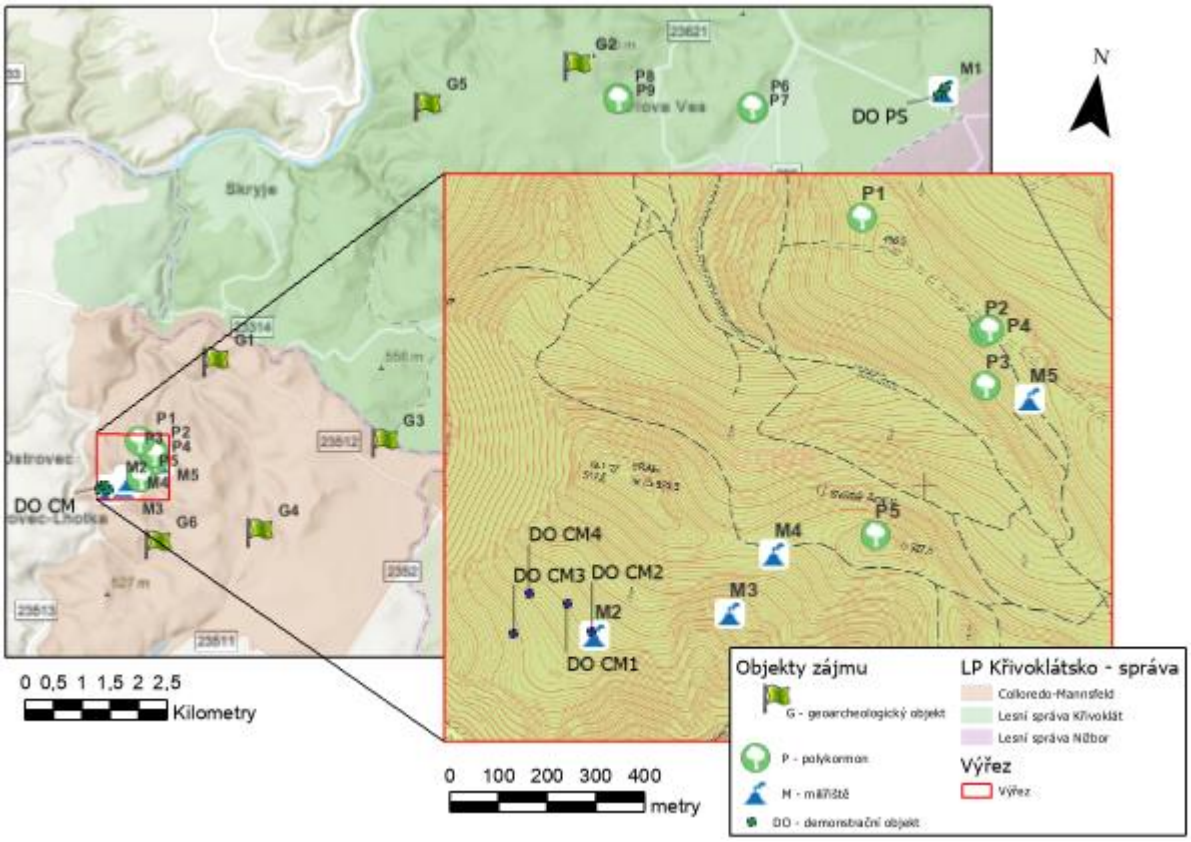


Obr. 2.1: Zákres objektů zájmu v analyzované oblasti.

3. Dendro-archeologická analýza velmi starých pařezin (polykormonů) *(M. Rybníček, T. Kolář)*

3.1 Dílčí cíle

Cílem dendrochronologického datování starých pařezin je určení stáří polykormonů nebo stáří jednotlivých výmladků. Dílčím cílem bylo sestavení lokální dubové recentní standardní chronologie, která umožní dendrochronologické datování dubových polykormonů.



Obr. 3.1.1: Zákres objektů zájmu v analyzované oblasti.

3.2 Metodika řešení

Výchozím podkladem pro řešení této části byly výsledky projektu GS LČR (Pařezinové hospodářství LP Křivoklátsko, č. 78) ukončeného v roce 2019 (Kadavý a kol. 2019). Nad mapovými podklady tří území – na revírech Kouřimec a Skryje (LČR) a na vybrané části majetku Colloredo-Mannsfeld (polesí Vlastec) – byly jako podklad pro vytipování a výběr velmi starých pařezin (polykormonů) v terénu vyfiltrovány porostní skupiny s potvrzeným výskytem pařezin. Na všech třech územích byly vybrány porosty starší 190 let, čímž vznikl potenciál 56 porostních skupin, ve kterých se dal předpokládat pravděpodobný výskyt nejstarších polykormonů. V rámci terénního výjezdu v listopadu 2020, kdy byly na všech těchto porostech hledány vhodné potenciální polykormony pro odběr vzorků, bylo nalezeno minimum vhodných stromů. Do mapy (v prostředí aplikace Collector pro mobilní zařízení) byly zaznačeny souřadnice potenciálních vzorníkových stromů pro následný odběr pro dendrochronologickou analýzu a z nich byly poté vybrány (v části majetku Colloredo-Mannsfeld) nejvhodnější vzorníky pro odběr v přípravné fázi (polykormon č. 1–5).

V létě 2021 bylo uskutečněno další terénní šetření s cílem nalezení vhodných polykormonů. K danému účelu byly zdigitalizovány a následně vyhodnoceny historické mapy dřevinné skladby z let 1890–1910 a 1813–1816 (Svoboda, 1943), mapy platných LHP (kombinace s historickými mapami – v současných mapách byl nastaven filtr pro porosty s věkem vyšším než 190 let) a záznamy o výskytu pařezin na LP Křivoklátsko (Svoboda, 1943) a rovněž byly navštíveny lokality označené jako potenciálně vhodné dodané kolegy Pechou (LČR) a Ambrožem (Colloredo-Mannsfeld). Na základě tohoto průzkumu byly vybrány polykormony č. 6–9.

Pomocí Presslerova přírůstového nebozezu byly odebrány vzorky z recentních dubů pro účely sestavení lokální recentní standardní chronologie. Současně byly odebrány vzorky z výmladků vytipovaných polykormonů, taktéž pomocí Presslerova přírůstového nebozezu. V případě, že u polykormonu byla zachována pařezová hlava, byl z ní odebrán vzorek pomocí motorové pily. Navíc byl na jedné lokalitě objeven starší vyvrácený polykormon (polykoromon č. 4), jehož kořenový systém byl očištěn a pomocí motorové pily byly odebrány vzorky jak z výmladků, tak z kořenového systému.

Vzorky byly vysušeny a jejich povrch byl postupně opracován brusným papírem až po finální zrnitost 1000, tak aby byly dobře viditelné hranice letokruhu. Měření šířek letokruhů bylo provedeno pomocí speciálního měřicího stolu (VIAS TimeTable) s využitím programu PAST4 (©SCIEM) s přesností na 0,01 mm. Porovnání letokruhových křivek bylo provedeno pomocí korelačního koeficientu a koeficientu souběžnosti (Baillie a Pilcher 1973; Hollstein 1980; Eckstein a Bauch 1969) a také na základě optické shody letokruhových křivek. Z dobře synchronizovatelných letokruhových křivek okolních dubů byla vytvořena lokální standardní letokruhová chronologie, která byla použita pro dendrochronologické datování letokruhových křivek jednotlivých polykormonů.

Tab. 3.2.1: Přehled analyzovaných polykormonů.

	Souřadnice	**Lokalita**	**Datum odběru**	**Dřevina**
Polykormon 1	49.9218136N 13.7488975E	Colloredo-Mannsfeld	23.11.2020	dub
Polykormon 2	49.920174N 13.752747E	Colloredo-Mannsfeld	23.11.2020	dub
Polykormon 3	49.919196N 13.753006E	Colloredo-Mannsfeld	24.11.2020	dub
Polykormon 4 vývrat	49.920238N 13.752879E	Colloredo-Mannsfeld	24.11.2020	dub
Polykormon 5	49.91618N 13.75047E	Colloredo-Mannsfeld	13.04.2021	dub
Polykormon 6	49.988111N 13.886321E	Leontýnka	18.01.2022	dub
Polykormon 7	49.9882042N 13.8859025E	Leontýnka	18.01.2022	dub
Polykormon 8	49.986683N 13.853056E	Karlova Ves	18.01.2022	dub
Polykormon 9	49.9865950N 13.8531419E	Karlova Ves	18.01.2022	dub

Obr. 3.2.1: Polykormon č. 1.

Obr. 3.2.2: Polykormon č. 2.

Obr. 3.2.3: Polykormon č. 3.

Obr. 3.2.4: Polykormon č. 4 - vývrat.

Obr. 3.2.5: Polykormon č. 5.

Obr. 3.2.6: Polykormon č. 6.

Obr. 3.2.7: Polykormon č. 7.

Obr. 3.2.8: Polykormon č. 8.

Obr. 3.2.9: Polykormon č. 9.

3.3 Výsledky

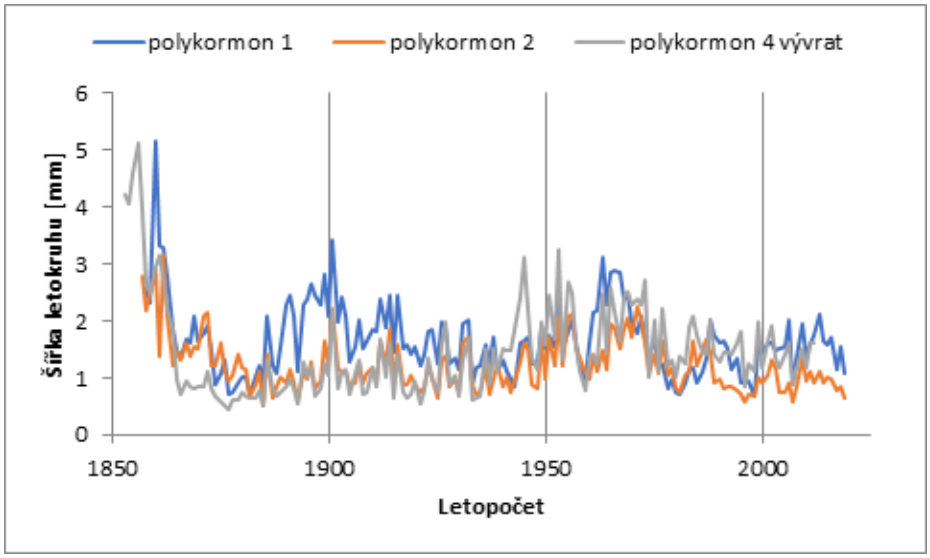
Lokální recentní standardní chronologie má rozsah od roku 1832 do roku 2020 a tvoří ji 14 letokruhových křivek. Tato chronologie byla použita pro dendrochronologické datování vzorků odebraných z výmladků a pařezových hlav.

Z výsledků dendrochronologické analýzy vyplývá, že výmladky polykormonu č. 1 jsou staré 169 let, polykormonu č. 2 172 let (Tab. 3.3.1, Obr. 3.3.1). Výmladky polykormonu č. 3 jsou staré 48 let a původní kmen, z jehož pařezu výmladky vyrůstají, začal růst v roce 1862 a jeho poslední zachovaný letokruh je z roku 1950 (Tab. 3.3.1, Obr. 3.3.2). Pro území ČR platí, že v závislosti na stáří stromu a typu lokality, na níž rostl, obsahuje dubový kmen průměrně 5–25 letokruhů bělového dřeva (Rybníček a kol. 2006, Prokop a kol. 2017). Jelikož na vzorku odebraném z pařezu nebyly přítomny letokruhy bělového dřeva, lze předpokládat, že

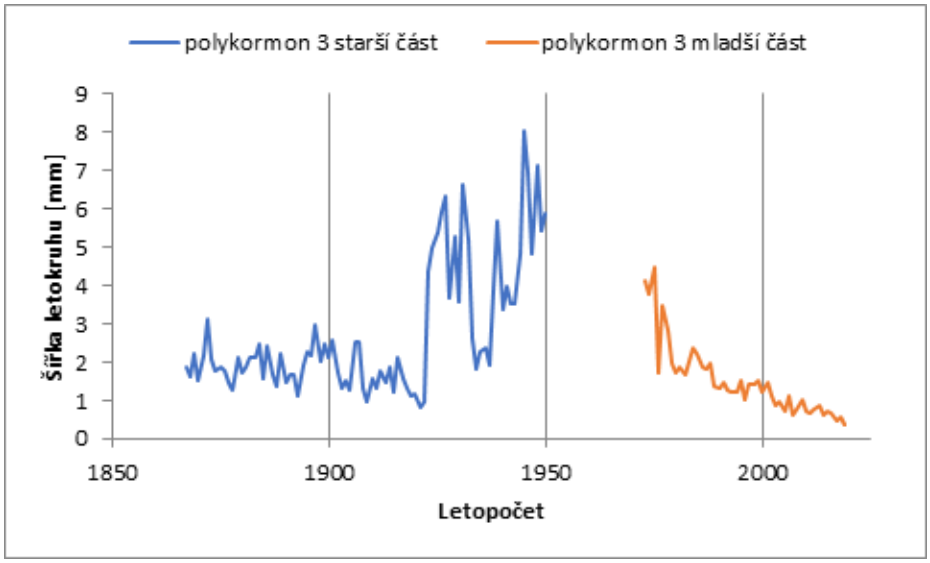
chybějící letokruhy (22 letokruhů) mezi průměrnou letokruhovou křivkou pařezu a průměrnou letokruhovou křivkou výmladků, které podlehly rozkladu, jsou právě letokruhy bělového dřeva. Polykormon č. 4 byl vyvrácen v roce 2013, jeho výmladky jsou staré 164 let (Tab. 3.2, Obr. 3.3.1). Vzorek z kořenového systému tohoto polykormonu byl datován pomocí radiouhlíkové metody do období 1711–1957 (s 95 % pravděpodobností).
Výmladky polykormonu č. 5 jsou ve výšce cca 1,3 m nad zemí staré 191 let (Tab. 3.3.1, Obr. 3.3.3). Výmladky polykormonu č. 6 jsou ve výšce cca 1,3 m nad zemí staré 171 let a jejich průměrná šířka letokruhu je 1,35 mm. U tohoto polykormonu byly také odebrány vzorky ze dvou již dříve pokácených výmladků, v současné době jsou dochovány ve formě torz pařezu. Jelikož na těchto vzorcích nebyly dochovány podkorní letokruhy ani letokruhy bělového dřeva, bylo možné určit pouze rok, po kterém došlo k pokácení (Tab. 3.3.1, Obr. 3.3.4). Výmladky polykormonu č. 7 jsou 25 cm nad zemí staré 19 let. Vzorek z pařezové hlavy obsahoval 118 měřitelných letokruhů. Z důvodu hniloby pařezu nebylo možné určit, kolik letokruhů chybí ke dřeni. Současně nebyl dochován podkorní letokruh ani letokruhy bělového dřeva, proto bylo možné opět určit pouze rok, po kterém došlo k pokácení stromu (po roce 1978). Z výše uvedeného vyplývá, že polykormon je starý více než 165 let (Tab. 3.3.1, Obr. 3.3.5). Výmladky polykormonu č. 8 jsou 25 cm nad zemí staré 36 let. V tomto případě byla opět dochovaná pařezová hlava, která ovšem neměla dochovanou celou sekvenci letokruhů od dřeně až k podkornímu letokruhu. Navíc vzorek obsahoval nepravidelné letokruhy. Z tohoto důvodu nebylo možné letokruhovou křivku, která obsahovala 139 letokruhů, dendrochronologicky datovat. Nicméně je zřejmé, že polykormon začal růst již před rokem 1846. V případě polykormonu č. 9 nebylo možné z důvodu rozkladu pařezové hlavy odebrat vzorky pro jeho datování. Výmladky byly 25 cm od země staré 35 let (Tab. 3.3.1, Obr. 3.3.6).
Pokud porovnáme pařezovou hlavu polykormonu č. 8 a 9, které rostly 20 m od sebe a jejichž výmladky byly přibližně stejně staré (36 a 35 let), tak je zajímavá skutečnost, že u polykormonu č. 8 se dochovala pařezová hlava, kdežto u polykormonu č. 9 nikoliv (Obr. 3.2.8 a 3.2.9). Tato skutečnost vede k závěru, že na základě dochování nebo nedochování pařezové hlavy není možné odhadovat stáří polykormonu.

Tabulka 3.3.1: Popis parametrů jednotlivých polykormonů.

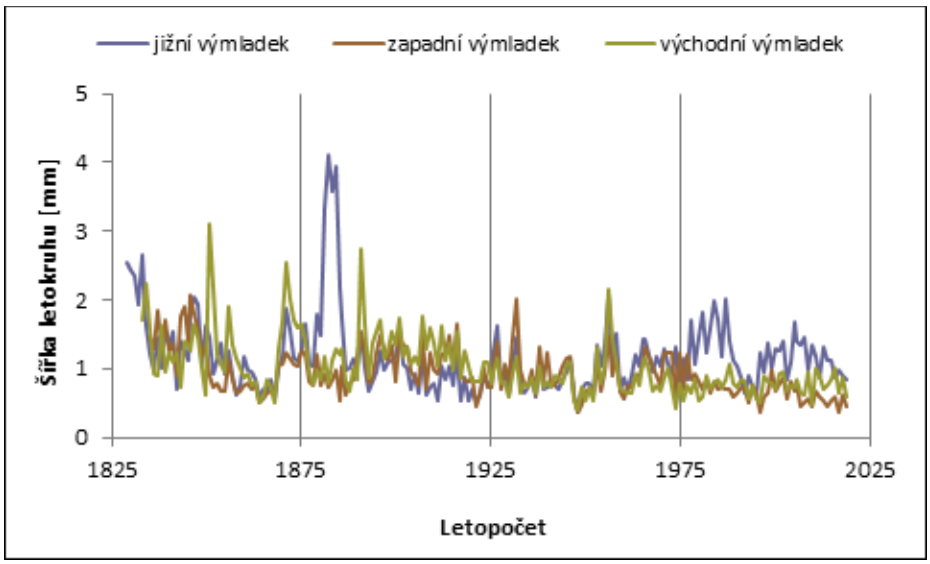
	výmladek	výška (m)	obvod kmene (cm)	průměrná šířka letokruhu (mm)	stáří (roky)	datování
Polykormon 1	celý	18,6	352	1,90	169	2020
	západní		171			
	východní		202			
Polykormon 2	celý	15,6	416	1,23	172	2020
	západní		160			
	východní		144			
	jižní		133			
Polykormon 3	celý	18,2	316	2,26	159	2020
	západní		75			
	severní		74			
	jižní		59			
	pařez		176			
Polykormon 4 - vývrat	celý	x	325	1,43	164	2013
	1		188			
	2		120			
Polykormon 5	celý	17,2	464	1,04	191	2020
	západní		159			
	východní		155			
	jižní		173			
Polykormon 6	celý	21,2	774	1,35	171	2021
	jižní		150			
	západní		164			
	severozápadní		185			
	jihozápadní – pařez	-	104	1,4	43	po roce 1936
	severní – pařez		94	1,53	23	po roce 1937
Polykormon 7	celý	10,4	275	-	více než 165	2021
	severní		57	3,57	19	
	jihovýchodní		54			
	pařezová hlava	-	166	1,49	118	po roce 1978
Polykormon 8	celý	9,1	330	-	více než 175	2021
	severní		56	1,77	36	
	jižní		58			
	západní		51			
	pařezová hlava	-	123	0,98	139	nedatováno
Polykormon 9	celý	9,5	330	-	-	2021
	severní		43	1,99	35	
	severovýchodní		70			
	východní		62			



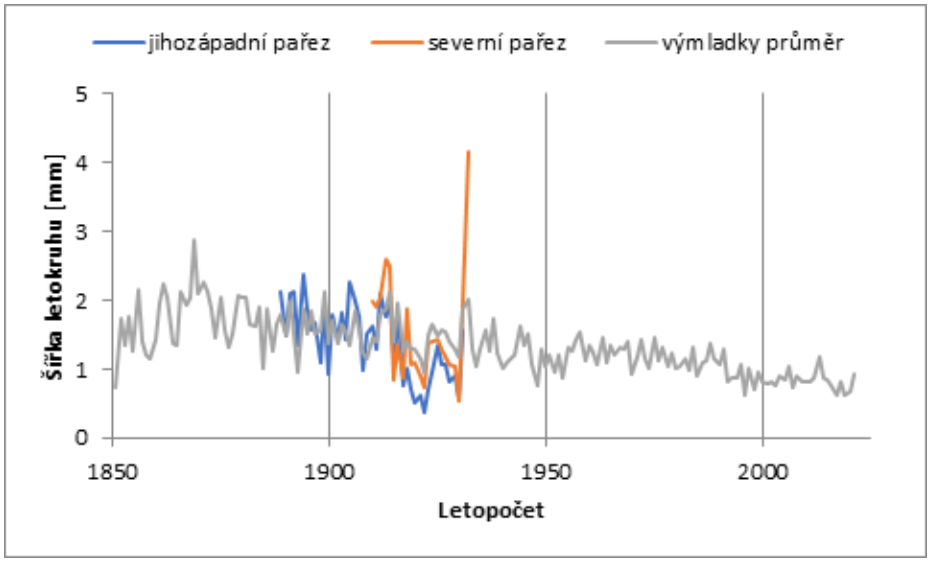
Obr. 3.3.1: Letokruhové křivky polykormonu č. 1, 2 a 4.



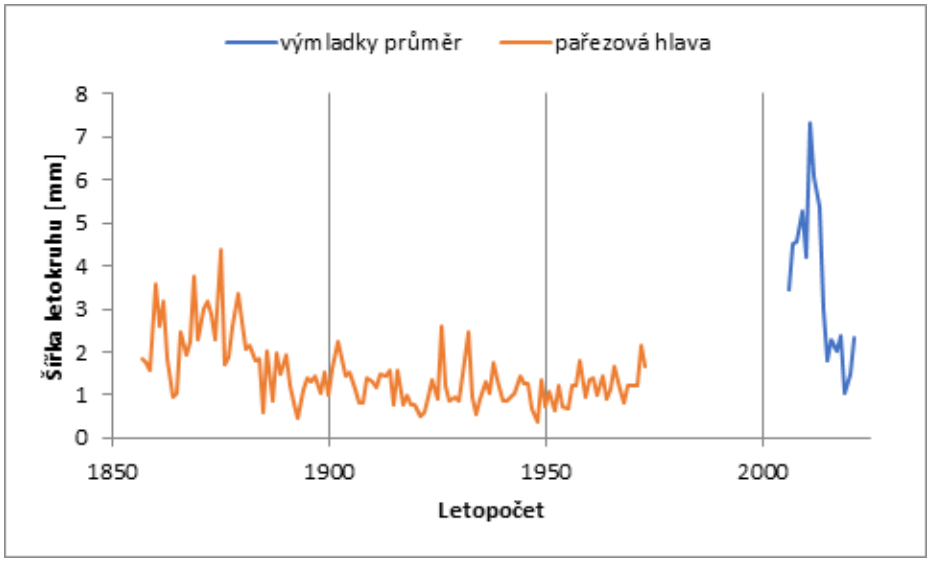
Obr. 3.3.2: Letokruhové křivky polykormonu č. 3.



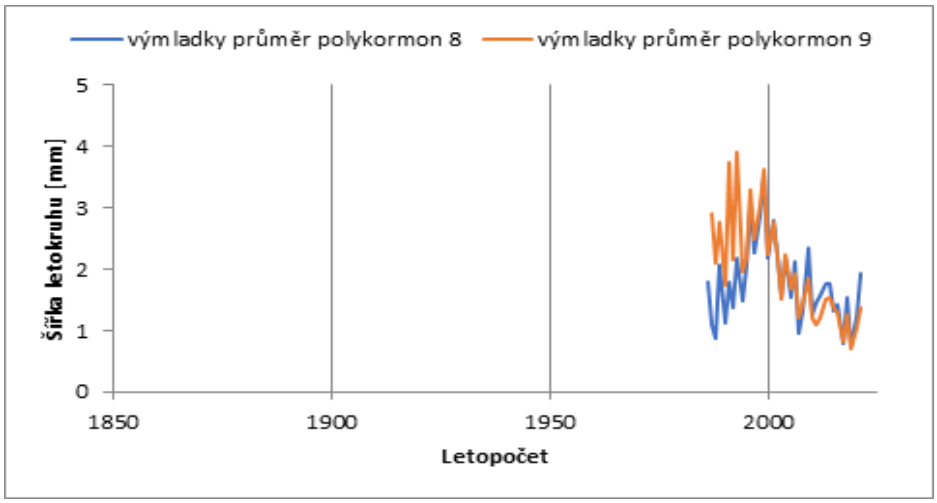
Obr. 3.3.3: Letokruhové křivky polykormonu č. 5.



Obr. 3.3.4: Letokruhové křivky polykormonu č. 6.



Obr. 3.3.5: Letokruhové křivky polykormonu č. 7.



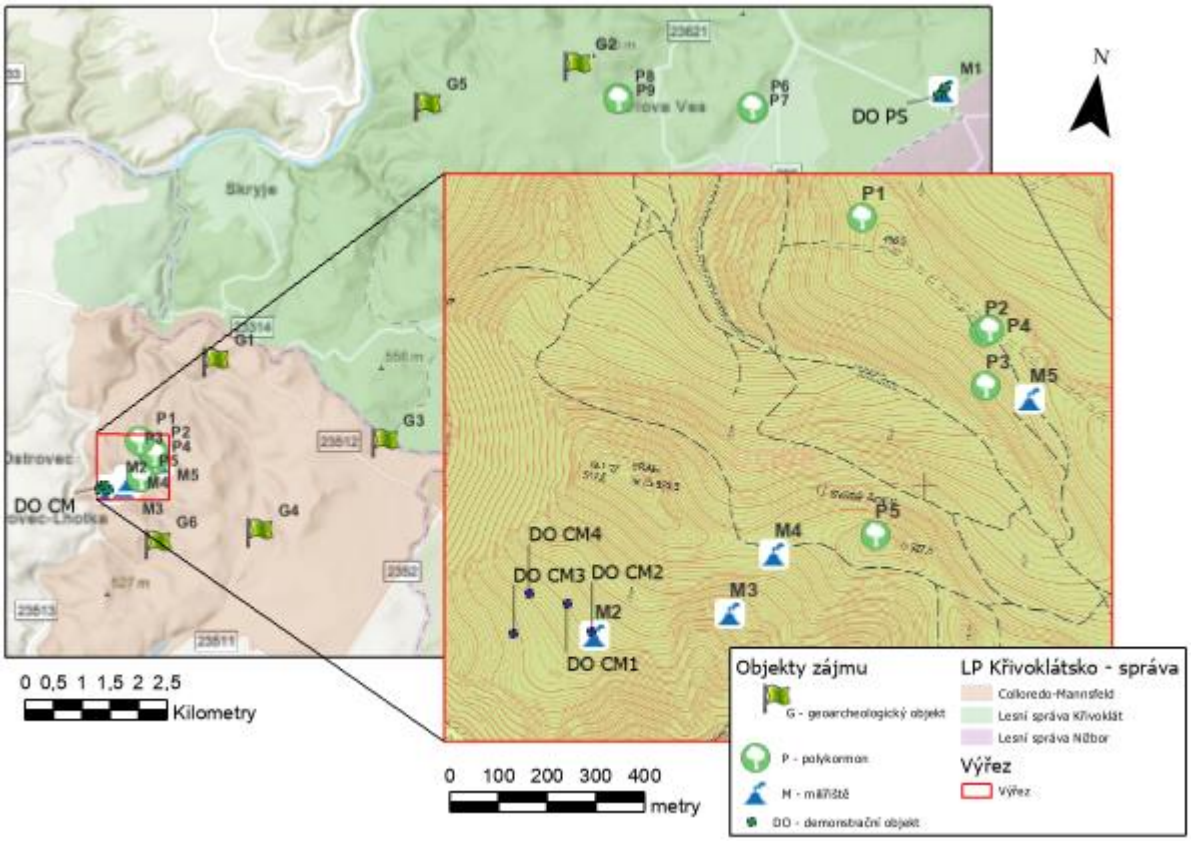
Obr. 3.3.6: Letokruhové křivky polykormonu č. 8 a 9.

4. Geo-archeologické rozbory milířišť a sedimentárních profilů

4.1 Analýza milířišť *(A. Bajer, A. Kučera)*

4.1.1 Dílčí cíle

Cíli této projektové etapy bylo (1) vytvoření materiálového podkladu pro dendrochronologické datování, pro antrakologickou analýzu dřevitých zbytků po získávání dřevěného uhlí na výrobních plošinách milířů; (2) vzhledem k četnosti milířišť zhodnotit jejich stanovištní význam z hlediska lesnicko-pedologického.



Obr. 4.1.1.1: Zákres objektů zájmu v analyzované oblasti.

4.1.2 Metodika řešení

Pro účely dendrochronologického, antrakologického i lesnicko-pedologického řešení byla v souladu s projektovým návrhem vybrána 2 milířiště, konkrétně v majetku Colloredo-Mannsfeld.

Byla vybrána milířiště č. 205 a 145, která byla prokopána transektem z jeho středu směrem na vymetací hranu a pod ní až do přilehlého porostu (Obr. 4.1.2.1).

Obr. 4.1.2.1: Transekt výkopu milířiště pod propálenou minerální vrstvu na geologické podloží (milířiště č. 145).

U milířiště byl proveden popis mocnosti jednotlivých vrstev a byly odebrány vzorky pro dendrochronologické a pedologické zpracování a pro geoarcheologické analýzy datace stáří. U milířiště č. 205 byl proveden transekt o délce 8,40 m ze středu pod vymetací hranu. Stratigraficky obsahoval vrstvy humusových horizontů s jejich iniciální tvorbou, zuhelnatělé vrstvy organického rostlinného materiálu (dřevní biomasa) převážně v rozsahu hloubek 3-7 cm s pomístným zvrstvením (Obr. 4.1.2.2)

a b

Obr. 4.1.2.2: Milířiště č. 205. (a) celkový pohled na milířiště; (b) průběh vrstev milířiště na vymetací hraně.

Odběry vzorků byly prováděny po jednotlivých vrstvách separovaně při výběru vhodných uhlíků (cca 3 tis. z milířiště) při vyloučení částí větví a při současném orientačním součtu letokruhů jako kritérium vhodnosti vzorku pro dendrochronologickou analýzu (min. 25 letokruhů). Odběry vzorků pro pedologické šetření byly provedeny z jednotlivých vylišitelných vrstev až po minerální horizonty. Paralelně byly odebrány půdní vzorky z okolního stanoviště lesní půdy ve vzdálenosti 10-15 m po vrstevnici, z jednotlivých půdně-genetických horizontů. Půdní vzorky byly analyzovány dle standardních metodických postupů.
Klasifikace půdně-taxonomických jednotek byla provedena dle taxonomického systému půd ČR (Němeček a kol. 2011), klasifikace humusových forem byla provedena dle Jabiol et al. (1995) – klasifikace, která lépe vystihuje stratigrafii organických horizontů ve vztahu k porostní složce. Terénní popis půdních vlastností byl proveden dle Vokouna a kol. (2002) a vyhodnocení půdních rozborů bylo provedeno dle Vavříčka a Kučery (2017). Směsné vzorky byly upraveny do formy jemnozemě I. (proschlý, prosátý přes 2mm síto; Zbíral 2002) a takto dále použity k laboratornímu zpracování.

4.1.3 Výsledky

Vzhledem k nízkému počtu opakování se statistická analýza výsledků jeví jako riziková z hlediska vzniku chyby druhého druhu. Při vyšším počtu opakování by připadala v úvahu jako vhodná např. Hornova metoda – analýza malých výběrů, dále event. neparametrický test, znaménkový test, nebo také parametrická statistika pro porovnání dvou nezávislých výběrů – Studentův t-test. Vzhledem k této skutečnosti se výsledky v této kapitole ubírají směrem slovní interpretace pedologických dat.

Na stanovištích okolí milířišť se nacházejí půdy kambického typu (kambizem psefitická) s výrazným podílem skeletu nad 50 %, se stratigrafií L – F – H – Ah – Bv o mocnosti opadu max. 3 cm a s horizontem Ah zaujímajícím hloubky 2,5-6 cm.

Milířiště č. 145 (Obr. 4.1.3.1) obsahovalo vývoj humusových forem moderového typu o mocnosti 0-5 cm, se zuhelnatělou vrstvou 5-15 cm a s propálenou vrstvou v hloubce 15-18 cm bez dalšího zvrstvení. Obsahoval však ve vzdálenosti 1,40-2,60 m výraznou kapsu bohatou na uhlíky, navazující na kanálek. Vyznačuje se výrazným prokořeněním v zuhelnatělém horizontu (až 140 ks/dm^2). Zemní těleso je tvořeno z kamení a hlíny a vymetací hrana je bez akumulace uhlíků. Ty jsou však více naakumulovány pod vymetací hranou.

a b

Obr. 4.1.3.1: Milířiště č. 205. (a) celkový pohled na milířiště; (b) průběh vrstev milířiště.

Kontrolní zákopek byl vykopán ve vzdálenosti 15 m od milířiště po vrstevnici. Půdně-taxonomickou jednotkou byla kambizem modální s obsahem skeletu 30-50 %, s humusovou formou typický moder (mocnost opadových horizontů 4,5 cm, níže Ah do 8 cm, AB 8-16 cm a Bv.

Půdní prostředí milířišť se vyznačovalo nižší aciditou o cca 1,5 stupně pH v propálené vrstvě Bzp ve srovnání s minerálním půdním horizontem intaktního profilu (Tab. 4.1.3.1). Horizonty nadložního humusu, které více odrážejí bezprostředně probíhající cykly prvků a kvalitu humifikace, byly svým chemismem oproti tomu více blízké; obecně se půdní reakce pohybovala v hodnotách středně kyselé acidity.

Kationtová výměnná kapacita byla ve všech případech velmi nízká, zvýšená pouze díky vyššímu zastoupení organické hmoty (v horizontech nadložního humusu), přičemž vyšší byla v případě propálených minerálních vrstev milířů. Tomuto trendu odpovídala také bazická saturace, která byla i v humifikačním horizontu překvapivě vysoká, v hor. Bzp dokonce s hodnotami 95-100 %. Lze to přisoudit zvýšené koncentraci bazických kationtů v celém profilu, především Ca, ale i dalších.

Tab. 4.1.3.1: Fyzikálně-chemické vlastnosti půd v milířištích a na srovnávacích plochách kontrolních zákopků.

milíř č.	stanoviště	horizont	pH/H2O	pH/KCl	H+	Mg	Ca	K	Na	Al	KVK	S	BS
							mmol.chem.ekv./kg						%
205	milíř	Ah	5.1	4.4	2.0	8.9	41.4	4.1	4.8	9.0	70.2	59.2	84.3
205	milíř	Azp	4.5	3.6	6.0	8.6	25.0	3.9	4.0	46.0	93.5	41.5	44.4
205	milíř	Bzp	5.4	4.6	1.0	9.5	45.3	5.4	3.9	4.0	68.1	64.1	94.1
205	kontrola	H	4.8	4.4	12.0	25.9	125.6	22.2	5.3	9.0	200.0	179.0	89.5
205	kontrola	Ah	4.4	3.7	8.0	7.9	22.4	5.5	4.3	57.0	105.1	40.1	38.2
205	kontrola	Bv	4.1	3.5	4.0	8.0	10.7	2.2	5.1	58.0	87.9	25.9	29.5
145	milíř	H	4.8	4.4	8.0	24.2	139.0	12.7	5.1	12.0	201.0	181.0	90.0
145	milíř	Azp	4.6	3.9	6.0	9.7	53.1	3.4	3.8	38.0	114.0	70.0	61.4
145	milíř	Bzp	5.7	5.1	1.0	8.3	48.2	3.7	4.2	1.0	64.4	64.4	100.0
145	kontrola	H	4.9	4.6	10.0	25.4	99.0	16.0	4.4	9.0	163.8	144.8	88.4
145	kontrola	Ah	4.1	3.6	12.0	10.8	25.8	6.3	3.4	37.0	95.3	46.3	48.6
145	kontrola	A/B	4.0	3.5	9.0	6.1	8.7	2.1	3.3	50.0	79.2	20.2	25.5
145	kontrola	Bv	4.0	3.5	7.0	5.8	8.8	2.1	3.3	49.0	76.0	20.0	26.3

V horizonech karbonizované organické hmoty (Azp) byl zpravidla nižší až střední obsah fosforu (Tab. 4.1.3.2). Při celkové mocnosti organických vrstev (včetně zuhelnatělých vrstev) však stanoviště milířiště představovalo dostatečnou až výraznou zásobárnu živin s hustým prokořeněním.

Tab. 4.1.3.2: Obsah přístupných živin v půdě v milířištích a na srovnávacích plochách kontrolních zákopků.

			BaCl2 (Gillman)				MII		gohler		
milíř č.	stanoviště	horizont	Mg	Ca	K	Na	P	P	Mg	Ca	K
			mg/kg						mg/kg		
205	milíř	Ah	108	829	161	110	15				
205	milíř	Azp	105	501	152	91	48	6	54	488	48
205	milíř	Bzp	116	908	209	89	21				
205	kontrola	H	315	2518	866	121	130	90	269	2006	698
205	kontrola	Ah	96	449	214	99	24				
205	kontrola	Bv	97	214	84	118	26				
145	milíř	H	294	2785	495	118	75	26	250	2180	355
145	milíř	Azp	118	1064	132	88	85	9	93	1045	73
145	milíř	Bzp	101	965	146	97	31				
145	kontrola	H	309	1984	623	101	125	79	259	1684	487
145	kontrola	Ah	131	517	244	79	44				
145	kontrola	A/B	74	174	83	75	12				
145	kontrola	Bv	71	176	81	76	63				

Z logiky geneze stratigrafie profilu milířiště představuje jeho stanoviště výraznou zásobárnu uhlíku ve výměně efektivní a zároveň ve stabilní podobě, s vysokým obsahem Cox v hor. Azp (Tab. 4.1.3.3) o vysoké mocnosti (zpravidla 7-15 cm). Poměr C/N je při porovnání stanovištních typů milíř vs. kontrolní zákopek srovnatelný, optimální v pojetí lesních půd. Mírně nižší je v okolní půdě než v milířišti, avšak v obou případech představuje optimální podmínky pro probíhající humifikační procesy. Samotná humifikace probíhala způsobem odpovídajícím stanovištním poměrům při zvýšené tvorbě nízkomolekulárních fulvonových kyselin. Poměr humusových frakcí byl výrazně vyšší v půdách milířiště, téměř dvojnásobný. Na tomto základě lze z hlediska humifikačních procesů a souvisejících mikrobiálních procesů milířiště považovat za prostředí podporující tvorbu vysokomolekulárních humusových komplexů se stabilními formami organického uhlíku, což vede k vyšším sorpčním schopnostem půdy.

Tab. 4.1.3.3: Obsah C a N a frakcionace humusových látek v půdě v milířištích a na srovnávacích plochách kontrolních zákopků.

						Frakcionace HL			
milíř č.	stanoviště	horizont	Cox	N	C/N	C-CHL	C-HK	C-FK	C-HK/FK
			%				%		
205	milíř	Ah	2.3	0.1	18.0	0.8	0.7	0.1	6.4
205	milíř	Azp	12.5	0.6	22.0	2.6	1.7	1.0	1.7
205	milíř	Bzp	2.3	0.1	21.0	0.5	0.3	0.2	1.8
205	kontrola	H	23.6	1.6	15.0	6.5	3.2	3.2	1.0
205	kontrola	Ah	8.0	0.5	15.0	2.3	0.9	1.3	0.7
205	kontrola	Bv	2.2	0.1	17.0	0.5	0.2	0.3	0.6
145	milíř	H	19.3	1.2	16.0	4.3	2.4	1.8	1.4
145	milíř	Azp	13.1	0.6	22.0	2.5	1.8	1.0	1.9
145	milíř	Bzp	2.3	0.1	21.0	0.5	0.3	0.2	1.2
145	kontrola	H	20.4	1.2	17.0	4.6	2.1	2.3	0.9
145	kontrola	Ah	10.1	0.6	16.0	2.9	1.2	1.6	0.8
145	kontrola	A/B	2.8	0.2	16.0	0.8	0.3	0.5	0.6
145	kontrola	Bv	2.6	0.1	19.0	0.7	0.2	0.4	0.6

Prostředí milířiště se v porovnání s okolní půdou neliší co do obsahu volných forem železa, které se podílí na jeho celkovém obsahu v půdě. Podíl oxalátového železa (Tab. 4.1.3.4) se vždy pohyboval do 20 %, nicméně celkový obsah Fe byl v milíři č. 205 mírně vyšší v termicky ovlivněných horizontech (Bzp).

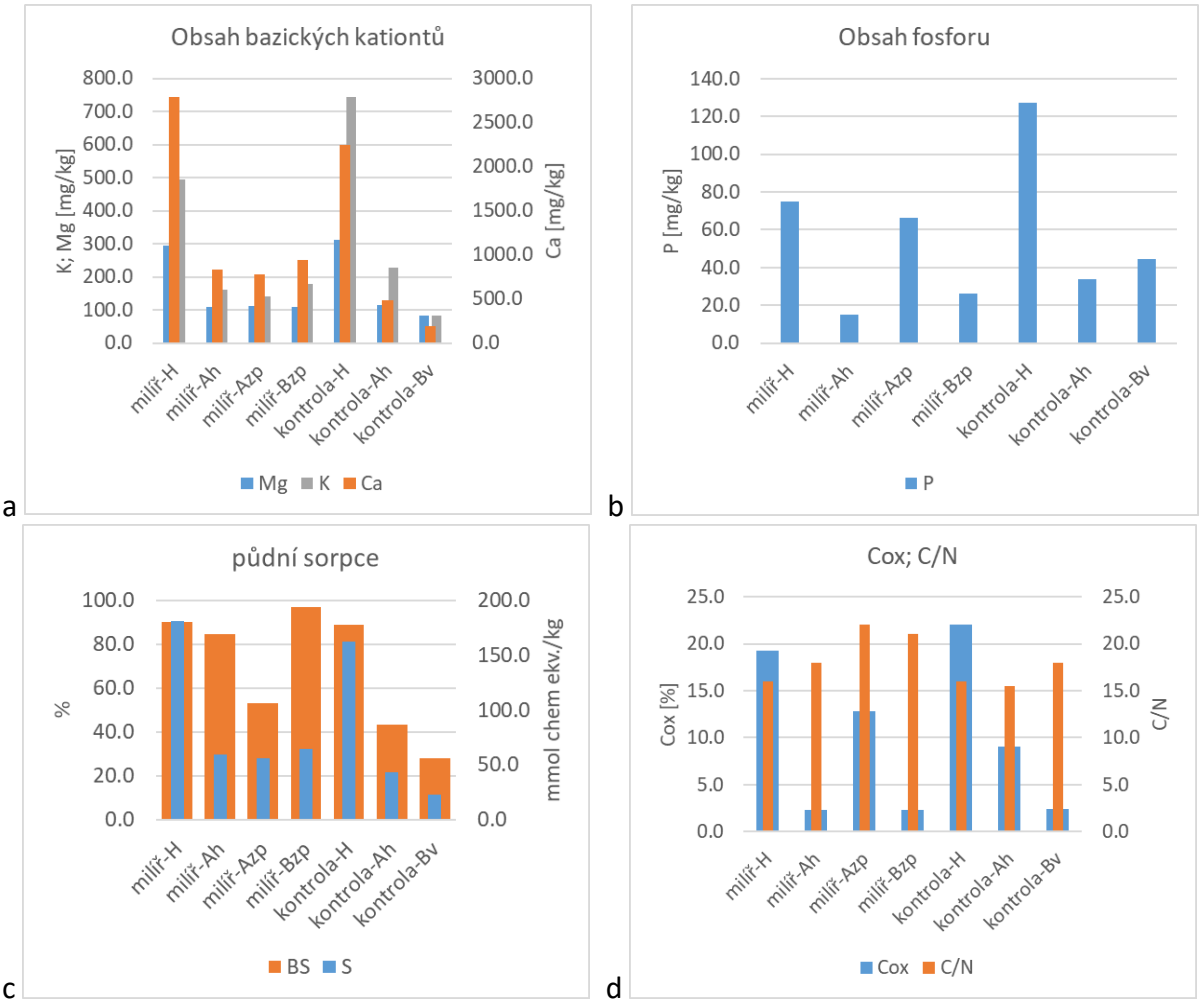
Vedle nízce obsaženého přístupného fosforu jsou jeho celkové obsahy v půdě milířiště velmi vysoké. To už však překvapivě neplatilo v případě draslíku, vápníku ani hořčíku, jejichž obsahy byly sice vyšší v půdě milířiště, přesto však na velmi nízké až nízké úrovni.

Tab. 4.1.3.4: Chemické vlastnosti půd v milířištích a na srovnávacích plochách kontrolních zákopků.

			oxal.	tot	oxal	tot.		HF - totální rozbor					
milíř č.	stanoviště	horizont	Al	Al	Fe	Fe	Feo/Fet	P	Mg	Ca	K	Stot	S-SO4
			g/kg					mg/kg				g/kg	mg/kg
205	milíř	Ah	0.8	43.0	2.4	25.4	0.1	1750	1860	6510	12700	0.470	19.10
205	milíř	Azp	4.3	39.8	4.1	-		4400	1390	6500	11100	0.750	49.50
205	milíř	Bzp	0.6	54.1	2.0	35.4	0.1	2460	1600	5720	11800	0.520	11.40
205	kontrola	H	1.4	23.1	2.1	14.0	0.1	3780	1550	10900	4940	1.760	59.70
205	kontrola	Ah	2.3	57.7	3.4	25.4	0.1	3460	1740	4790	8610	0.920	32.70
205	kontrola	Bv	1.7	57.7	1.8	34.1	0.1	1940	1480	3960	9410	0.550	17.00
145	milíř	H	2.5	27.2	2.7	14.4	0.2	3990	1330	12200	8820	1.560	32.50
145	milíř	Azp	3.4	34.2	2.4	10.5	0.2	4890	1230	8890	13900	1.120	21.30
145	milíř	Bzp	0.6	44.8	1.1	11.5	0.1	2080	1420	5940	20200	0.730	8.57
145	kontrola	H	1.0	25.9	1.5	12.0	0.1	3760	1430	8840	9120	2.050	71.30
145	kontrola	Ah	1.5	40.1	2.6	12.9	0.2	4520	1930	6190	14300	1.040	39.80
145	kontrola	A/B	1.6	40.8	1.9	13.0	0.1	1680	1820	5150	16500	0.740	19.50
145	kontrola	Bv	1.8	50.5	1.8	13.5	0.1	1980	1970	5320	20200	0.640	15.80

Jednotlivé makrobiogenní prvky přitom byly ve vylišených horizontech vázány diferencovaně (Obr. 4.1.3.2). Obsah všech kationtů je přitom nejvyšší v holoorganických humifikačních horizontech z aspektu humusovou půdní frakcí zajištěné půdní sorpce. Diference jsou při porovnání organominerálních horizontů v obsazích Ca (vyšší v milířištích), zatímco ostatní kationty jsou obsaženy na srovnatelné úrovni. Minerální horizonty milířišť jsou však typické také zvýšenou koncentrací Ca, což může mít vazbu na vysokou teplotu roztopnosti vápenatých složek narozdíl od jiných prvků, pročež tato skutečnost může tedy vést k propagaci vápníku ve vztahu k procesu spalování a také k procesu obohacení o vápník obsažený v kondenzátu uvolněného během pyrolýzy.

Obsah fosforu byl nejvyšší v organickém horizontu volné lesní půdy (téměř dvojnásobný). V horizontech půdy výrobních plošin byly srovnatelné koncentrace v horizontech H a Azp. Tyto vazby lze vzhledem k vysoké proměnlivosti a četnosti forem fosforu v půdě, který se primárně vyskytuje jako fosforečnan, hydrogen fosforečnan či dyhydrogen fosforečnan, vnímat jako příznačné právě pro tento makrobioelement, vázaný významně na organické půdní složky (fyzikální, fyzikálně-chemickou, chemickou i biologickou sorpcí). Vzhledem k hustotě prokořenění horizontu Azp a k celkové pedochemické situaci lze předpokládat také odpovídající biologickou aktivitu a na ní navazující biologickou fixaci fosforu, který se může stát dočasně nutričně deficientní, ovšem vzhledem k celkovému chemismu půdního prostředí nepředpokládáme precipitaci fosforečných složek do strengitu a tím spíše ne do apatitu, jakkoli zde byly zjištěné zmíněné zvýšené koncentrace výměnného vápníku. Hlubší interpretace příčin obsahů jednotlivých prvků v dílčích horizontech či variantách nese s ohledem počet replikací riziko neopodstatněného zobecnění.



Obr. 4.1.3.2: Grafické znázornění středních hodnot zjišťovaných pedochemických parametrů v jednotlivých horizontech milířišť a kontrolních stanovišť: (a) obsah Mg, K a Ca; (b) obsah P; (c) bazická saturace (BS) a celkový obsah výměnných bazických kationtů; (d) obsah oxidovatelného (organického) uhlíku (Cox) a poměr C/N.

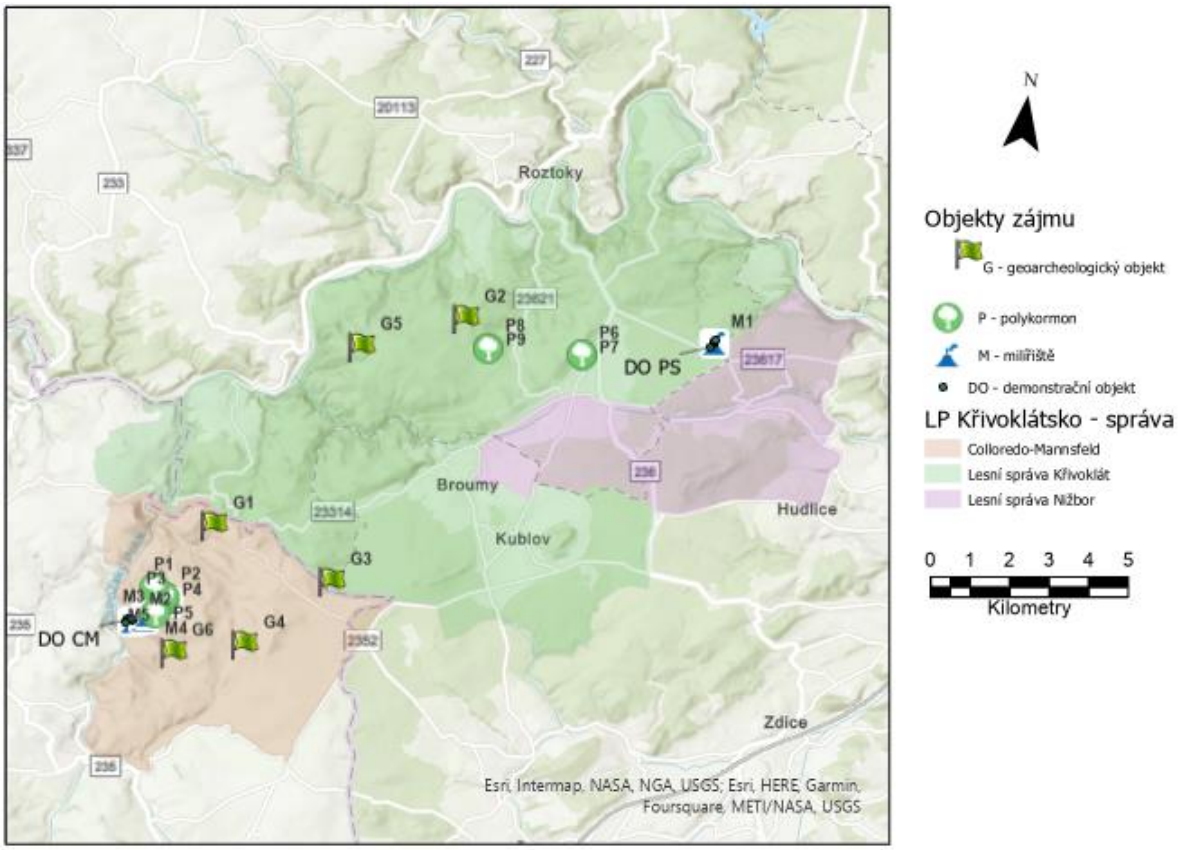
4.1.4 Souhrn kapitoly

Stratigraficky se půdní prostředí milířiště odlišuje od okolní půdy autentickou, zachovalou vrstvou s akumulací zuhelnatělé organické hmoty (nebyla-li povrchově odstraněna např. erozně) a níže uložené minerální propálené vrstvy s červenooranžovým zbarvením. Mílířiště lze vnímat jako stanovištně specifická z hlediska celkového obsahu základních makroživin, zejména uhlíku a dusíku, spojeného s organickou hmotou v pyrolyticky rozložené formě (dnes lze nazvat jako biouhel/biochar). Svým chemismem představují milířiště příznivější prostředí pro rozvoj kořenového systému rostlin, což se také projevuje výraznějším prokořeněním. Především v prostředí celkově kyselých, chudých půd jsou patrné rozdíly v sorpční kapacitě půdy, která je díky zuhelnatělé vrstvě výrazně navýšena, stejně jako bazická saturace v minerální propálené vrstvě, ve prospěch bazických kationtů vápníku, ale mírně také draslíku, který však je obsažen ve vyšší koncentraci v organominerálních horizontech okolní lesní půdy.

4.2 Analýza sedimentárních profilů *(A. Bajer)*

4.2.1 Dílčí cíle

Cílem této projektové etapy bylo na zájmovém území (CHKO Křivoklátsko), pomocí dostupné odborné literatury, komunikace s místními specialisty a podrobnou rekognoskací terénu, vytipovat vhodné lokality pro paleoenvironmentální a geoarcheologický průzkum. Konkrétně se jednalo o palynologický výzkum vývoje vegetace v holocénu, geochemický průzkum antropického signálu v holocenních sedimentech, makrozbytkové analýzy indikující ovlivnění člověkem a v případě vhodnosti absolutní datování sedimentárního záznamu pomocí metody C14 či OSL. Preferenčně byly vytipovány lokality s možným výskytem rašelinných či vodou ovlivněných stanovišť, dále lokality s vhodným holocenním sedimentárním záznamem (výplně údolních den, výplavové kužele nebo smíšené svahoviny).



Obr. 4.2.1.1: Zákres objektů zájmu v analyzované oblasti.

4.2.2 Metodika řešení

Na základě mapových a publikačních podkladů, konzultací s místními specialisty (lesníci, archeologové, geologové a paleobotanici) a podrobné rekognoskace terénu byla pro odběr vzorků vybrána tři prameniště a tři profily svahovin (koluvií). Konkrétně byly zkoumány tyto lokality. Emilovna – podmáčená louka u Dolního rybníku a podmáčená louka na soutoku potoka Klučná s bezejmenným pravostranným přítokem, prameniště Úpořského potoka u hájenky Vlastec – 2 lokality, prameniště Svatopeterského potoka JV pod vrchem Kohoutov, zejména z důvodu získání vhodného sedimentu pro pylovou analýzu. Svahoviny byly studovány na soutoku Týřovského potoka s bezejmenným levostranným přítokem pod vrchem Na Budkách, dále na soutoku Ostroveckého potoka s bezejmenným pravostranným

přítokem pod Sirskou horou, v nivě Ostroveckého potoka tamtéž a profil ve svahovině efemerního toku jižně pod vrchem Buzová viz mapové podklady.

4.2.3 Výsledky

Bohužel všechny zkoumané sedimentární profily byly shledány z různých důvodů jako nevhodné pro další geoarcheologický výzkum. Ve zkoumaných vzorcích odebraných potenciálně pro pylovou analýzu nebyly vzorky pylu buď vůbec identifikovány, nebo byly jen v nepatrném množství a většinou značně korodované (špatně identifikovatelné), takže nebylo ani na jedné lokalitě možné vytvořit plnohodnotný palynogram. Ze sedimentárních profilů žádný neobsahoval kontinuální sedimentární záznam, ve všech byly zřetelné hyáty a erozní události. Separace makrozbytků ani uhlíků nebyla pozitivní. Právě z hlediska zrnitostní charakteristiky sedimentů a většího počtu erozních událostí nebylo možné použít ani metodu OSL datování.

Bohužel terénní průzkum tak potvrdil skutečnost vyplývající z rešerše dostupné archeologické, geoarcheologické a paleobotanické literatury a výsledek osobních konzultací s místně-znalými archeology a paleobotaniky, že přímo v jádrové oblasti Křivoklátska se zatím nepodařilo zachytit žádný vhodný sedimentologický ani palynologický profil. A tak zůstává jediným zpracovaným profilem na území Křivoklátska profil travertinovou kupou na lokalitě U Eremita zpracovaný zejména malakologickým průzkumem již v sedmdesátých letech 20. století Dr. Ložkem (Ložek 1976). Nejzajímavější v kontextu palynologických analýz se pak pro oblast Křivoklátska jeví výsledky výzkumu P. Pokorného z lokality Rynholec ze severního okraje CHKO Křivoklátsko. Výzkum dokumentuje palynologický záznam od přelomu pozdního glaciálu do středního holocénu, kde jsou nejzajímavější dominantní výskyt borovice spolu s břízou a velmi vysoká frekvence drobných uhlíků poukazující na častý výskyt požárů během ranného holocénu (preboreál). Z palynologické analýzy dále vyplývá naprostá dominance borovice v lesních porostech po celou dobu starší poloviny holocénu (Pokorný 2003), je však třeba zdůraznit že tento profil, nacházející se v bezprostřední blízkosti jádrové lesní oblasti Křivoklátska nelze díky své specifické pozici v nivě potoka považovat za reprezentativní pro holocénní vývoj vegetace v celé oblasti Křivoklátska. Zajímavé informace o vývoji vegetace Křivoklátska v holocénu přináší také (Sádlo, Pokorný 2003). Výzkumy vycházejí převážně z 5 m mocného rašelinného sedimentu u Tuchlovického potoka zabírající celé období holocénu a z aktuálních fytocenologických a botanických pozorování na území Křivoklátska a jeho nejbližším okolí. Stručně holocenní vývoj vegetace Křivoklátska nastiňuje (Sádlo, Pokorný 2003) charakterizuje ho jako poměrně typický pro oblast středních Čech, a to mladší dryas
a preboreál: zejména borovice a bříza, četné požáry, boreál: borovice, ale i zřetelný nástup smrku (ale může být dáno charakterem zamokřeného stanoviště, konec boreálu: neolitické zemědělství, zvýšený podíl dubu, jilmu, lípy, (lísky?), atlantik: dominantní doubravy, subboreál a subatlantik: dub, přimíšení buku, jedle, smrku.

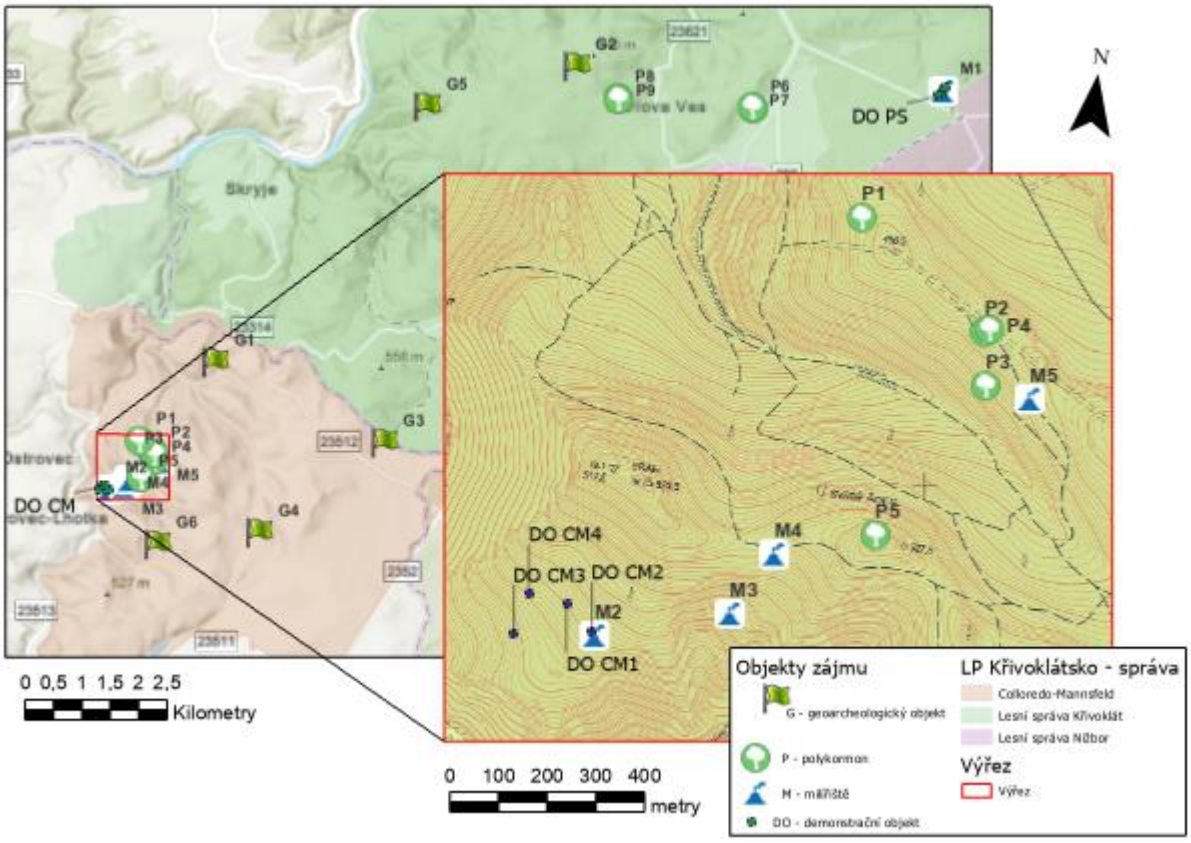
Přes celkový neúspěch s nalezením potenciálně vhodných sedimentárních profilů pro geoarcheologický průzkum antropogenního vlivu na území Křivoklátska nelze konstatovat, že všechny možnosti jsou vyčerpané a je možné předpokládat, že zejména svahoviny v dolních částech svahů mohou být v tomto ohledu potenciálně informačně zajímavé.

5. Anatomická identifikace a dendrochronologické datování uhlíků z milířišť *(H. Vavrčík, M. Rybníček)*

5.1 Dílčí cíle

Cílem této části byla (A) anatomická identifikace makrozbytků uhlíků a (B) dendrochronologické datování pro určení stáří uhlíků. Tato zjištění by měla přiblížit, jaké druhy dřev byly v konkrétním časovém úseku historie preferovány pro účely produkce dřevěného uhlí a výsledek by také mohl sloužit i k propagaci a doložení historického hospodářského využívání území LP Křivoklátsko člověkem.

Seznam analyzovaných milířišť pro dendrochronologické datování a anatomickou identifikaci uhlíků je uveden v Tab. 5.1.1. a současně jsou vyznačena v mapách (Obr. 5.1.1).



Obr. 5.1.1: Zákres objektů zájmu v analyzované oblasti.

Tab. 5.1.1: Seznam analyzovaných milířišť.

Milířiště č.	*	**1377**	**141**	**145**	**205**
Interní označení	**M1**	**M2**	**M3**	**M4**	**M5**
Lokalita	Pustá Seč, demonstrační objekt LČR	Colloredo, demonstrační objekt Majetek Colloredo-Mannsfeld	Colloredo	Colloredo	Colloredo
Souřadnice	49.9951878 13.9318942 (mapy.cz)	49,913592 13,742978 (ArcgisOnline)	49,914352 13,746713 (ArcgisOnline)	49,915551 13,74773 (ArcgisOnline)	49,91906 13,754328 (ArcgisOnline)
Datum odběru	11/2020	11/2020	11/2020	4/2021	4/2021
Počet vrstev	PS	PS	PS	V1 [D]	V1 [D] V2 [D] V3 VH [D]
Počet uhlíků na druhové určení (ks)	8	8	17	103	235
Počet uhlíků na datování (ks)	0	0	0	23	60

Označení vrstev: PS – povrchový sběr, V1: 0–10 cm, V2: 10–30 cm, V3: 30–50 cm, VH: 0–50 cm (výhrabová hrana). [D] – na části vzorků provedeno dendrochronologické datování.
* – území nebylo součástí předchozí plošné inventarizace – proto není uvedeno číslo milířiště.

5.2 Metodika řešení

(A) Anatomická identifikace makrozbytků uhlíků
Řešení spočívalo v druhovém určení druhů dřev na základě analýzy odebraných makrozbytků uhlíků z původních milířišť na území LP Křivoklátsko.
Pozorovány byly lomové plochy makrozbytků uhlíků na základních řezech (příčném – *P*, radiálním – *R* a tangenciálním – *T*) v dopadajícím světle pomocí mikroskopu Leica DM2500M při použití objektivů se zvětšením 10× a 20×. Pozorované znaky byly porovnány s literaturou (Schweingruber 1990) a následně byly určeny jednotlivé druhy dřev.
Při druhovém určování makrozbytků uhlíků byly vždy zjišťovány rozměry každého vzorku (s přesností na 0,1 cm), a to ve třech základních anatomických směrech: podélném (L), radiálním (R) a tangenciálním (T). Následně byly provedeny statistické analýzy těchto rozměrů u nejvíce zastoupeného druhu dřeva.
(B) Dendrochronologické datování uhlíků
Ze všech odebraných uhlíků byly vybrány takové, které obsahovaly alespoň 15 měřitelných letokruhů. Z milířiště 145 to bylo 23 uhlíků a z milířiště 205 bylo dendrochronologicky analyzováno 60 uhlíků, celkem 83 uhlíků. Tyto uhlíky byly zpracovány podle standardní dendrochronologické metodiky (Cook, Kairiukstis 1990, Rybníček 2004). Vybrané uhlíky byly odeslány k radiouhlíkovému datování.

5.3 Výsledky

(A) Anatomická identifikace makrozbytků uhlíků

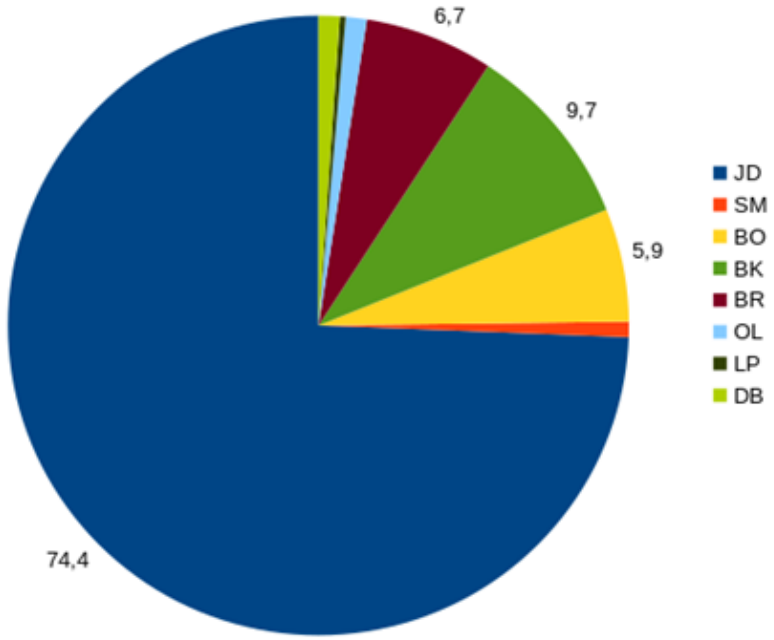
Celkem bylo odebráno 371 ks uhlíků z 5 milířišť (Tab. 5.1.1), přičemž u jednoho milířiště, M5 (205), byly analyzovány uhlíky z více vrstev. Všechny odebrané uhlíky byly úspěšně druhově určeny. Na základě pozorování mikroskopických znaků byly identifikovány následující druhy dřev:

- Skupina dřev jehličnatých dřevin
  - jedle (*Abies* sp.) – JD
  - smrk (*Picea* sp.) – SM
  - borovice lesní (*Pinus sylvestris*) – BO
- Skupina dřev listnatých dřevin s roztroušeně pórovitou stavbou
  - buk (*Fagus* sp.) – BK
  - bříza (*Betula* sp.) – BR
  - olše (*Alnus* sp.) – OL
  - lípa (*Tilia* sp.) – LP
- Skupina dřev listnatých dřevin s kruhovitě pórovitou stavbou
  - dub (*Quercus* sp.) – DB

Anatomické určení dřev je zpravidla možné jen na úroveň rodu. Ve většině případů nelze podle mikroskopické struktury dřeva odlišit např. dub letní a dub zimní. Výjimkou je ale borovice lesní, kterou je podle anatomické stavby dřeva možné určit i druhově. Z Tab. 5.3.1 a Obr. 5.3.1 je zřejmé, že téměř 75 % všech analyzovaných vzorků uhlíků bylo určeno jako dřevo jedle. Z dalších druhů dřev byl nejvíce zastoupený buk (9,7 %), bříza (6,7 %) a borovice (5,9 %). Jednotlivé zbývající zjištěné druhy byly zastoupeny maximálně do 1,1 %.

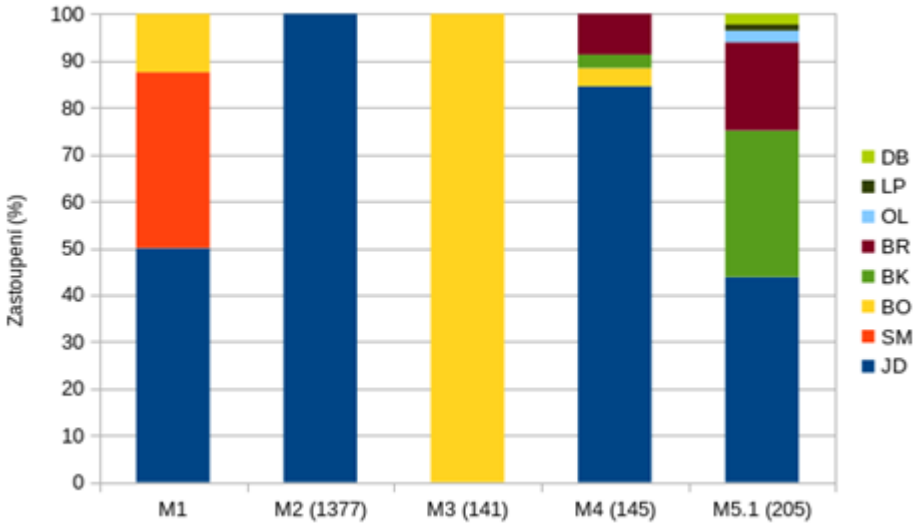
Tab. 5.3.1: Počty vzorků a zastoupení druhů dřev za všechna milířiště a všechny vrstvy.

Druh dřeva	Počet vzorků	Procentuální zastoupení
JD	276	74,4
BK	36	9,7
BR	25	6,7
BO	22	5,9
OL	4	1,1
DB	4	1,1
SM	3	0,8
LP	1	0,3
CELKEM	**371**	**100,0**



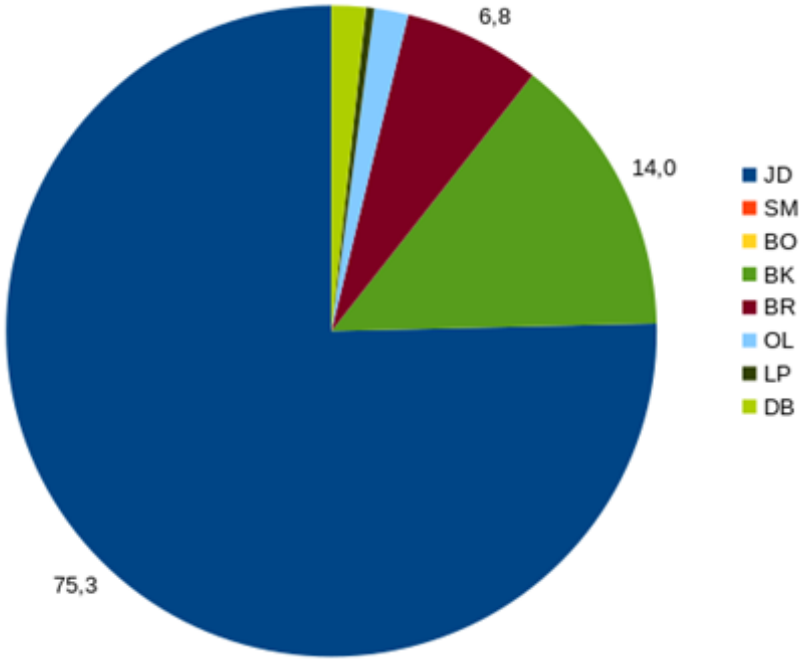
Obr. 5.3.1: Procentuální zastoupení druhů dřev za všechna analyzovaná milířiště a za všechny vrstvy.

Při porovnání milířišť bylo vzato do úvahy, že z milířišť M1 (bez oficiálního označení) až M4 (145) byl proveden jen povrchový sběr, resp. odběr z vrstvy 0—10 cm, zatímco z milířiště M5 (205) byl proveden odběr z více vrstev. Na Obr. 5.3.2 je srovnání druhového zastoupení dřev jen povrchových vrstev (vrstva 0—10 cm, resp. povrchový sběr) za jednotlivá milířiště M1–M4 a povrchové vrstvy M5 (označeno M5.1). Ze srovnání vyplývá, že milířiště M2 (1377) a M3 (141) měla zastoupen jen jeden druh – jedli, resp. borovici. V milířišti M4 (145) převažovala jedle, v M1 a M5.1 byla zastoupena jen do 50 %. V M1 byl vedle jedle výrazně zastoupen také smrk a z části borovice, zatímco v povrchové vrstvě M5.1 (205, vrstva 0–10 cm) byl vedle jedle výrazně zastoupen i buk a bříza, méně pak ještě další druhy dřev.



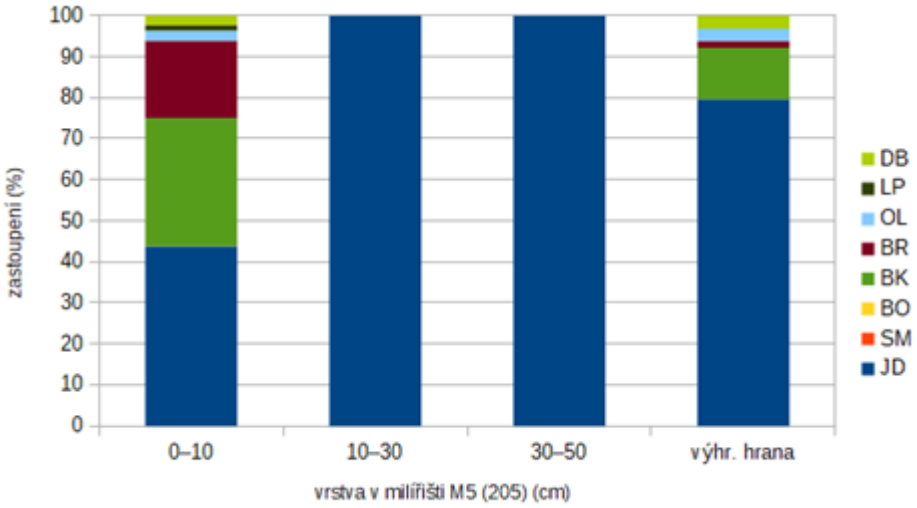
Obr. 5.3.2: Procentuální zastoupení druhů dřev v povrchové vrstvě (0—10 cm) za jednotlivá milířiště. V závorce vždy uvedeno oficiální číslo milířiště.

Z milířiště M5 (205) byl odebrán největší počet vzorků uhlíků, konkrétně 235 ks, což představuje přibližně 63 % všech vzorků ze všech milířišť. Z tohoto důvodu je na Obr. 5.3.3 uvedena druhová skladba uhlíků jen pro milířiště M5 (205). Z obrázku je zřejmé, že i v rámci tohoto milířiště jedle představovala více než 75% podíl ze všech druhů.



Obr. 5.3.3: Procentuální zastoupení druhů dřev za milířiště M5 (205). Bez rozlišení vrstev.

Jak již bylo uvedeno, z milířiště M5 (205) byl proveden odběr uhlíků z více vrstev, a díky tomu bylo možné provést detailnější analýzu druhové skladby uhlíků v jednotlivých vrstvách (Obr. 5.3.4). Je zřejmé, že v hlubších vrstvách (10–30 cm a 30–50 cm) byla jedle jediným zastoupeným druhem, zatímco v povrchové vrstvě (0–10 cm), byly kromě jedle výrazně zastoupeny i vzorky buku a břízy. Ostatní druhy pak představovaly zanedbatelný podíl. Většina vzorků uhlíků (téměř 80 %) získaných z výhrabové hrany (0–50 cm) byla identifikována jako jedle, menší podíl tvořil buk (12,5 %), zbývající druhy (olše, dub a bříza) představovaly maximálně kolem 3 %.



Obr. 5.3.4: Procentuální zastoupení druhů dřevin za milířiště M5 (205) v jednotlivých vrstvách.

Výrazně vysoké zastoupení jedle pro účely výroby dřevěného uhlí v milířích na Křivoklátsku není překvapivé. Odborná literatura z 19. století (Duchoslav, 1893) uvádí, že jehličnaté dřevo bylo pro výrobu dřevěného uhlí preferováno z důvodu nižší ceny. U listnatého dřeva se vzhledem k jeho vysoké ceně vyplácela i tehdy finančně náročná doprava v nezpracovaném stavu. Pro účely pálení uhlí se z listnatých sortimentů používalo jen méně kvalitních kusů palivového dříví. Duchoslav (1893) dále uvádí, že oproti tomu jehličnaté dříví se používalo i nejlepší z palivového, protože cena dopravy byla poměrně vysoká při porovnání s cenou za dopravu lehkého dřevěného uhlí, jehož objemová hmotnost představuje přibližně jen 1/3 původní.
Simanov (1993) udává, že nejvíce drobivé je uhlí vyrobené z topolu, lípy, olše, javoru a břízy, středně drobivé je uhlí z ostatních listnatých dřevin. Nejméně drobivé je uhlí z jehličnatých dřevin, což je zřejmě další důvod, proč byly jehličnaté dřeviny preferovány.
Mapy zastoupení dřevin v lesích panství Křivoklát podle porostních map 1813—1816 a 1890—1910 (Svoboda, 1943) ukazují, že zastoupení jehličnatých dřevin bylo ze začátku 19. století i na přelomu 19. a 20. století v okolí předmětných milířišť výrazně vyšší oproti dřevinám listnatým.
Odlišná preference jednotlivých skupin dřev (dřevo jehličnatých dřevin vs. dřevo listnatých dřevin) případně konkrétní druhy dřev pro účely pálení uhlí omezuje možnost rekonstruovat historickou dřevinou skladbu na základě poměrného zastoupení druhů dřev zjištěných v podobě makrozbytků v místech bývalých milířišť. Navíc je nutné zmínit, že až na jedno milířiště byly makrozbytky uhlíků získány jen z povrchové vrstvy. I tak ale výsledky zastoupení jednotlivých druhů dřev v milířištích představují cenné poznatky, které dávají představu o tom, jaké druhy dřev byly pro účely výroby uhlí na Křivoklátsku nejvíce používány.

Analýza rozměrů vzorků byla provedena jen na vzorcích identifikovaných jako dřevo jedle (*Abies* sp.), protože tento druh dřeva ve formě uhlíků byl s výjimkou milířiště M3 (141) výrazně zastoupen ve všech analyzovaných milířištích.
Nejprve bylo provedeno porovnání rozměrů v jednotlivých směrech pro povrchovou vrstvu (0–10 cm) pro všechna milířiště (Tab. 5.3.2). Variační koeficienty byly dosti vysoké (29,4–46,6 %), tj. rozměry vzorků byly značně variabilní ve všech sledovaných směrech.
Pro testování hypotéz o středních hodnotách byl použit neparametrický Kruskal-Wallisův test (z důvodů nesplněných předpokladů pro parametrický test ANOVA). Výsledky testu pro jednotlivé směry: T (p = 0,43), R (p = 0,36) a L (p = 0,28) neprokázaly, že by rozdíly mezi středními hodnotami rozměru vzorků byly statisticky významné na hladině významnosti α = 0,05.

Tab. 5.3.2: Aritmetické průměry rozměrů vzorků jedle v jednotlivých anatomických směrech (T, R, L) a variační koeficienty (VK) pro povrchovou vrstvu (0—10 cm) za jednotlivá milířiště, n - počet vzorků.

milířiště	**T (cm)**	**VK (%)**	**R (cm)**	**VK (%)**	**L (cm)**	**VK (%)**	**n**
M1 (-)	2,1	20,1	1,7	42,7	3,1	40,1	4
M2 (1377)	1,6	34,0	2,1	52,0	2,1	46,6	8
M4 (145)	2,1	45,3	1,4	52,3	2,9	34,8	87
M5 (205)	2,0	44,9	1,4	50,9	2,8	29,7	35

Následně byla provedena analýza rozměrů vzorků z milířiště 205 (M5) porovnáním jednotlivých vrstev (Tab. 5.3.3). Variační koeficienty byly opět dosti vysoké (29,7–47,7 %). Přesto, že statisticky významný rozdíl ve středních hodnotách mezi jednotlivými vrstvami byl prokázán pro rozměry ve všech směrech (T směr -- p = 0,04, R směr -- p = 0,04 a L směr -- p = 0,03), následné post-hoc testy (Dunnův test) prokázaly statisticky významný rozdíl jen pro směr R mezi vrstvami V1 a V3, a také v případě L směru mezi vrstvami V0 a V2.

Tab. 5.3.3: Aritmetické průměry rozměrů vzorků jedle v jednotlivých anatomických směrech (T, R, L) a variační koeficienty (VK) pro jednotlivé vrstvy milířiště M5 (205), n - počet vzorků.

vrstva	T (cm)	VK (%)	R (cm)	VK (%)	L (cm)	VK (%)	n
V1 (0—10 cm)	2,0	44,9	1,4	50,9	2,8	29,7	35
V2 (10—30 cm)	1,7	52,4	1,6	47,6	2,4	37,2	60
V3 (30—50 cm)	1,6	53,6	2,1	58,5	2,7	47,7	31
V0 (0—50 cm)	2,2	49,1	1,7	42,1	3,0	41,3	51

Navzdory těmto zjištěným rozdílům je nutné konstatovat, že reálný rozdíl v řádu milimetrů je z praktického hlediska zanedbatelný a nelze z něj usuzovat např. na rozdílnou rozpadavost uhlí, potažmo na odlišnou kvalitu výsledného uhlí.

(B) Dendrochronologické datování uhlíků

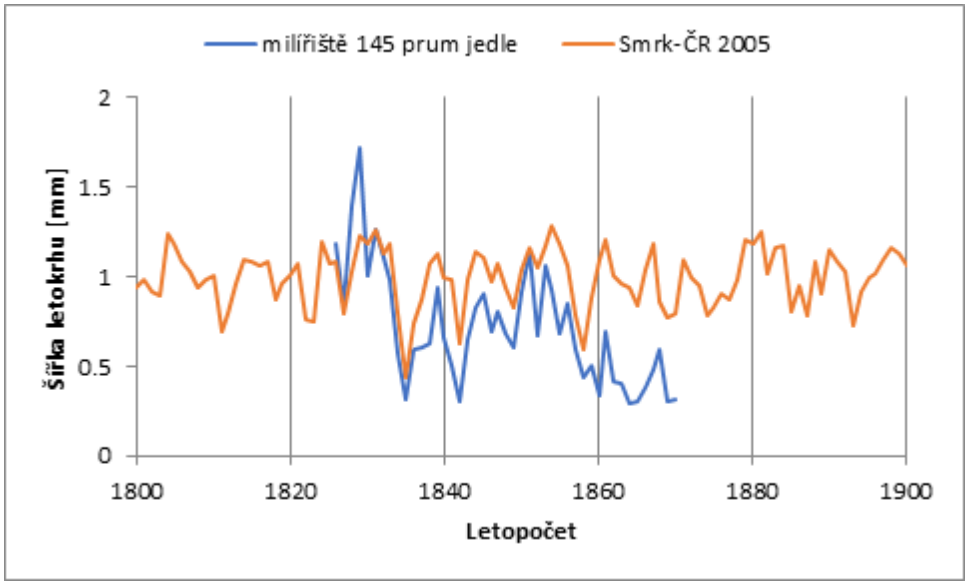
Celkem se podařilo dendrochronologicky datovat 16 uhlíků, což ukazuje na úspěšnost datování 19,3 %. Kromě jednoho dubového uhlíku byly všechny datované uhlíky jedlové.

Milířiště 145 (M4)

U vzorků byly změřeny letokruhové sekvence. Z letokruhových křivek byla sestavena průměrná letokruhová křivka, kterou bylo možné dendrochronologicky datovat podle české smrkové standardní chronologie (Tab. 5.3.4, Obr. 5.3.5). Při překrytí datované křivky se standardní chronologií čtyřiceti letokruhy je kritická hodnota Studentova t-rozdělení při 0,001 % hladině významnosti 3,551 (Šmelko, Wolf 1977). Hodnoty našich t-testů mají vyšší hodnotu než 3,551, což svědčí o spolehlivosti datování (Tab. 5.3.4). Správnost datování potvrzuje také shoda standardní chronologie s letokruhovou křivkou ve většině extrémních hodnot (Obr. 5.6).

Tab. 5.3.4: Výsledky korelace průměrné letokruhové křivky uhlíků z milířiště 145 se standardní chronologií.

standardní chronologie	T.test 1 (podle Baillie & Pilcher)	T.test 2 (podle Hollsteina)	souběžnost křivek v procentech	překrytí křivek v rocích	datování
milir_145_prum_jedle					
Smrk-ČR 2005	6,06	6,54	83,3	45	1870



Obr. 5.3.5: Synchronizace průměrné letokruhové křivky uhlíků z milířiště 145 (modře) s českou smrkovou standardní chronologií Smrk-ČR 2005 (oranžově).

Datované vzorky neobsahovaly podkorní letokruh (ak), proto bylo možné určit pouze rok, po kterém byly stromy smýceny (Tab. 5.3.5).

Tab. 5.3.5: Datování vzorků.

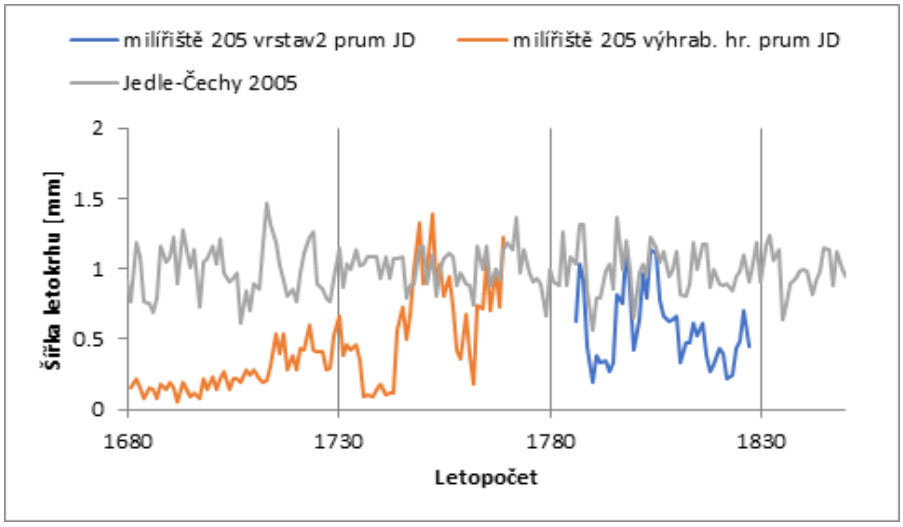
laboratorní kód	č. vzorku	dřevina	délka	konec	datování
T2492	2	jedle	20+1ak	1861	**po roce 1862**
T2493	3	jedle	45+1ak	1870	**po roce 1871**
T2495	5	jedle	29+1ak	1870	**po roce 1871**
T2496	6	jedle	18+1ak	1868	**po roce 1869**
T2497	7	jedle	14+1ak	1869	**po roce 1870**
T2502	12	jedle	37+1ak	1867	**po roce 1868**
T2503	13	jedle	20+1ak	1848	**po roce 1849**
T2504	14	jedle	36+1ak	1867	**po roce 1868**
T2507	17	jedle	34+1ak	1863	**po roce 1864**
T2511	21	jedle	14+1ak	1868	**po roce 1869**

Milířiště 205 (M5)

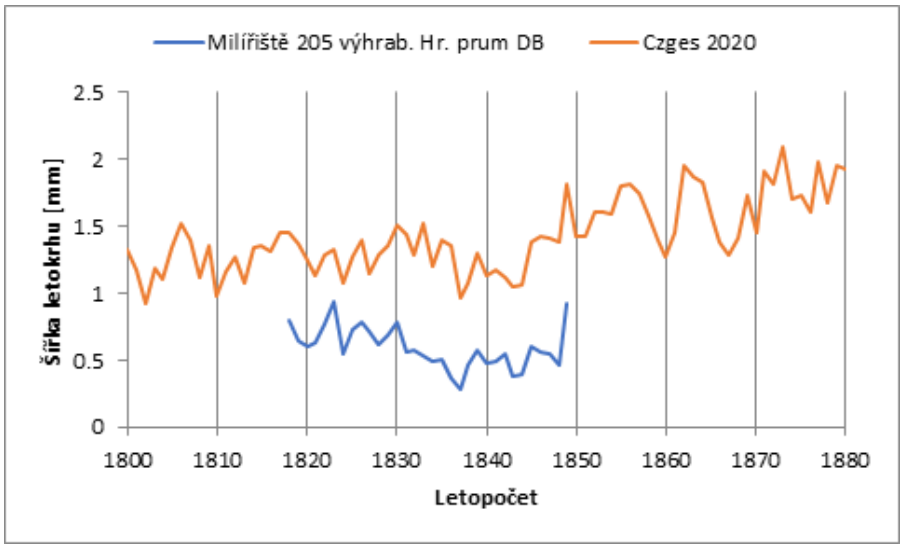
Obdobně jako v případě uhlíků z milířiště 145 (M4) bylo postupováno při dendrochronologickém datování uhlíků z milířiště 205 (M5). Z letokruhových křivek byly sestaveny tři průměrné letokruhové křivky, které bylo možné dendrochronologicky datovat podle české jedlové (Jedle-Čechy 2005) a dubové (CZGES 2020) standardní chronologie (Tab. 5.3.6, Obr. 5.3.6 a 5.3.7). Při překrytí datované křivky se standardní chronologií třiceti letokruhy je kritická hodnota Studentova t-rozdělení při 0,001 % hladině významnosti 3,646 (Šmelko, Wolf 1977). Hodnoty našich t-testů mají vyšší hodnotu než 3,646, což svědčí o spolehlivosti datování (Tab. 5.3.6). Správnost datování potvrzuje také shoda standardní chronologie s letokruhovou křivkou ve většině extrémních hodnot (Obr. 5.3.6 a 5.3.7).

Tab. 5.3.6: Výsledky korelace průměrné letokruhové křivky uhlíků z milířiště 145 se standardní chronologií

standardní chronologie	T.test 1 (podle Baillie & Pilcher)	T.test 2 (podle Hollsteina)	souběžnost křivek v procentech	překrytí křivek v rocích	datování
milir_205_vyhrabova_hrana_prum_jedle					
Jedle-Čechy 2005	5,29	5,97	73,6	89	1769
milir_205_vrstva2_prum_jedle					
Jedle-Čechy 2005	6,68	8,09	76,2	42	1827
milir_205_vyhrabova_hrana_prum_dub					
CZGES 2020	6,15	5,19	79,7	32	1849



Obr. 5.3.6: Synchronizace průměrné letokruhové křivky uhlíků z výhrabové hrany milířiště 205 (oranžově) a z vrstvy 2 milířiště 205 (modře) s českou jedlovou standardní chronologií Jedle-Čechy 2005 (šedě).



Obr. 5.3.7: Synchronizace průměrné letokruhové křivky uhlíků z výhrabové hrany milířiště 205 (modře) s českou dubovou standardní chronologií CZGES 2020 (oranžově).

Datované vzorky neobsahovaly podkorní letokruh (ak), proto bylo možné určit pouze rok, po kterém byly stromy smýceny (Tab. 5.3.7).

Tab. 5.3.7: Datování vzorků.

laboratorní kód	č. vzorku	pozice	dřevina	délka	konec	datování
M3041	4	vrstva 2	jedle	32+1ak	1827	**po roce 1828**
M3043	7	vrstva 2	jedle	36+1ak	1821	**po roce 1822**
T2655	6	výhrabová hrana	jedle	67+1ak	1747	**po roce 1748**
M3053	10	výhrabová hrana	jedle	20+1ak	1801	**po roce 1802**
M3061	18	výhrabová hrana	dub	32+1ak	1849	**po roce 1855**
M3067	23	výhrabová hrana	jedle	26+1ak	1769	**po roce 1770**

Pozn.: Pro naše území platí, že v závislosti na stáří stromu a typu lokality, na níž rostl, obsahuje dubový kmen průměrně 5–25 letokruhů bělového dřeva (Rybníček a kol. 2006, Prokop a kol. 2017).

I když byla v poslední fázi řešení projektu sestavena lokální jedlová standardní chronologie (Jedle-Křivoklátsko 2022; 1394–1911) z 21 průměrných letokruhových křivek z různých historických objektů, které se nachází ve vzdálenosti do 40 km (vzdušnou čarou) od Křivoklátu, žádné další uhlíky se podle této nové lokální standardní chronologie datovat nepodařilo. Dendrochronologické datování podle této nové lokální standardní chronologie potvrdilo předchozí dendrochronologické datování průměrných letokruhových křivek z milířiště 145 (M4) a 205 (M5).

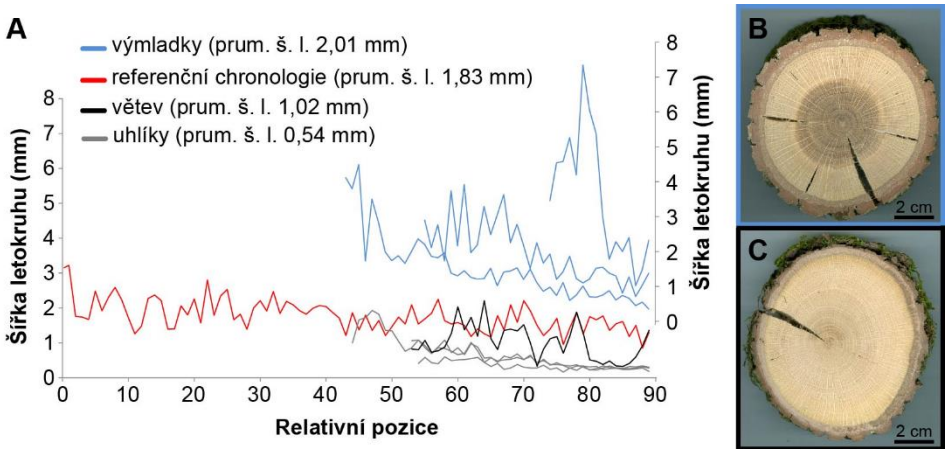
Radiouhlíkové datování vybraných uhlíků ve všech případech poskytlo velmi široký interval kalibrovaného stáří od roku 1659 do roku 1954. Naopak dendrochronologické datování uhlíků z jednotlivých milířišť nám může pomoci určit období, kdy bylo milířiště využíváno. Při dendrochronologickém datování můžeme přesné období identifikovat tehdy, pokud se v milířišti nachází hned několik datovaných vzorků s podkorním letokruhem ze stejného období. Takový případ ovšem ani u jednoho námi zkoumaného milířiště nenastal. Relativně přesné datování využívání milířiště i bez přítomnosti podkorních letokruhů na datovaných vzorcích může dojít, když datování nejmladších letokruhů několika vzorků spadá do přibližně stejného období (milířiště 145). I když s jistotou nemůžeme určit, kolik letokruhů na vzorcích chybí, tak můžeme získat alespoň přibližnou představu o období, kdy bylo milířiště využíváno — krátce po roce 1871 (Tab. 5.3.6). Datování uhlíků z druhého milířiště 205 bylo v rozptylu i více než jednoho století. Z tohoto důvodu lze pouze předpokládat, že milířiště bylo používáno opakovaně, ale není možné na základě dendrochronologického datování určit přesnou periodicitu, se kterou se uhlíři na milířiště mohli vracet.

Překvapivá je nízká úspěšnost dendrochronologického datování dubových vzorků, jelikož dubové vzorky patří díky velmi dobře replikované standardní chronologii k nejlépe datovatelným dřevinám v ČR. Vzhledem k tomu, že vzorky uhlíků pocházely z lokality, kde byl v minulosti aplikován výmladkový způsob hospodaření, bylo možné předpokládat, že i dřevo

nacházené uvnitř milířiště bude pocházet z dubových výmladků. Při tomto způsobu hospodaření se doba obmýtí, a tedy i stáří výmladků pohybuje nejčastěji v rozmezí 10–30 let (Kadavý et al., 2020). Výmladky mají ovšem specifický růstový trend, který je charakterizován velmi rychlým výškovým a radiálním růstem zejména v prvních letech (Deforce and Haneca, 2015). Všechny analyzované dubové uhlíky naopak obsahovaly 19 až 79 velmi úzkých letokruhů (průměrná šířka letokruhu byla 0,6 mm). Průměrný počet letokruhů u dubových uhlíků 43 let převyšuje obvyklou dobu obmýtí výmladků. Navíc žádný uhlík neobsahoval kompletní sekvenci letokruhů od dřeně k podkornímu letokruhu ani výrazně široké letokruhy na počátku letokruhové křivky, charakteristické pro růstový trend výmladků. Lze tedy předpokládat, že uhlíky nepocházely z výmladků.

Pro ověření této hypotézy byly odebrány vzorky z větví a dále z výmladků 3 polykormonů. Z důvodu různé doby obmýtí aplikovaném v minulosti u výmladkového hospodaření byly vybrány polykormony s různě starými výmladky a to 16, 35 a 47 let. Vzorky byly dendrochronologicky zpracovány stejným způsobem jako vzorky uhlíků viz. výše. Letokruhové křivky byly použity pro porovnání růstové dynamiky s letokruhovými křivkami 3 dubových uhlíků, které obsahovaly podkorní letokruh a také s referenční dubovou chronologií.

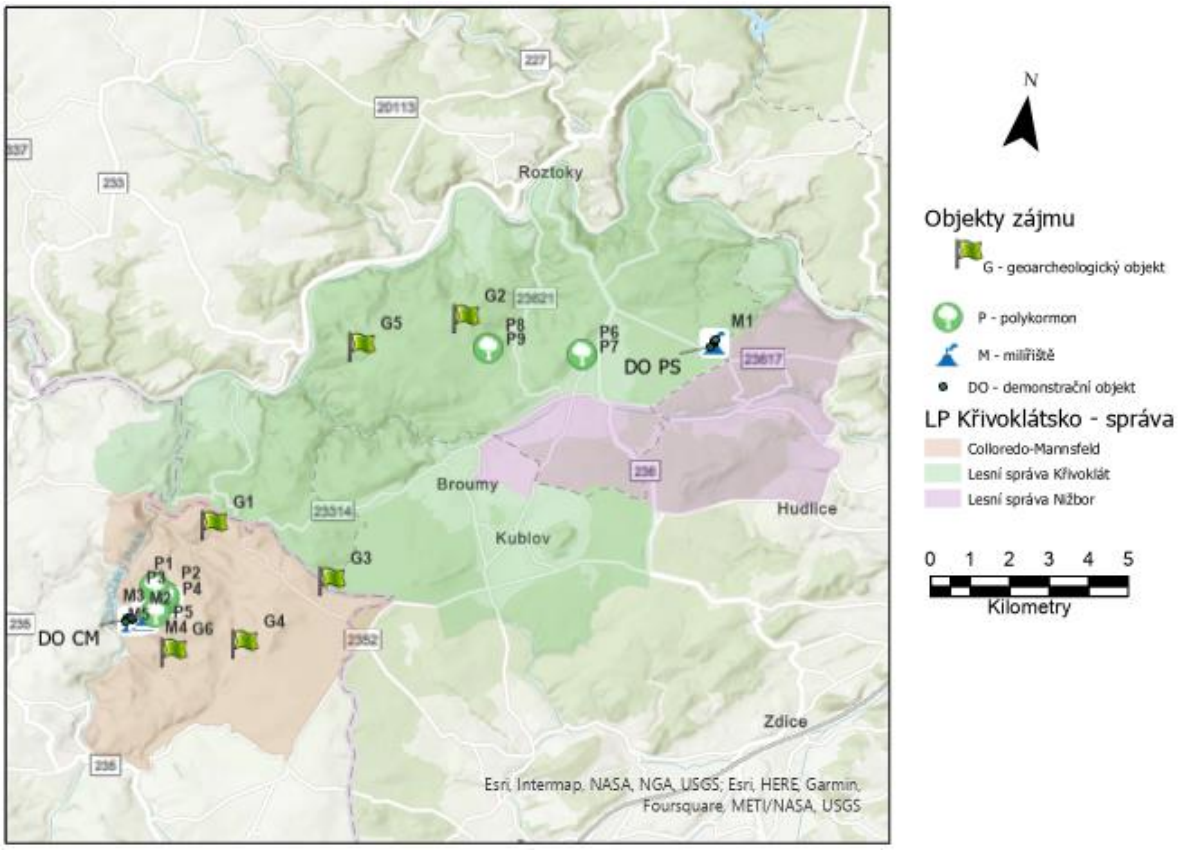
Porovnání šířek letokruhů a dynamiky růstu u dubových uhlíků, výmladků, větví a kmenů ukazuje značné rozdíly (Obr. 5.3.8). Dubové uhlíky vykazují velmi úzké letokruhy s průměrnou šířku letokruhu 0,5 mm (Obr. 5.3.8A). Naproti tomu výmladky vykazují specifický růstový trend charakterizovaný velmi širokými letokruhy v prvních letech (více jak 7 mm) (Obr. 5.3.8A). Na přibližně stejném průměru vzorku obsahuje výmladek 16 letokruhů, kdežto větev 37 letokruhů (Obr. 5.3.8B a C). Šířky letokruhů větví vykazují průměrnou hodnotu 0,89 mm, v posledních 10 letech dokonce jen 0,43 mm. Referenční chronologie vykazuje průměrnou šířku letokruhu 1,83 mm. Nejvíce se tedy průměrná šířka letokruhů uhlíků blíží průměrné šířce letokruhu z dubových větví. Tato zjištění nás vedou k závěru, že dubové dřevo nacházené v milířištích pocházelo z větví, které zůstávaly jako odpad při kácení dubových kmenů. Nízká podobnost letokruhových křivek větví a kmene stromu (Glock, 1936) může vysvětlovat i naši nízkou úspěšnost datování dubových uhlíků. Využívání větví pro výrobu dřevěného uhlí zejména v případě „tvrdých dřevin“ je zmíněno v dobové literatuře (Duchoslav, 1893).



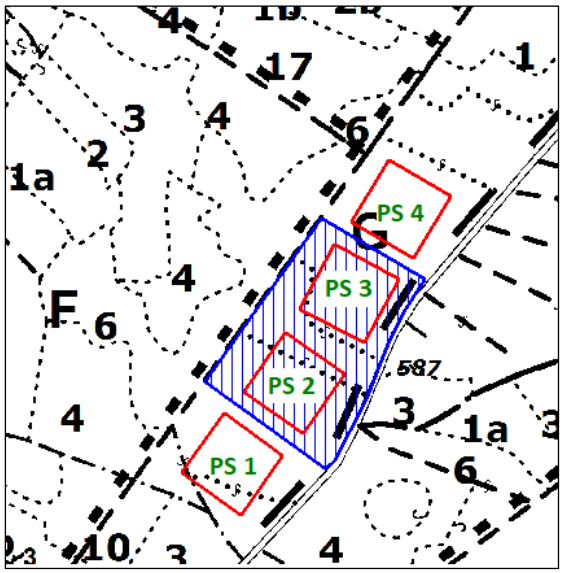
Obr. 5.3.8: Porovnání růstové dynamiky letokruhových křivek dubových výmladků, referenční chronologie, průměrné letokruhové křivky větví a letokruhových křivek dubových uhlíků, které obsahovaly podkorní letokruh (A). Příčný řez kmenem výmladku (B) a dubovou větví (C).

6. Šetření na Demonstračním objektu pařezin na LP Křivoklátsko

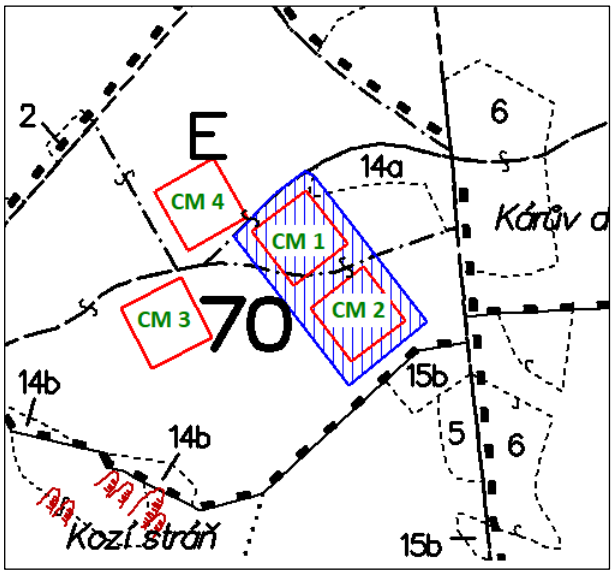
Demonstrační objekt pařezin na LP Křivoklátsko se nachází na dvou lokalitách (Obr. 6.1). Ve správě LČR se jedna jeho část vyskytuje na revíru Pustá Seč (PS), druhá část je umístěna na vybrané části majetku Colloredo-Mannsfeld (CM). Schematické znázornění výzkumných ploch objektu je předmětem obrázků 6.2 a 6.3. Objekt se na každé lokalitě vždy skládá ze čtyř ploch, které jsou na obrázcích znázorněny červeně. Hrana každého čtverce plochy je 50 m, rohy jsou stabilizovány geodetickým mezníkem v terénu. Modře se šrafou je označena těžená plocha. Hranice těžené plochy byla v terénu označena vodorovným červeným pruhem na okrajových stromech. Bližší popisné charakteristiky demonstračního objektu jsou uvedeny v souhrnné zprávě projektu „Pařezinové hospodářství Lesnického parku Křivoklátsko“ (Kadavý a kol., 2019).



Obr. 6.1: Zákres objektů zájmu v analyzované oblasti.



Obr. 6.2: Schematické znázornění umístění ploch demonstračního objektu na revíru Pustá Seč (LČR).



Obr. 6.3: Schematické znázornění umístění demonstračního objektu na vybrané části majetku Colloredo-Mannsfeld.

6.1 Geobiocenologická šetření *(M. Friedl)*

6.1.1 Dílčí cíle

Opakovaná geobiocenologická šetření na plochách demonstračního objektu mají za cíl dokumentovat stav a následný vývoj lesních společenstev v reakci na převod na les nízký s výstavky, který byl realizován v zimním období 2018–2019.

6.1.2 Metodika řešení

Geobiocenologická šetření byla provedena na trvalých výzkumných plochách, jejichž středy jsou shodné se středy 4 čtvercových ploch na obou objektech demonstračního objektu (celkem tedy na 8 trvalých geobiocenologických plochách). Geobiocenologické plochy mají čtvercový tvar, velikost 15 × 15 m a jsou umístěny tak, aby dvě souběžné strany čtverce byly orientovány po spádnici a zbývající dvě po vrstevnici (Kadavý a kol. 2018: Obr. 4.2_2, 4.3_4). Střed každé geobiocenologické plochy je trvale fixován geoharponem, rohy plochy pak v zemi zatlučenými ocelovými trubkami o délce cca 15 cm. V roce 2020 pak byly pro lepší orientaci a snazší dohledání středy a rohy ploch doplněny přibližně 1,5 m vysokým dřevěným kůlem.

Na každé geobiocenologické ploše pak byl proveden standardní geobiocenologický zápis (Randuška et al. 1986), a to od 13. do 18. července 2021. Uvedený termín průzkumu umožnil zachytit stav vegetace fenologicky odpovídající doposud provedeným geobiocenologickým šetřením, a tak pro následné meziroční srovnání eliminovat vliv variability vegetačního projevu v průběhu roku.

Terénní zápisy pořízené v roce 2021 a zachycující složení a strukturu společenstev na trvalých geobiocenologických plochách byly v roce 2022 digitalizovány a uloženy do databázového

programu Turboveg. Kompletní fytocenologická tabulka je součástí příloh (viz příloha 1), kde jsou také uvedeny souhrnné floristické a fytocenologické charakteristiky jednotlivých fytocenologických ploch (viz příloha 2).

Výsledky jsou prezentovány pomocí standardních fytocenologických proměnných, zejména na základě početnosti (vyjádřené obvykle počtem druhů, případně také počtem jedinců) a pokryvnosti (pokryvnost vyjadřuje procentuální podíl plochy, který je krytý daným druhem, maxima pokryvnosti 100 % dosahuje druh tehdy, pokud pokrývá plochu celoplošně). Syntetická tabulka umístěná v přílohách (příloha 1) obsahuje v řádcích proměnné vztažené k jednotlivým plochám, ty jsou v tabulce uspořádané ve sloupcích. Tabulka je členěna na hlavičku obsahující základní charakteristiky plochy a na část s informacemi o flóře. V ní jsou druhy řazeny nejprve podle pater, v rámci pater pak podle abecedy. Označení pater odpovídá značení v Turbovegu a zároveň koresponduje s členěním pater dle Zlatníka (t1 = patro nadúrovňových dřevin (dle Zlatníka I), t2 = patro dřevin hlavní úrovně (dle Zlatníka II), t3 = patro podúrovňových dřevin vyšších než ½ výšky hlavní úrovně (dle Zlatníka III), s1 = patro podúrovňových dřevin nižších než ½ výšky hlavní úrovně (dle Zlatníka IV), s2 = patro zmlazení od 20 do 130 cm (dle Zlatníka V_{1A}), jl = patro zmlazení do 20 cm (dle Zlatníka V_{1B}), sl = patro semenáčků (dle Zlatníka V_2) a hl = patro bylin). Uvedena je dále:

- kategorie ohrožení rostlin podle Vyhlášky 395/1992 Sb. (ANON. 1992):
  - §1 – kriticky ohrožené druhy,
  - §2 – silně ohrožené druhy,
  - §3 – ohrožené druhy.
- vzácnost taxonu dle Červeného seznamu ohrožených rostlin ČR (Grulich a Chobot 2017):
  - A1 – vyhynulé druhy
  - A2 – nezvěstné druhy
  - A3 – nejasné případy vyhynutí
  - C1 – druhy kriticky ohrožené,
  - C2 – druhy silně ohrožené,
  - C3 – druhy ohrožené,
  - C4a – vzácnější taxony vyžadující další pozornost – méně ohrožené,
  - C4b – vzácnější taxony vyžadující další pozornost – dosud nedostatečně prostudované taxony.

  Pro druhy kriticky a silně ohrožené, tedy v kategoriích C1 a C2, je v červeném seznamu důsledně uveden důvod takové klasifikace. Může to být vzácnost, nebo trend (tedy mizení), a pak rovněž důvod smíšený, tedy vzácnost spojená s trendem. Uvedeny jsou tedy tyto podkategorie:
  - **r** – vzácnost. Aby taxon splnil podmínku vzácnosti, jako kriticky ohrožený (C1) se vyskytuje na 1–5 lokalitách, jako silně ohrožený (C2) na 6–20 lokalitách. Populace jsou víceméně stabilní, v posledním období výrazně neustupují, ani v minulosti nedošlo k výraznějšímu úbytku;
  - **t** – trend. V kategorii kriticky ohrožených (C1) se předpokládá úbytek alespoň 90 % historických lokalit, v kategorii silně ohrožených úbytek 50–90 %. Do úbytku se u většiny druhů, zejména u taxonů s obtížným šířením, nezapočítávají nové nálezy na lokalitách, které v minulosti nebyly (dostatečně) probádány – lze předpokládat, že takové druhy se tam vyskytovaly i v minulosti;

    - **b** – kombinace vzácnosti i trendu. Taxon splňuje pro zařazení podmínku vzácnosti do příslušné kategorie nebo ji velmi lehce překračuje, ale současně na některých lokalitách zanikl nebo se na nich jeho populace výrazně zmenšila. U dlouhověkých dřevin je důvodem pro tuto klasifikaci i při relativně dobré kondici současných populací i slabé zmlazování.
- Vzácnost taxonu dřeviny dle Červeného seznamu vzácných a ohrožených dřevin ČR (Maděra et al. 2007):
    - C1 – druhy kriticky ohrožené,
    - C2 – druhy silně ohrožené,
    - C3 – druhy ohrožené,
    - C4 – zranitelné druhy,
    - C5a – nedostatek taxonomických a fytogeografických údajů,
    - C5b – vážné pochybnosti o původnosti v květeně ČR.
- Hodnocení, zda se jedná o neofyt (neo), nebo archeofyt (ar) (Pyšek et al. 2012).
- Hodnocení, zda se jedná o druh příležitostně se vyskytující (cas), naturalizovaný (nat), invazivní (inv), a pěstovaný (cult), u kterého doposud nebylo zaznamenáno spontánní šíření (Pyšek et al. 2012).

Následuje pokryvnost druhu v procentech, pokryvnost je uvedena vždy pro každou plochu. V případě, že je buňka prázdná, tak se daný druh na dané ploše nevyskytuje.

Názvosloví taxonů cévnatých rostlin je sjednocováno dle Danihelky (Danihelka et al. 2012), problematické taxony byly determinovány pomocí Klíče ke květeně České republiky (Kubát et al. 2002), případně dle Koblížka a Řepky (Koblížek a Řepka 2003) či Jägera (Jäger 2009). Taxony, které se nepodařilo identifikovat v terénu, byly herbářovány a determinovány specialistou (doc. Radomír Řepka z Ústavu lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie Fakulty lesnické a dřevařské Mendelovy univerzity v Brně). Mechorosty určovány nebyly a na ploše byly uváděny pouze jako jeden agregovaný pseudotaxon. Lišejníky nebyly zaznamenávány vůbec.

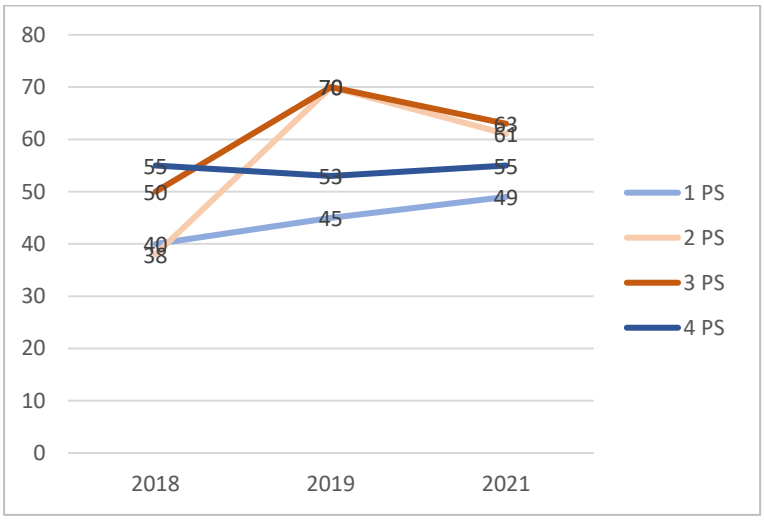
6.1.3 Výsledky

Na plochách demonstračního objektu ve správě LČR (revír Pustá seč), na kterých dochází k převodu na les nízký s výstavky (plochy PS2, viz obr. 6.1.3.1, a PS3), pokračuje trend výrazného nárustu pokryvnosti a tím pádem i zápoje bylinného patra (viz tab. 6.1.3.1). Na ploše PS2 dosahuje 85 % (vzestup z 11 % oproti stavu před zásahem), na ploše PS3 90 % (vzestup z 15 % oproti stavu před zásahem). Součet pokryvnosti bylinného patra a pokryvností generativní i vegetativní obnovy na obou plochách již přesahuje 100 %, což znamená, že přibližně po 2,5 letech od těžebního zásahu je půdní povrch více méně souvisle krytý travo-bylinnou vegetací a zmlazením. Tento nárůst pokryvnosti s sebou nese pokles celkového počtu zaznamenaných druhů (viz obr. 6.1.3.2), což je dáno nástupem konkurenčně silnějších druhů. Na ploše PS2 je nejvýznamnějším z nich ostružiník maliník (*Rubus idaeus*) a třezalka tečkovaná (*Hypericum perforatum*), na ploše PS3 lipnice hajní (*Poa nemoralis*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*) a třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*). Vzhledem k tomu, že plochu PS2 považujeme oproti ploše PS3 za stanovištně extrémnější (Kadavý a kol. 2019), je zdejší dominance maliníku jistým překvapením. Za poměrně zajímavé zjištění pokládáme to, že pokles celkového počtu druhů není, i přes výrazné zvýšení pokryvnosti bylinného patra, příliš výrazný.

Tab. 6.1.3.1: Vybrané vegetační charakteristiky ploch demonstračního objektu ve správě LČR.

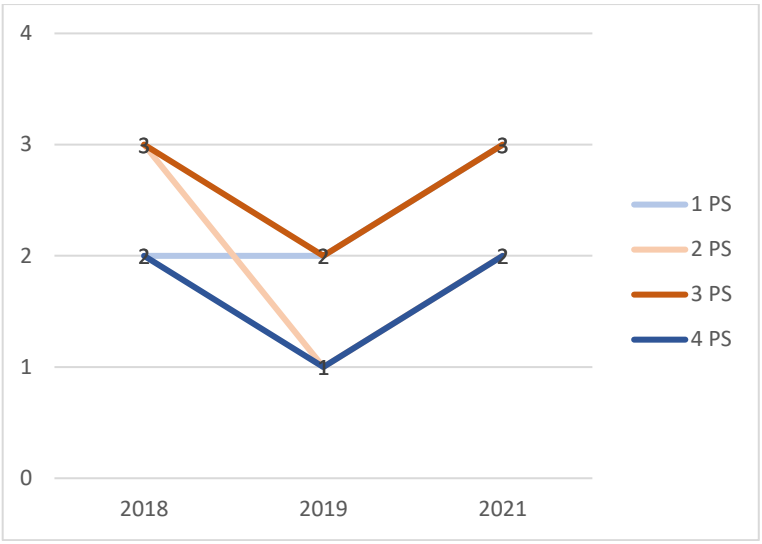
	PS1			PS2			PS3			PS4		
	2018	**2019**	**2021**	**2018**	**2019**	**2021**	**2018**	**2019**	**2021**	**2018**	**2019**	**2021**
Počet druhů celkem	40	45	49	38	70	61	50	70	63	55	53	55
Pokryvnost bylinného patra (%)	10	27,5	28	11	30	85	15	36	90	45	66	77
Celková pokryvnost generativní obnovy (%)					3,5	6,5		4,9	7,3			
Celková pokryvnost vegetativní obnovy (%)					6,5	14,2		3,1	5,0			

Obr. 6.1.3.1: Stav vegetace na trvalé geobiocenologické ploše PS2. Vlevo stav před zásahem v roce 2018, uprostřed stav v prvním roce po zásahu (2019), vpravo stav v roce 2021. Fotografováno ze stejného místa.



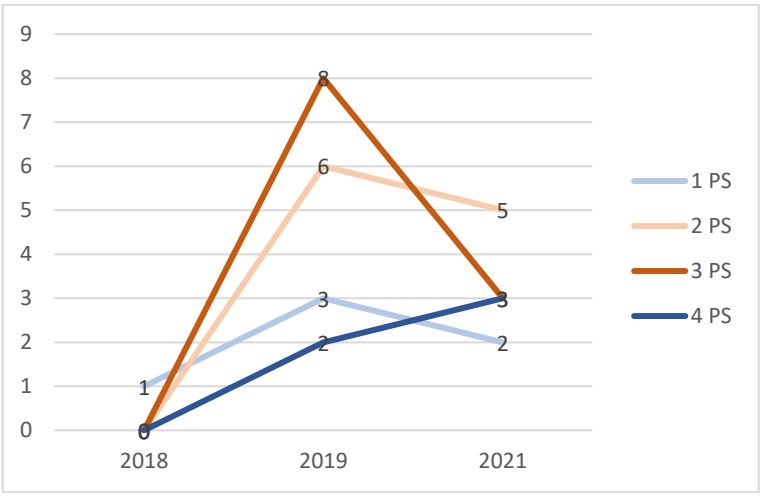
Obr. 6.1.3.2: Změny počtu druhů na plochách demonstračního objektu v revíru Pustá seč (LČR).

Po počátečním poklesu počtu druhů Červeného seznamu v prvním roce po těžbě byl v roce 2021 zaznamenán jejich nárůst, a to jak na plochách těžených, tak na plochách kontrolních (viz obr. 6.1.3.3).

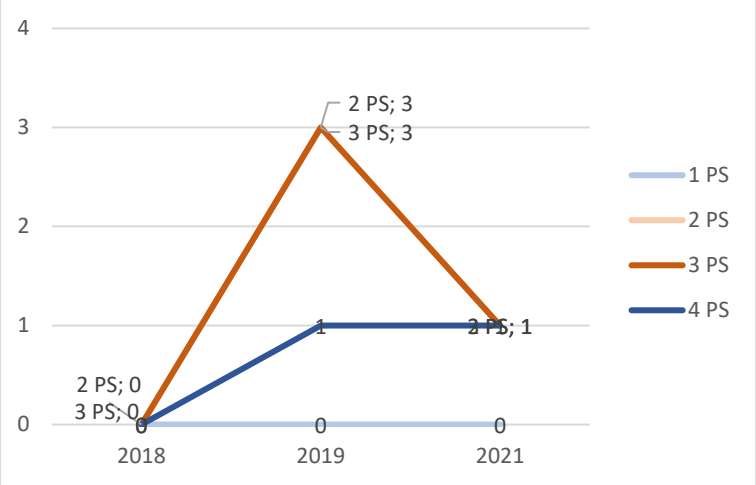


Obr. 6.1.3.3: Změny počtu druhů Červeného seznamu na plochách demonstračního objektu v revíru Pustá seč (LČR).

Počty archeofytů a neofytů, které v prvním roce po těžbě skokově vzrostly a byly tak hodnoceny negativně, se v dalším sledovaném období začaly snižovat (viz obr. 6.1.3.4 a obr. 6.1.3.5).

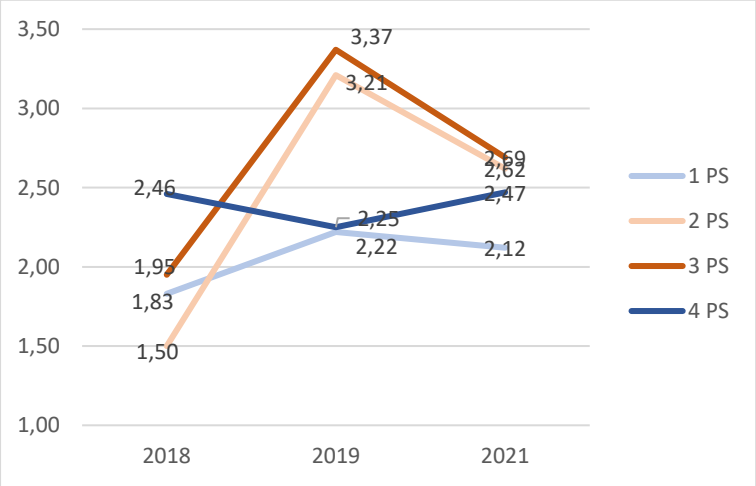


Obr. 6.1.3.4: Změny počtu archeofytů na plochách demonstračního objektu v revíru Pustá seč (LČR).



Obr. 6.1.3.5: Změny počtu neofytů na plochách demonstračního objektu v revíru Pustá seč (LČR).

Klesající počty zaznamenaných druhů, dominance konkurenčně silných druhů a zvyšování pokryvnosti bylinného patra se vcelku logicky promítlo i do poklesu Shannonova indexu diverzity (viz obr. 6.1.3.6).



Obr. 6.1.3.6: Změny Shannonova indexu diverzity počítaného ze všech druhů vyskytujících se na geobiocenologických plochách demonstračního objektu v revíru Pustá seč (LČR).

Na obou plochách se zvýšila pokryvnost generativní i vegetativní obnovy, což je dáno tím, jak zmlazení odrůstá. Podíl generativního a vegetativního zmlazení na obou plochách zůstává podobný, jako tomu bylo v roce 2019 (viz tab. 6.1.3.1); na ploše PS2 dosahuje vegetativní obnova téměř 15% pokryvnosti a je tak asi 2× pokryvnější než obnova generativní. Na ploše PS3 je situace opačná, dominuje zde obnova generativní (7,3 % pokryvnosti), oproti 5 % obnovy vegetativní.

Za zmínku také stojí vývoj vegetace na kontrolních plochách. Na ploše PS1 je pozorován setrvalý nárůst počtu druhů i pokryvnosti bylinného patra. Na ploše PS4 také vzrůstá pokryvnost bylinného patra, počet druhů je však v průběhu celého studovaného období více méně konstantní. Příčinou bude nejpravděpodobněji konec několikaletého období sucha, v důsledku něhož došlo ke snížení zápoje dřevinného patra (na nejextrémnější ploše PS4 velmi výraznému), vyloučit nelze ani zavlečení některých druhů v souvislosti se zvýšením

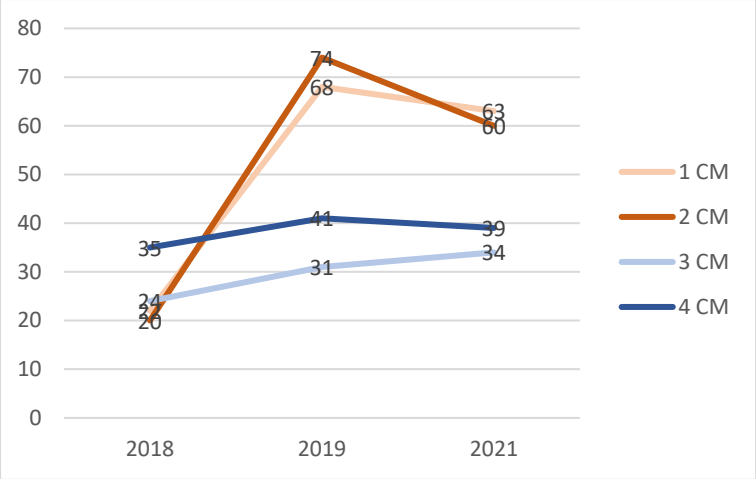
badatelských aktivit na plochách. Zřejmě nejpozoruhodnější zjištění vyplývá ze srovnání druhového bohatství těžených a kontrolních ploch. Na plochách těžených (tedy s nově založenou pařezinou s výstavky) bylo zaznamenáno jen o 6–14 druhů více (asi 11–29 %), než na plochách netěžených.

Trend výrazného nárůstu pokryvnosti a tím pádem i zápoje bylinného patra (viz tab. 6.1.3.2) pokračuje také na plochách demonstračního objektu v majetku rodiny Colloredo-Mannsfeld, na kterých dochází k převodu na les nízký s výstavky (plochy CM1, viz obr. 6.1.3.7, a CM2). Na ploše CM1 dosahuje pokryvnost bylinného patra 65 % (vzestup z 1,5 % oproti stavu před zásahem), na ploše CM2 97 % (vzestup z 0,4 % oproti stavu před zásahem). Oproti plochám ve správě LČR je tedy pozorovatelné větší rozpětí hodnot aktuální pokryvnosti bylinného patra. Součet pokryvnosti bylinného patra a pokryvností generativní i vegetativní obnovy na ploše CM1 stále ještě nedosáhl 100 %, půdní povrch zde tedy ještě není zcela souvisle krytý vegetací. Naopak plocha CM2 velmi výrazně zarostla pasekovou vegetací, a to nejvíce ze všech sledovaných ploch. Již jen pokryvnost bylinného patra se zde blíží plnému zápoji, velmi vysokou pokryvnost (téměř 35 %) má také generativní obnova. Tento nárůst pokryvnosti s sebou nese pokles celkového počtu zaznamenaných druhů (viz obr. 6.1.3.8), což je dáno nástupem konkurenčně silnějších druhů. Na ploše CM1 je tento pokles málo patrný (z 68 druhů v roce 2019 na 63 v roce 2021), na ploše CM2 výraznější (ze 74 na 60 druhů). Nejpokryvnějším druhem je na obou plochách typický pasekový taxon ostružiník maliník (*Rubus idaeus*) a jeho nástup je vzhledem ke stanovišti očekávatelný.

Tab. 6.1.3.2: Vybrané vegetační charakteristiky ploch demonstračního objektu v majetku Colloredo-Mannsfeld.

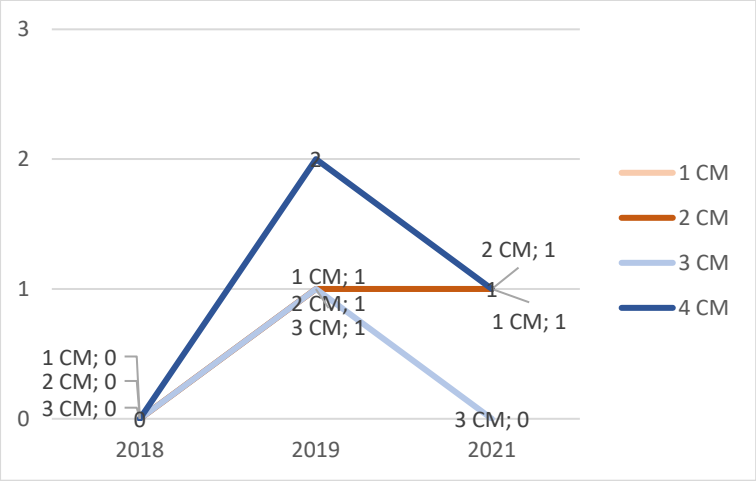
	CM1			CM2			CM3			CM4		
	2018	**2019**	**2021**	**2018**	**2019**	**2021**	**2018**	**2019**	**2021**	**2018**	**2019**	**2021**
Počet druhů celkem	22	68	63	20	74	60	24	31	34	35	41	39
Pokryvnost bylinného patra (%)	1,5	20,1	65	0,4	17,1	97	1,2	2,2	15,25	1,95	25,4	50,25
Celková pokryvnost generativní obnovy (%)		4,9	22,6		5,3	34,8						
Celková pokryvnost vegetativní obnovy (%)		1,3	2,2		1,1	2,1						

Obr. 6.1.3.7: Stav vegetace na trvalé geobiocenologické ploše CM1. Vlevo stav před zásahem v roce 2018, uprostřed stav v prvním roce po zásahu (2019), vpravo stav v roce 2021. Fotografováno ze stejného místa.



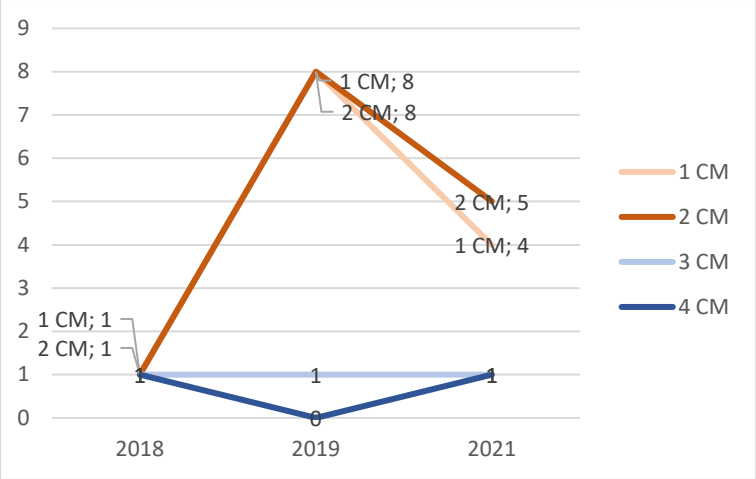
Obr. 6.1.3.8: Změny počtu druhů na plochách demonstračního objektu na majetku Colloredo-Mannsfeld.

Trend vývoje počtu ohrožených druhů je odlišný oproti plochám ve správě LČR (revír Pustá seč). Ohrožené druhy se na plochách před zásahem nevyskytovaly, objevily se až po zásahu, a to jak na plochách těžených, tak na plochách kontrolních. V dalším sledovaném období počet ohrožených druhů na těžených plochách zůstal nezměněn, na plochách kontrolních poklesl (viz obr. 6.1.3.9).

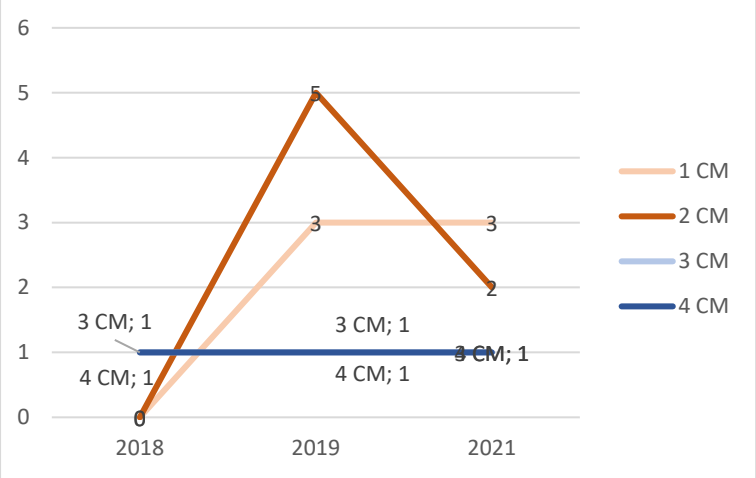


Obr. 6.1.3.9: Změny počtu druhů Červeného seznamu na plochách demonstračního objektu na majetku Colloredo-Mannsfeld.

Podobně jako na plochách demonstračního objektu ve správě LČR (revír Pustá seč) se po počátečním nárůstu počtu archeofytů začal jejich počet snižovat (viz obr. 6.1.3.10), v případě neofytů byl na jedné těžené ploše zaznamenán jejich pokles, na druhé pak stagnace (viz obr. 6.1.3.11).



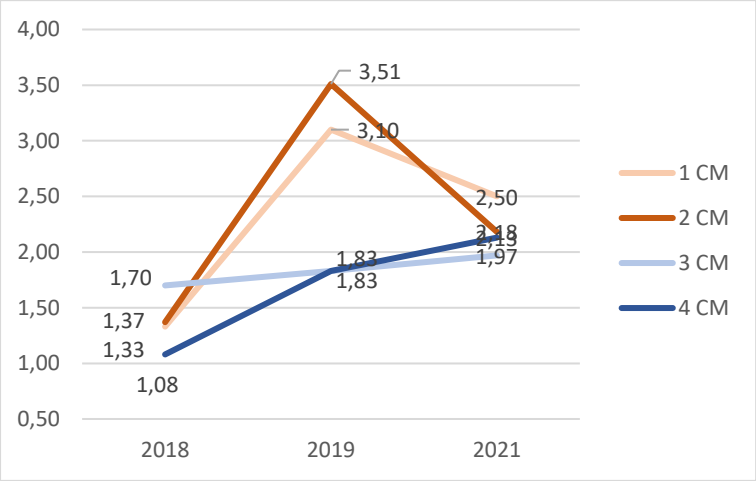
Obr. 6.1.3.10: Změny počtu archeofytů na plochách demonstračního objektu na majetku Colloredo-Mannsfeld



Obr. 6.1.3.11: Změny počtu neofytů na plochách demonstračního objektu na majetku Colloredo-Mannsfeld.

Trend poklesu Shannonova indexu diverzity (viz obr. 6.1.3.12) je na těžených plochách obdobný jako na plochách demonstračního objektu ve správě LČR (revír Pustá seč). Zajímavý a rozdílný je však setrvalý nárůst hodnot diverzity na plochách kontrolních.

Na obou plochách se zvýšila pokryvnost generativní i vegetativní obnovy, což je dáno tím, jak zmlazení odrůstá. Oproti plochám ve správě LČR zde však pozorujeme násobně výraznější nástup generativní obnovy, jejíž pokryvnost se oproti roku 2019 na ploše CM1 více než zčtyřnásobila (22,6 % v roce 2021 oproti 4,9 % v roce 2019), na ploše CM2 pak dokonce více než zešestinásobila (34,8 % v roce 2021 oproti 5,3 % v roce 2019) (viz tab. 6.1.3.2). Vzhledem k tomu, že podíl vegetativní obnovy se zvýšil jen asi na dvojnásobek, podíl generativního a vegetativního zmlazení se na obou plochách výrazně zvýšil ve prospěch obnovy generativní. Nárůst generativní obnovy je v obou případech zajištěn zejména zmlazením osiky (*Populus tremula*). V této souvislosti je třeba přiznat, že generativní původ zmlazení osiky nebyl zcela spolehlivě prokázán. Přestože byly namátkou na obou plochách i v předchozích letech studovány kořenové systémy některých semenáčků a nebylo nalezeno jejich propojení s mateřskými jedinci, mimořádná dynamika odrůstání by mohla naznačovat původ v kořenových výmladcích.



Obr. 6.1.3.12: Změny Shannonova indexu diverzity počítaného ze všech druhů vyskytujících se na geobiocenologických plochách demonstračního objektu na majetku Colloredo-Mannsfeld.

Za zmínku také stojí vývoj vegetace na kontrolních plochách. Na obou plochách je pozorován výrazný nárůst pokryvnosti bylinného patra (viz tab. 6.1.3.2), který je na ploše CM3 doprovázen setrvalým nárůstem počtu druhů. Na ploše CM4 počet druhů v roce 2019 vzrostl, v roce 2021 poklesl. Příčiny budou pravděpodobně podobné jako na plochách ve správě LČR. Rozdíly v počtu druhů těžených a kontrolních ploch jsou zde výraznější než na plochách ve správě LČR, což lze vysvětlit odlišnými stanovištními i porostními podmínkami. Na plochách ve správě LČR byly porosty před těžbou, a tudíž i v kontrolních plochách prosvětlenější, což umožňovalo existenci vyššího počtu druhů bylinného patra při jeho vyšší pokryvnosti než na plochách v majetku rodiny Colloredo-Mannsfeld, kde byly porosty stinnější a v důsledku toho s výrazně řidším i méně bohatým bylinným patrem. Za zmínku stojí také to, že ač byl díky výše zmíněným skutečnostem výchozí stav ploch z hlediska počtu druhů a pokryvnosti bylinného patra na obou majetcích výrazně odlišný, po provedeném zásahu se na obou majetcích v podstatě srovnal (na těžených plochách PS2 a PS3 byl počet druhů v roce 2019 shodný, a to 70, v roce 2021 pak dosahoval rozpětí 61–63 taxonů, na těžených plochách CM1 a CM2 byl počet druhů v roce 2019 68–74, v roce 2021 pak dosahoval rozpětí 60–63 taxonů).

Předložené výsledky otevírají řadu podnětů k úvahám. Zdá se, že nepříliš úspěšný převod na les nízký s výstavky na majetku ve vlastnictví rodiny Colloredo-Mannsfeld podmínil nástup srovnatelného množství druhů, jako tomu bylo na těžených plochách ve správě LČR. Dá se tedy usuzovat, že impulsem pro nárůst druhové početnosti je těžební zásah samotný, nikoliv hospodářský tvar porostů. Extremita stanoviště, prosvětlenější charakter a zřejmější výmladkový původ porostů na kontrolních plochách ve správě LČR udržuje druhové bohatství, které není výrazně nižší než v nově založených pařezinách (těžených plochách). Naopak v případě stinnějších porostů, jaké můžeme najít na kontrolních plochách v majetku rodiny Colloredo-Mannsfeld, nebo jaké zde bylo možno najít před zásahem, přináší těžba (nepříliš zdařilý převod na pařezinu s výstavky) výrazné zvýšení počtu druhů.

6.2 Pedologická šetření *(A. Kučera)*

6.2.1 Dílčí cíle

Cílem této projektové etapy bylo zhodnocení časové proměnlivosti sledovaných lesnicko-pedologických charakteristik v jednotlivých variantách experimentu na demonstračních objektech, separovaně pro jednotlivé majetky vzhledem k jejich stanovištním specifikům.

6.2.2 Metodika řešení

Metodický přístup k odběru vzorků a k jejich laboratornímu zpracování byl v roce 2021 kompatibilní s předchozími lety řešení a vychází z metodiky uvedené v projektové zprávě z r. 2018 (Kadavý *et al*. 2018). Půdní data byla agregována pro jednotlivé demonstrační objekty
a jejich varianty, označené 1-4, přičemž byla tříděna pro jednotlivé roky odběrů.
Terénní šetření sestávalo z prací v kvartilech jednotlivých variant bez zásahu do středové geobiocenologické plochy, kam byly umístěny zákopky pro popis svrchních částí pedonu a odběru půdních vzorků. Popis stratigrafie horizontů nadložního humusu (L – opadu; F – drti a H – měli, byly-li vyvinuty) se zahrnutím organominerálních horizontů Ah a odběr půdních vzorků z horizontů Ah a Bv byly provedeny pro každý zákopek v říjnu 2021. Směsné vzorky byly vzhledem ke stavu plochy a extrémnímu zabuřenění (Obr. 5.2.1b) odebrány metodou plošné preparace – odstraněním opadových horizontů z plochy 1 × 1 m a odběrem vzorku z organominerálního horizontu A a níže uloženého horizontu B (Obr. 6.2.2.1).

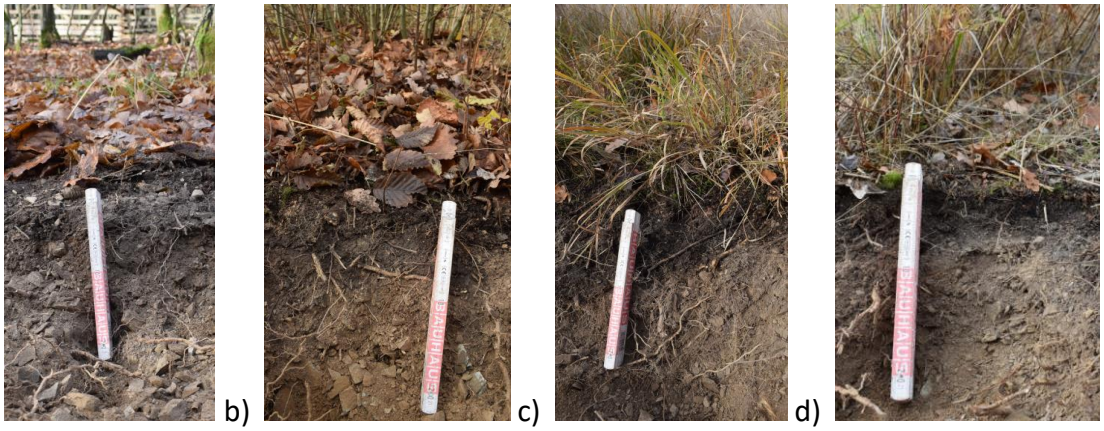
Obr. 6.2.2.1 Odstranění horizontů nadložního opadu při plošné preparaci organominerálního horizontu – odběr půdního vzorku.

Laboratorní rozbory byly provedeny v plné kompatibilitě s šetřeními v předcházejících letech. Statistické vyhodnocení bylo provedeno parametrickou analýzou rozptylu při hladině významnosti α = 0,05 při grupovacích proměnných „rok“ a „varianta“ – čtverec na demonstračním objektu. Pro porovnání stratigrafie nadložních a organominerálních horizontů a jejich doplňujících charakteristik prokořenění byly použity krabicové grafy se střední hodnotou mediánem a zobrazením horního a dolního kvartilu.

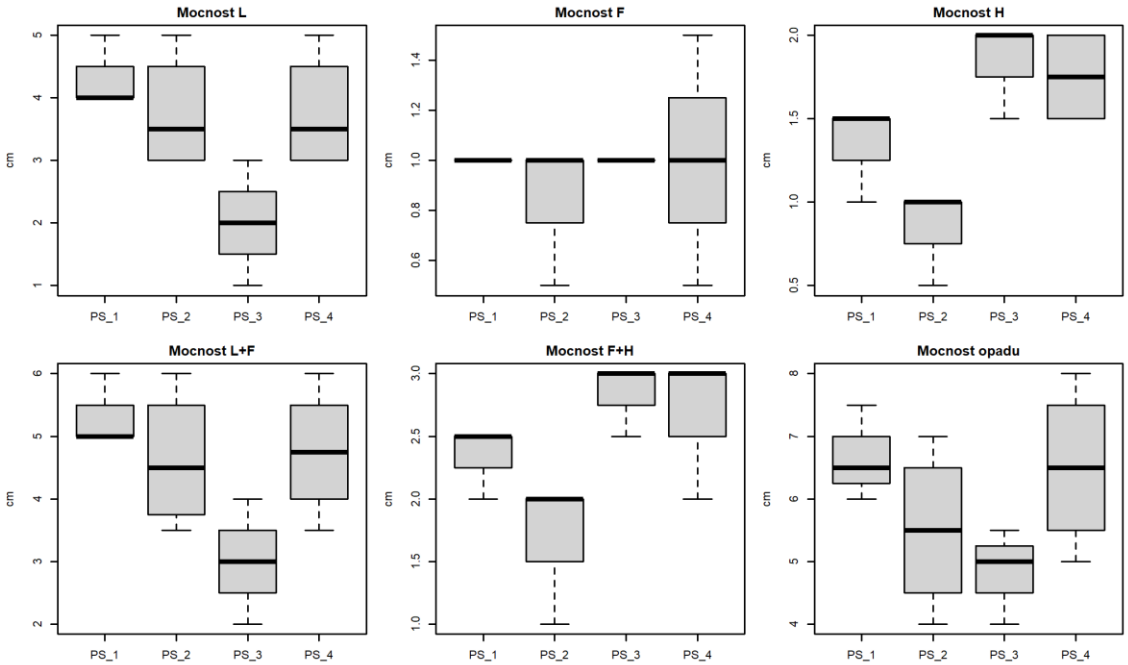
6.2.3 Výsledky

Humusové poměry na lokalitě Pustá seč

Na lokalitě Pustá seč nelze hovořit o homogenních výchozích podmínkách před založením experimentu a to se také odráží v dosud nedostatečné diferencovanosti opadových horizontů vzhledem k těžebnímu zásahu (Obr. 6.2.3.1; Obr. 6.2.3.2). Mocnost horizontu opadu (L) byla nejvyšší na ploše 1 (4-5 cm) a nejnižší na ploše 3 (1-3 cm). Plocha 4 byla velmi podobná s plochou 2 a zároveň se výrazně lišila od plochy 1 (jakkoli se jedná o dvě těžené varianty), a to především charakterem bylinného podrostu i samotnou stratigrafií humusových forem (výrazná dominance trávobylinného patra a souvislého drnu). I proto si byly relativně blízké mocnosti humifikačního horizontu H na PS 3 a PS 4 (1,5-2 cm) a v budoucnu lze očekávat jejich větší diferenciaci. Celková mocnost opadu však byla na těžených variantách nejmenší (cca 4,5-6 cm s minimálními hodnotami 4 cm), na rozdíl od kontrolních variant s průměrnou mocností 6,3 cm (min. 5 cm; max. až 8 cm).

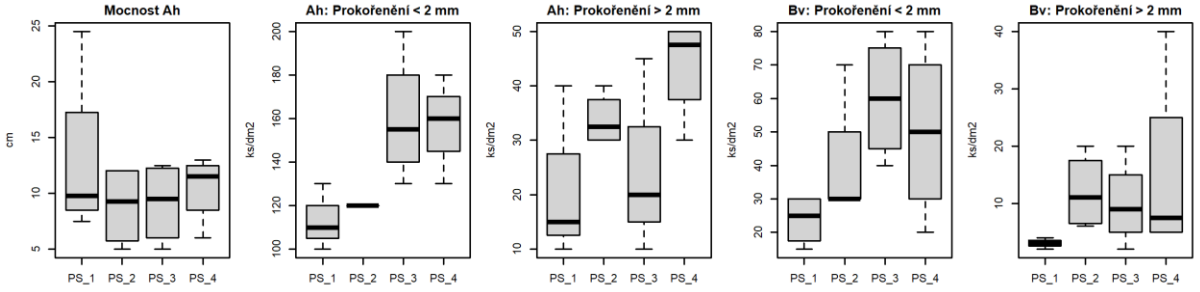


Obr. 6.2.3.1: Profil svrchní části půdního tělesa na lokalitě Pustá seč: (a) plocha PS 1; (b) plocha PS 2; (c) plocha PS 3; (d) plocha PS 4.



Obr. 6.2.3.2: Mocnosti horizontů nadložního humusu na lokalitě Pustá seč.

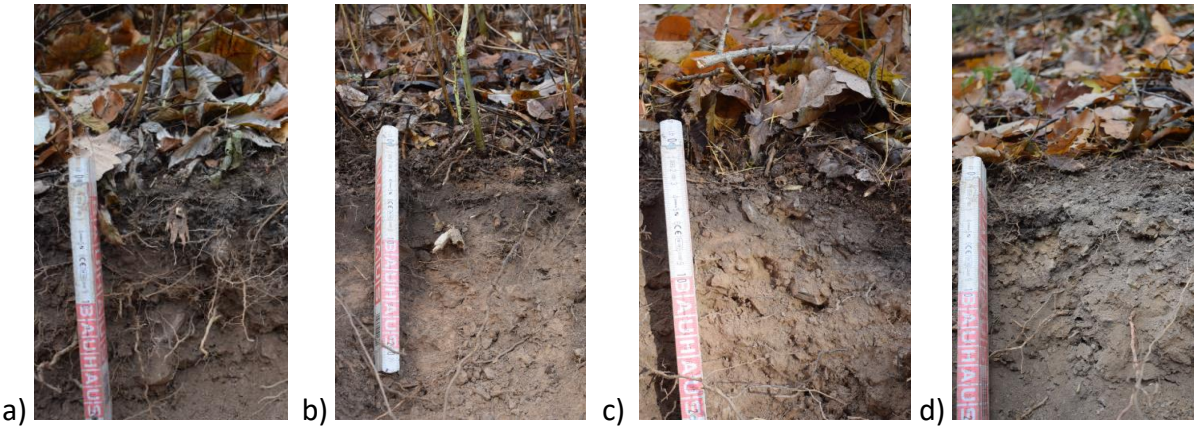
Mocnost organominerálního horizontu Ah byla značně diferencovaná, což koresponduje už s charakterem *topsoil* zjištěným při zakládání demonstračního objektu na lokalitě Pustá seč. Výrazný podíl skeletu, mnohde až na půdní povrch, který vyúsťuje v taxonomickou klasifikaci rankerových a psefitických subtypů až rankerů, předznamenává vývoj mocnějších organominerálních horizontů s propadem nedokonale humifikované organické hmoty do větších hloubek. Celkově kyselé a trofnostně chudé půdní prostředí s nízkou bazickou saturací znamená klasifikační vymezení umbrického organominerálního horizontu Au. V kontextu celkového pojetí edatopu na demonstračním objektu Pustá seč je však epipedon vnímán v pojetí humózního lesního horizontu s mnohde vyšší mocností, avšak vlivem vysoké skeletnatosti přesto s nízkým objemovým zastoupením.
Mocnost organominerálních horizontů byla tak v průměru cca 10 cm (s výjimkami na ploše PS 1). Prokořenění bylo výrazné vlivem travního drnu především na plochách PS 3 a PS 4; na ploše PS 4 bylo také hustší prokořenění hrubými kořeny (Obr. 6.2.3.3). Prokořenění jemnými kořeny v horizontu B bylo také nejvyšší na plochách PS 3 a PS 4; až na PS 4 bylo prokořenění > 2 mm srovnatelné.



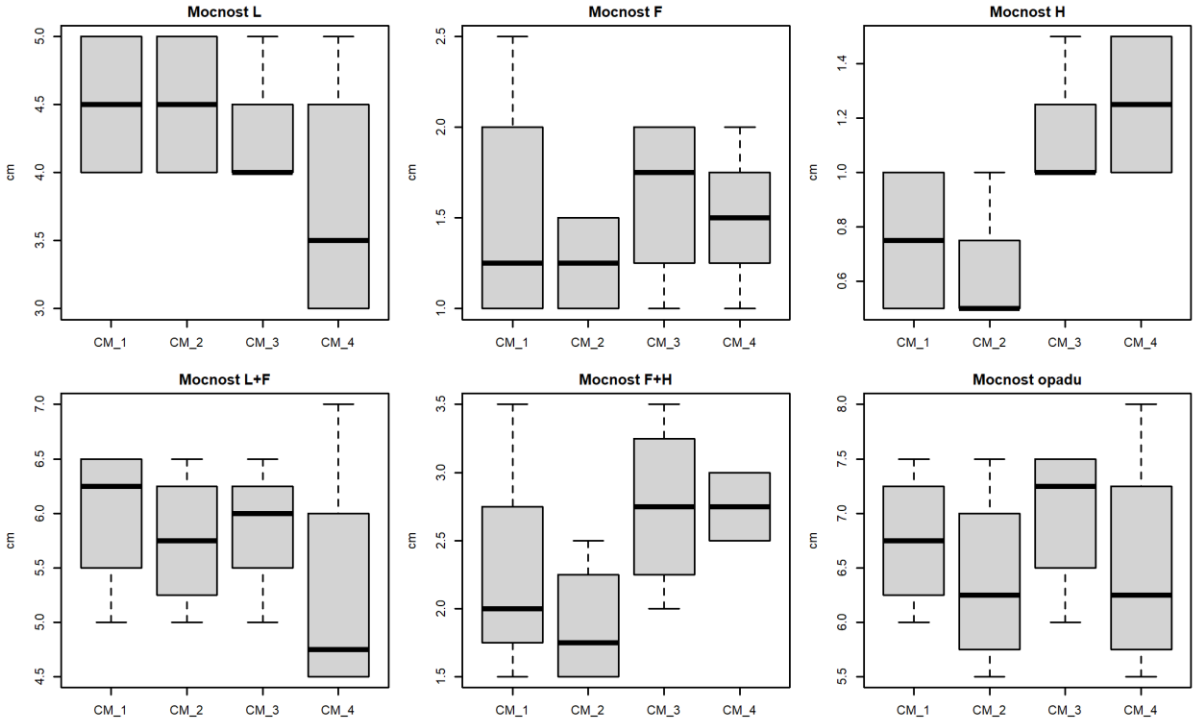
6.2.3.3: Charakteristika horizontů A a B (mocnost A horizontu a prokořenění) na lokalitě Pustá seč.

Humusové poměry na lokalitě Colloredo - Mannsfeld

Posun ve stratigrafii horizontů nadložního opadu spočíval především v jejich mocnosti bez nutnosti výrazné reklasifikace. Dominovaly moderové formy humusu s vývojem kompletní stratigrafie organických horizontů L, F i H.
Na lokalitě Colloredo-Mannsfeld byly nejvíce mocné opadové horizonty na těžených plochách, kde dosahovaly v průměru 4,5 cm (Obr. 6.2.3.4; Obr. 6.2.3.5). Na kontrolních plochách byly o 0,5-1 cm tenčí. Naopak hlubší organické horizonty byly tenčí na těžených plochách, a to výrazněji v případě humifikačního horizontu H, který si na kontrolních plochách ponechával charakteristiku pramenící z dlouhodobě nastolených podmínek určených lesním porostem. Podobně lze charakterizovat i celkový vývoj humusových forem. Složením opadové horizonty sestávaly především z rychle dekomponujícího materiálu (opad maliníku a ostružiníku s příměsí dubu a habru), u kterého je předpoklad rychlé dekompozice v navazující vegetační sezóně.

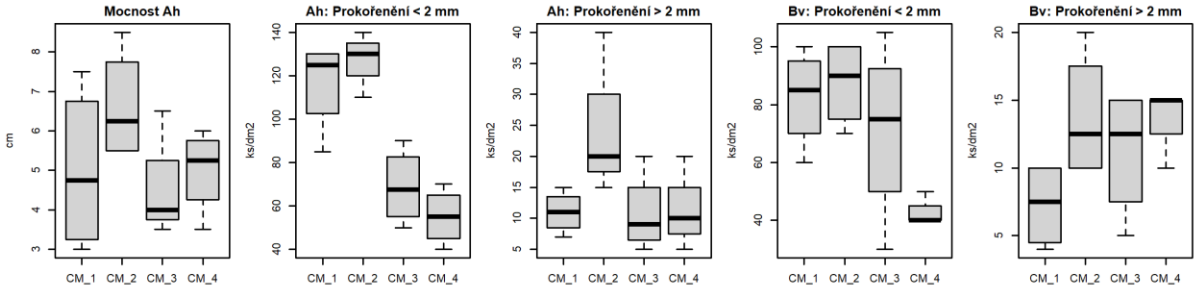


Obr. 6.2.3.4: Profil svrchní části půdního tělesa na lokalitě Colloredo-Mannsfeld: (a) plocha CM 1; (b) plocha CM 2; (c) plocha CM 3; (d) plocha CM 4.



Obr. 6.2.3.5: Mocnosti horizontů nadložního humusu na lokalitě Colloredo-Mannsfeld.

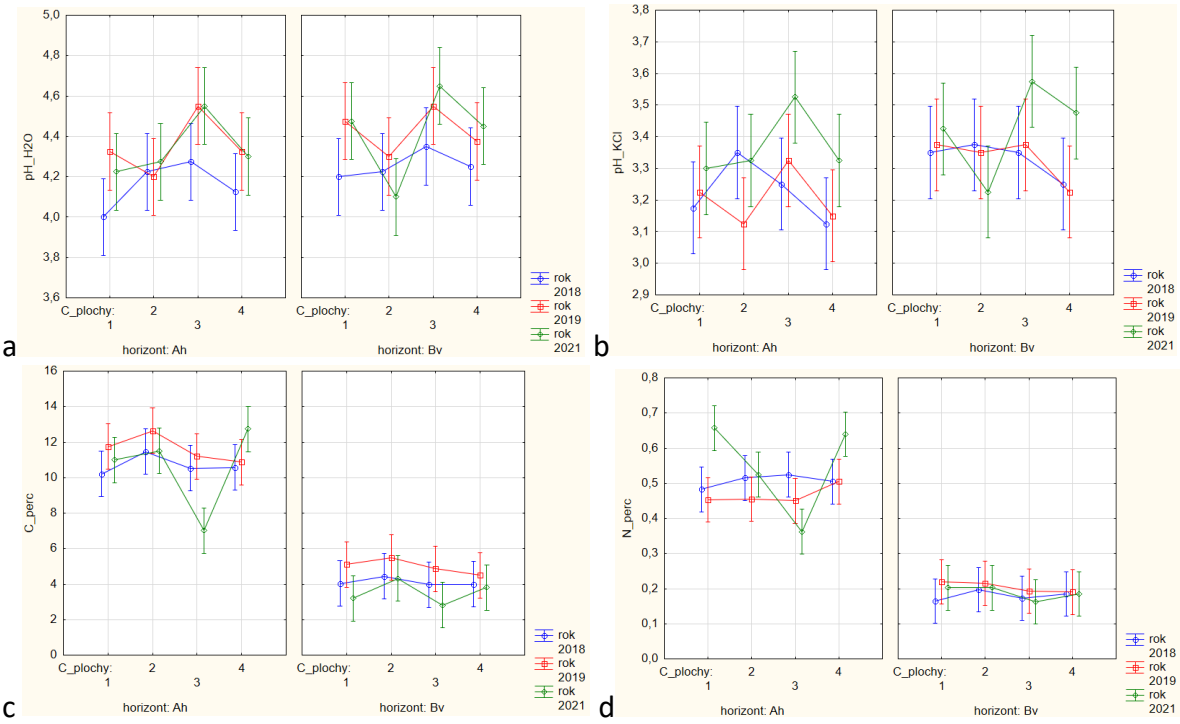
Především organominerální horizonty byly na těžených plochách charakteristické výrazně hustším prokořeněním jemnými kořeny (Obr. 6.2.3.6). Zatímco kořeny > 2 mm měly na jednotlivých variantách relativně srovnatelnou hustotu (výjimku tvoří plocha CM 2 s vyšším prokořeněním), hustota kořenového vlášení na těžených plochách byla téměř dvojnásobná ve srovnání s kontrolami. Prokořenění kořenovým vlášením v minerálních horizontech B bylo více vyrovnané, nejnižší bylo na lokalitě CM 4 (téměř poloviční střední hodnota ve srovnání s ostatními plochami). Opačná situace byla zjištěna pro kořeny > 2 mm, jejichž hustota byla nejnižší na ploše CM 1.

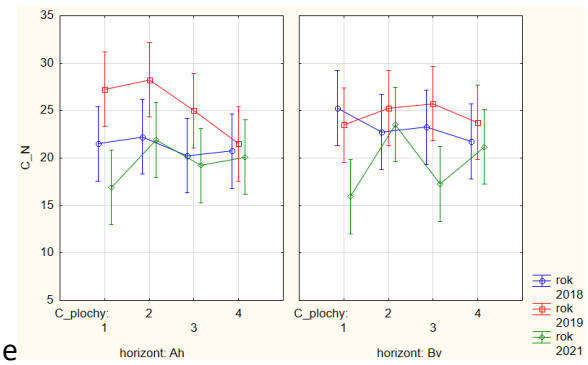


Obr. 6.2.3.6: Charakteristika horizontů A a B (mocnost A horizontu a prokořenění) na lokalitě Colloredo-Mannsfeld.

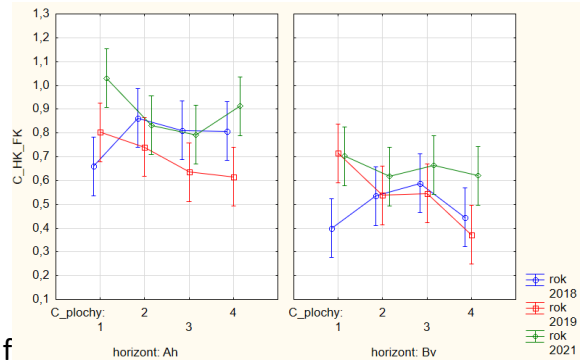
Fyzikálně-chemické a chemické charakteristiky půd na lokalitě Pustá seč

Hodnoty aktivní půdní reakce v letech zaznamenaly určitý vzestupný trend, avšak stále se pohybují v silně kyselé zóně. Jednotlivé plochy jsou zároveň výrazně diferencovány při vyšších hodnotách pH/KCl v „dubové“ variantě v posledním roce šetření. Celkový obsah uhlíku a dusíku odpovídá stavu půd a půdně-genetickým hloubkám odběru vzorků. Vlivem zvýšené mineralizace organické hmoty a navazujícího uvolnění dusíku došlo k postupnému snížení hodnot poměru C/N, který se výrazně zvýšil ve 2. roce šetření a v roce 2021 byl na srovnatelné úrovni s rokem výchozího stavu. Velmi zajímavý je vývoj koncentrace humusových látek, který je z logiky přirozené akumulace půdní mikrobioty alokován do organominerálního horizontu, kde se v letech zvýšila koncentrace jak nízkomolekulárních, tak ale také vysokomolekulárních humusových kyselin. Koncentrace C-HK zaznamenala dokonce výraznější vzestupný trend, a to především na kontrolních plochách ve srovnání s těženými, kde zůstala na původních hodnotách. Ve všech případech vzrostl poměr C-HK/C-FK, přičemž pokles hodnot nastal taktéž v prvním roce od provedeného zásahu, zatímco v roce 2021 opět vzrostl, a to především na kontrolních variantách.





e



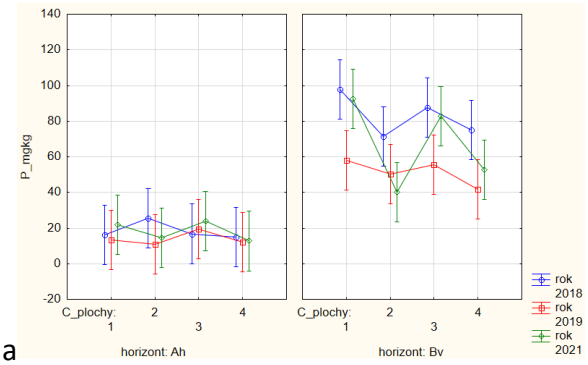
f

Obr. 6.2.3.7: Chemické vlastnosti půd na lokalitě Pustá seč v jednotlivých letech sledování a v jednotlivých variantách: (a) půdní reakce aktivní; (b) půdní reakce potenciálně výměnná; (c) obsah organického uhlíku; (d) celkový obsah dusíku; (e) poměr C/N; (f) kvalita humifikace – poměr HK/FK.

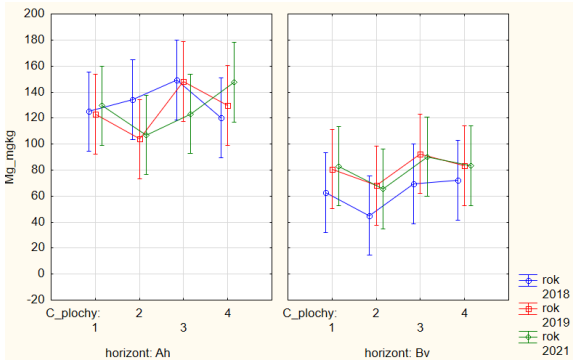
Fyzikálně-chemické vlastnosti uvádí Obr. 6.2.3.8. Vzhledem k jednotlivým variantám se tyto charakteristiky jeví dosud jako „robustní“, bez jednoznačné odezvy vázané na těžební zásahy. V jednotlivých letech je tak zachován i trend specificity jednotlivých ploch na DO. V organických horizontech je obsah fosforu stabilně velmi nízký až nízký, na rozdíl od horizontu Bv. Zde byl jeho obsah nejnižší v r. 2019, ovšem stále na velmi dobré úrovni. Mírné zvýšení obsahu nastalo v porovnání s výchozím stavem v případě hořčíku, ale také draslíku v horizontu Bv.

Trofnostní poměry na lokalitě Pustá seč se vyznačují extrémní nenasyceností půdního sorpčního komplexu s hodnotami bazické saturace mírně vyššími v organominerálním horizontu a tím spíše v horizontu Bv nepřesahujícími hodnotu 20 %.

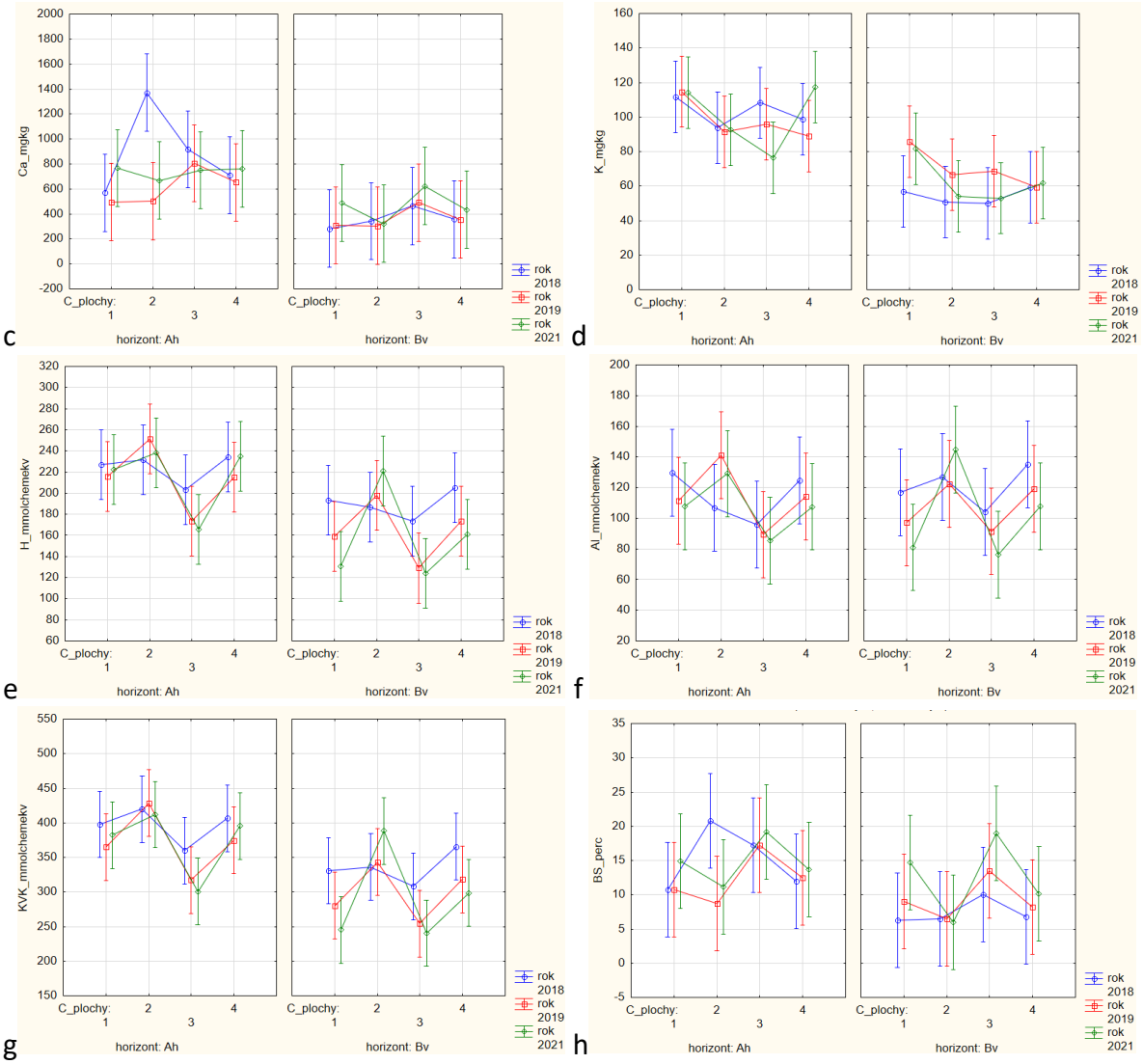
Při extrémní skeletnatosti půdy na DO ani vyšším hodnotám KVK nelze přisuzovat výrazné stabilizační schopnosti, avšak naopak toto stanoviště lze vnímat jako rizikové z hlediska ochuzení o živiny ve vazbě na mineralizační procesy v důsledku holosečného hospodaření. Tyto dispozice do určité míry zmírňuje vyšší obsah Cox i v hlubších horizontech (a celkově vyšší mocnost organomineráního horizontu Ah) i příznivě vyznívající stupeň humifikace, avšak při zrychleném sestupném pohybu živin půdou (patrném při vyšším obsahu Mg a K především v horizontu Bv) nelze předpokládat 100 % sorbovanost živin na koloidním půdním komplexu.



a



b



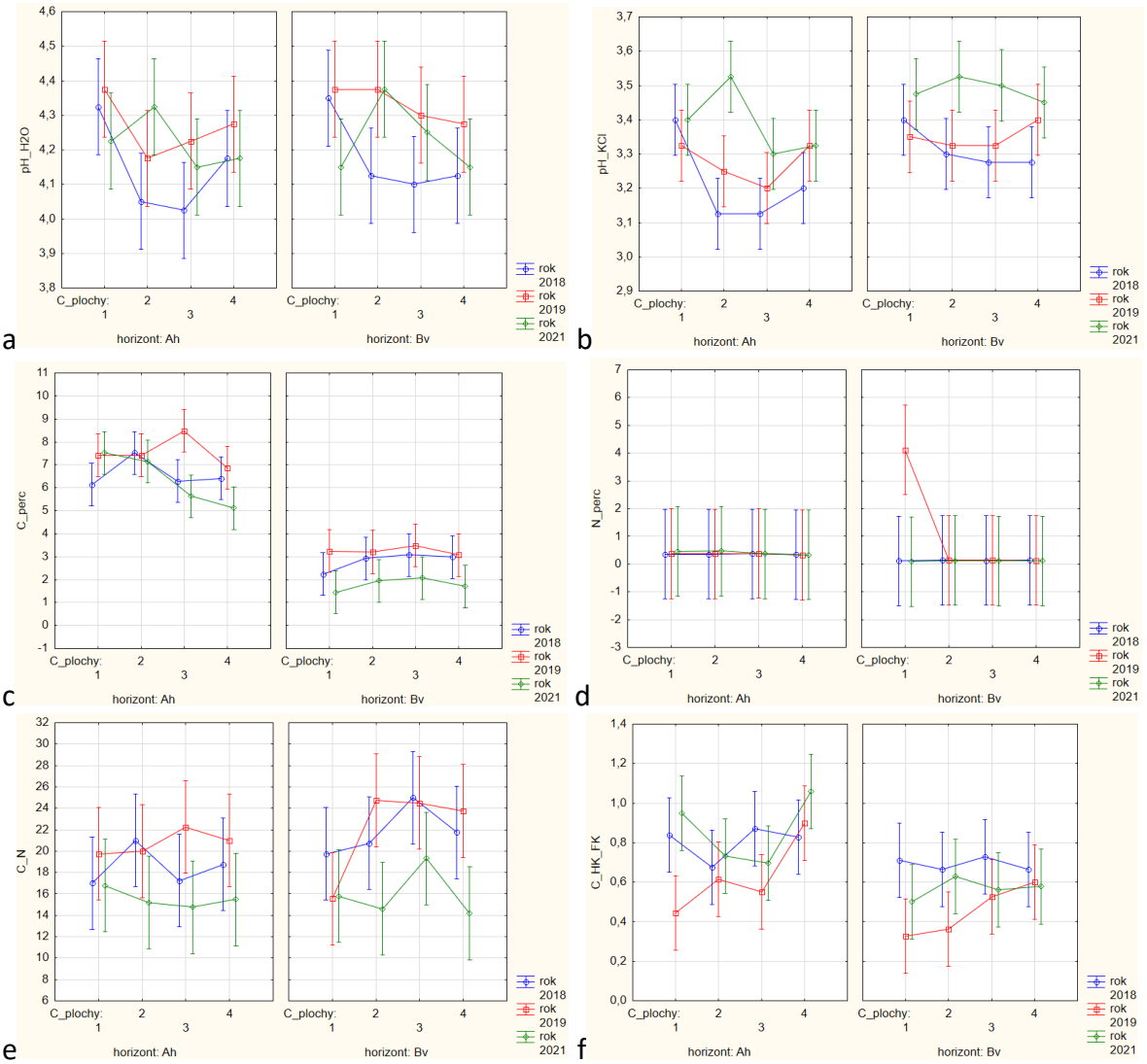
Obr. 6.2.3.8: Trofnostní poměry půd na demonstračním objektu Pustá seč v jednotlivých variantách a jejich proměnlivost v jednotlivých letech: (a; b; c; d) – obsah jednotlivých živin P, Mg, Ca, K; (e) hydrolytická acidita; (f) obsah volných forem hliníku; (g) kationtová výměnná kapacita; (h) bazická saturace (nasycenost sorpčního komplexu bazickými kationty).

Fyzikálně-chemické a chemické charakteristiky půd na lokalitě Colloredo-Mannsfeld

Fyzikálně-chemické vlastnosti půdy ukazují na časové změny diferencovaně dle jednotlivých variant, resp. těžebních zásahů na DO. Hodnoty půdní reakce se pohybovaly v silně kyselé oblasti s nejnižšími hodnotami v r. 2018 a s postupným vzestupem především v případě pH/KCl. Především pH/H_2O ukázala na změny v chemismu půdního roztoku v důsledku těžebního zásahu (Obr. 6.2.3.9). Těžené varianty se také vyznačovaly celkově vyšším obsahem bazických kationtů především v horizontu Ah a vyšší bazickou saturací (stále však při extrémní až silné nenasycenosti půdního sorpčního komplexu). Extrémní hodnoty obsahu celkového dusíku na ploše 1 v r. 2019 lze přisoudit lokálnímu specifiku odběrného místa, které však nereprezentuje celou plochu této těžené varianty.

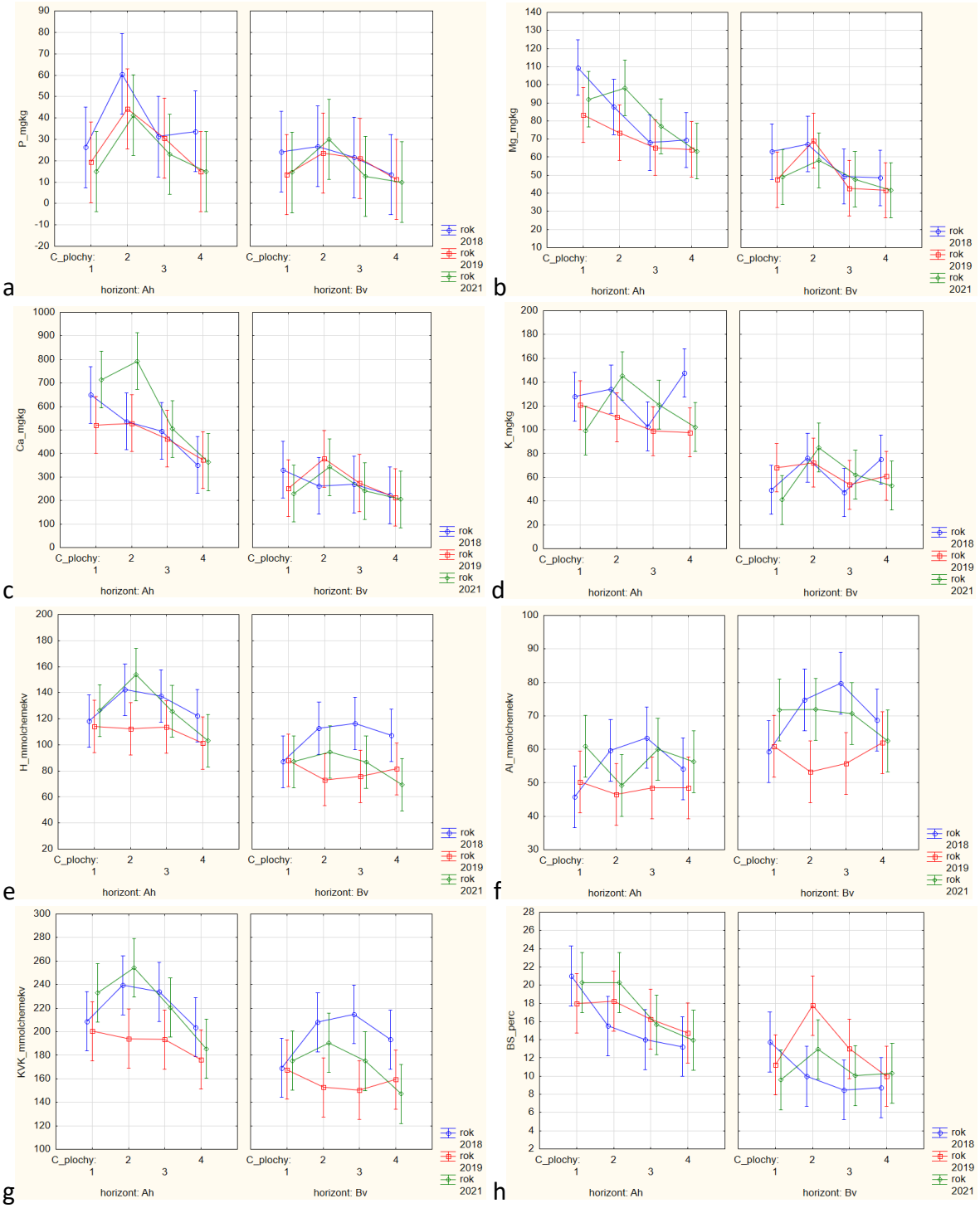
Snížení poměru C/N v roce 2021 oproti předchozím dokládá uvolnění dusíkatých látek z organické hmoty uložené v zapojeném porostu v nadložním humusu. Jeho ztenčení především ve fermentačních a humusových horizontech koresponduje se změnami v půdním

chemismu. Ty spočívají také ve zvýšené tvorbě humusových kyselin (C-HK a C-FK) v organominerálním horizontu Ah, která se projevila v r. 2021. Vzhledem ke zvýšení koncentrace obou frakcí humusových kyselin však nedošlo k trendovým změnám v jejich poměru (C-HK/C-FK).



Obr. 6.2.3.9: Chemické vlastnosti půd na lokalitě Colloredo–Mannsfeld v jednotlivých letech sledování a v jednotlivých variantách: (a) půdní reakce aktivní; (b) půdní reakce potenciálně výměnná; (c) obsah organického uhlíku; (d) celkový obsah dusíku; € poměr C/N; (f) kvalita humifikace – poměr HK/FK.

Zvýšená produkce humusových kyselin vedla tak k mírnému zvýšení hodnot půdní sorpce (KVK) – Obr. 6.2.3.10). Mineralizační procesy spojen s těžebním zásahem vedly ke zvýšení koncentrace některých bazických kationtů – Ca^{2+} a Mg^{2+} v případě vápníku velmi výrazném v organominerálním horizontu Ah. Tím se také mírně zvýšila bazická saturace na těžených plochách a obsah vápníku se dostal ze středních do vysokých hodnot.
Trofnostní poměry stanoviště na jednotlivých plochách DO lze navzdory silně kyselému chemismu vnímat jako příznivější v porovnání s lokalitou Pustá seč. To je dáno také nižší skelnatostí a zvýšeným podílem jemnozemě, stabilizující dynamiku půdního prostředí vyvolanou disturbancí – těžebním zásahem.



Obr. 6.2.3.10: Trofnostní poměry půd na demonstračním objektu Colloredo-Mannsfeld v jednotlivých variantách a jejich proměnlivost v jednotlivých letech: (a; b; c; d) – obsah jednotlivých živin P, Mg, Ca, K; (e) hydrolytická acidita; (f) obsah volných forem hliníku; (g) kationtová výměnná kapacita; (h) bazická saturace (nasycenost sorpčního komplexu bazickými kationty).

6.2.4 Souhrn kapitoly

Těžební zásah na lokalitách vede ke zvýšené intenzitě mineralizace organické hmoty v horizontech nadložního humusu. Dochází tím ke ztenčení jednotlivých horizontů jednak z důvodu změn mikroklimatických podmínek a jednak z důvodů změn v samotném charakteru opadu. Zatímco dubový či habrový opad náležejí k pomaleji se rozkládajícím s tvorbou i víceletých nadložních vrstev, rychle se rozkládající opad maliníku, ostružiníku či aspenu (topol osika), produkovaný ve velkém množství, obměňují samotnou skladbu horizontů L a F a vedou ke ztenčení horizontu H. Výsledkem je potom přechod k mullovým humusovým formám při současném uvolnění v organické hmotě do té doby alokovaných živin. Ty jsou (A) z části biologicky fixovány půdní biotou nebo vegetací (což je doprovázeno také zvýšeným prokořeněním v organominerálním horizontu), (B) z části fyzikálně-chemicky fixovány na půdním sorpčním komplexu (potenciálně do úrovně kationtové výměnné kapacity), (C)z části mohou tvořit chemické komplexy s organickou hmotou či vytvářet soli, které ale mohou být do různé míry pohyblivé, což může vést k vyplavení živin mimo rhizosféru. Opadové horizonty se dále mohou ve své stratigrafii vyvíjet směrem k drnovým humusovým formám v případě nástupu travinné vegetace, což představuje potenciálně riziko ve smyslu generativní obnovy. V případě daného hospodářského tvaru a jeho převodu na les nízký s výstavky, resp. les střední, však tento fakt nepředstavuje reálný problém.
Změny v charakteru půdního prostředí se dotýkají také půdního chemismu. Celkově dochází na plochách s těžebním zásahem k mírnému zvýšení koncentrace živin, snížení poměru C/N, zvýšení obsahu humusových látek a tím také kationtové výměnné kapacity. Půdní prostředí však nelze považovat ani časově, ani prostorově za uniformní a dané plochy jsou především disturbovanými stanovišti s dalším očekávatelným vývojem edatopu především v nejsvrchnějších půdních vrstvách. Management by na plochách náchylných k degradaci (rankery, rankerové subtypy, exponované polohy, mělké půdy, půdy s podílem sprašové příměsi) měl jednoznačně zohlednit riziko degradace jak minerálních půdních vrstev erozí, tak organických půdních vrstev zrychlenou mineralizací. Proto je doporučeno jednoznačně minimalizovat dobu plošného odlesnění; na živnějších půdách s mocnější vrstvou nadložních humusových horizontů při vysoké produkci minerálních živin také s ohledem na riziko silného zabuřenění.

6.3 Dendrometrická šetření *(Z. Adamec)*

6.3.1 Dílčí cíle

Dílčí číle dendrometrického šetření na demonstračních objektu byly následující:

- ověřit vhodnost metodiky sběru a zpracování dendrometrických dat výstavků a výmladků převzaté z předešlého projektu GS LČR č. 78 Pařezinové hospodářství Lesnického parku Křivoklátsko,
- provést sběr dendrometrických dat za vegetační sezónu 2020 a 2021,
- provést statistické vyhodnocení naměřených dat za roky 2020 a 2021 a také jejich srovnání s daty roku 2019.

6.3.2 Metodika řešení

Jak již bylo uvedeno v části 6.3.1, metodika byla kompletně převzata z předešlého projektu. Vhodnost metodiky byla ověřena v rámci přípravné fáze projektu a je potvrzena v průběžné

zprávě o řešení projektu z února 2021 (Kadavý et al. 2021a), čímž byl splněn první dílčí cíl. Vlastní sběr dat lze rozdělit do dvou části – výstavkového patra a výmladkového patra.
U výmladků bylo měření na každé dílčí ploše provedeno na 20 vybraných polykormonech dubu zimního (*Quercus petraea* (Matt.) Liebl.) a 20 polykormonech habru obecného (*Carpinus betulus* L.). Na úrovni polykormonu byl zaznamenáván počet živých výmladků v trsu, tloušťka pěti nejtlustších výmladků (měřeno 2 cm od báze) a u těchto pěti výmladků i jejich výška. Pokud v rámci polykormonu bylo méně než pět výmladků, byly proměřeny všechny. Z naměřených výšek a tlouštěk byla vypočtena skrze aritmetický průměr horní tloušťka a horní výška jakožto ukazatele produkční schopnosti dřeviny na daném stanovišti. Horní tloušťky, výšky a počty živých výmladků následně vstupovaly do statistického zpracování dat.
U výstavků probíhalo měření pouze u dubu zimního. Na každé dílčí ploše probíhalo měření na 20 ponechaných výstavcích. U každého výstavku v obou sledovaných rocích proběhlo měření jeho obvodu ve výčetní výšce s přesnosti na 1 mm (na pevně zaznačeném měřišti). Z tohoto obvodu byla vypočtena výčetní tloušťka. V roce 2021 byly také u všech výstavků změřeny jejich výšky. U každého výstavku byl pomocí objemové rovnice (Petráš, Pajtík 1991) stanoven jeho objem hroubí. Pro každý sledovaný rok byl stanoven tloušťkový a objemový přírůst, a to jak absolutní, tak i relativní (vyjádřen pomocí relative growth ratio – RGR (Cotillas et al. 2009)). Jelikož výšky výstavků byly měřeny pouze při založení demonstračních objektů a pak při posledním měření po konci vegetační sezóny 2021, tak byl spočítán celkový výškový přírůst za tři roky a ten byl přepočten na průměrný roční přírůst. Jednotlivé vypočtené přírůsty vstupovaly do statistického zpracování dat.
Samotné statistické zpracování probíhalo různými metodami. Pro vyhodnocení vlivu dřeviny a výzkumné plochy na taxační veličiny výmladků byla použita dvoufaktorová ANOVA s opakováním. Pro srovnání jednotlivých přírůstů výstavků mezi sledovanými plochami byla použita jednofaktorová ANOVA. Pokud u kterékoliv ANOVY byla zamítnuta nulová hypotéza, tak bylo pokračováno dále pomocí Tukeyho testu mnohonásobného porovnání. Bylo provedeno statistické porovnání dosažených výsledků mezi třemi sledovanými vegetačními sezónami. Veškeré statistické šetření bylo provedeno na hladině významnosti alfa = 0,05, tedy se spolehlivostí 95 %.

6.3.3 Výsledky

Dílčí výsledky byly uvedeny ve třech průběžných zprávách o řešení projektu. Zde jsou uvedeny finální výsledky statistického šetření a komplexní zhodnocení dendrometrického šetření, které jsou kompletně převzaty z dílčí zprávy z května 2022 (Kadavý et al. 2022).

Výsledky pro demonstrační objekt Pustá seč

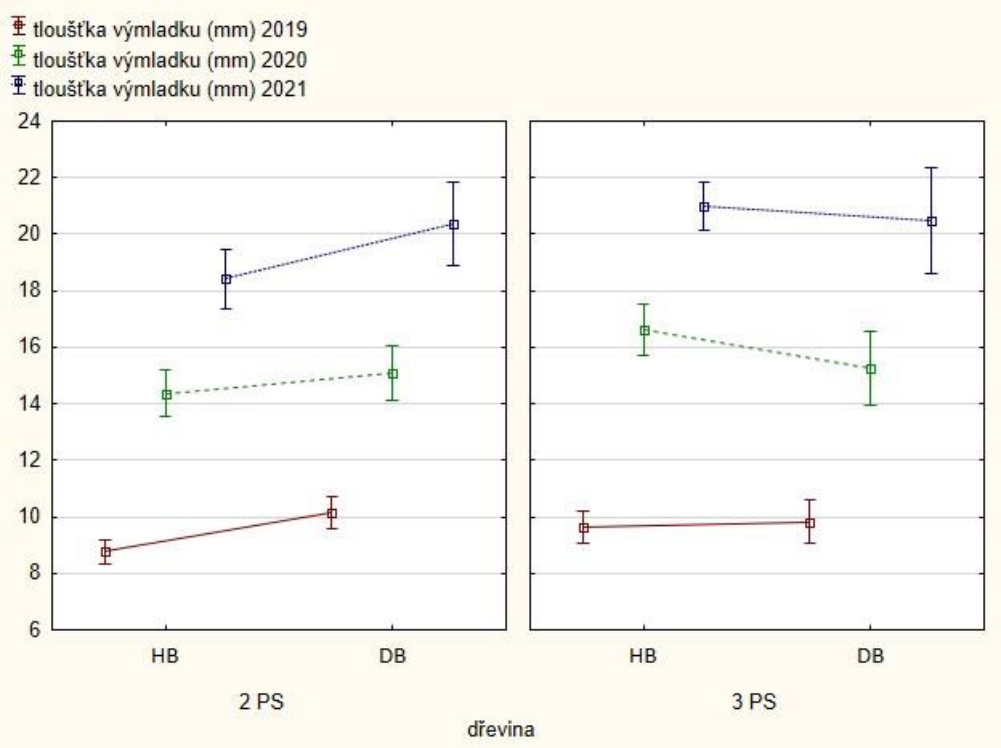
Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky horních tlouštěk, horních výšek a počtu výmladků na polykormon za období 2019-2021 jsou uvedeny v Tab. 6.3.3.1 (Kadavý et al. 2021b). Průměrné hodnoty stejných veličin doplněné o intervaly spolehlivosti jsou uvedeny v Obr. 6.3.3.1 až 6.3.3.3.

Tab. 6.3.3.1: Dendrometrické charakteristiky výmladků na DO Pustá seč (LČR) (Kadavý et al. 2021b).

Plocha	Rok	Dřevina	Průměrná horní tloušťka výmladku (mm)	Průměrná horní výška výmladku (cm)	Průměrný počet výmladků na polykormon (ks)
2 PS	2019	DB	10,14 (2,90)	71,90 (27,55)	27,00 (16,99)
		HB	8,76 (2,10)	70,10 (19,25)	35,90 (26,52)
	2020	DB	15,07 (4,87)	106,50 (37,02)	16,90 (8,91)
		HB	14,37 (4,02)	135,49 (32,77)	26,10 (18,23)
	2021	DB	20,35 (7,43)	160,50 (47,04)	13,75 (5,42)
		HB	18,42 (5,20)	181,92 (43,06)	20,05 (14.44)
3 PS	2019	DB	9,93 (3,83)	66,43 (24,96)	20,20 (15,25)
		HB	9,63 (2,87)	84,70 (24,55)	47,00 (23,58)
	2020	DB	15,42 (6,39)	100,10 (37,15)	12,70 (7,60)
		HB	16,64 (4,62)	153,00 (38,13)	36,35 (18,74)
	2021	DB	20,47 (9,31)	146,67 (57,20)	9,70 (5,28)
		HB	21,00 (4,40)	221,80 (43,31)	27,95 (12,09)

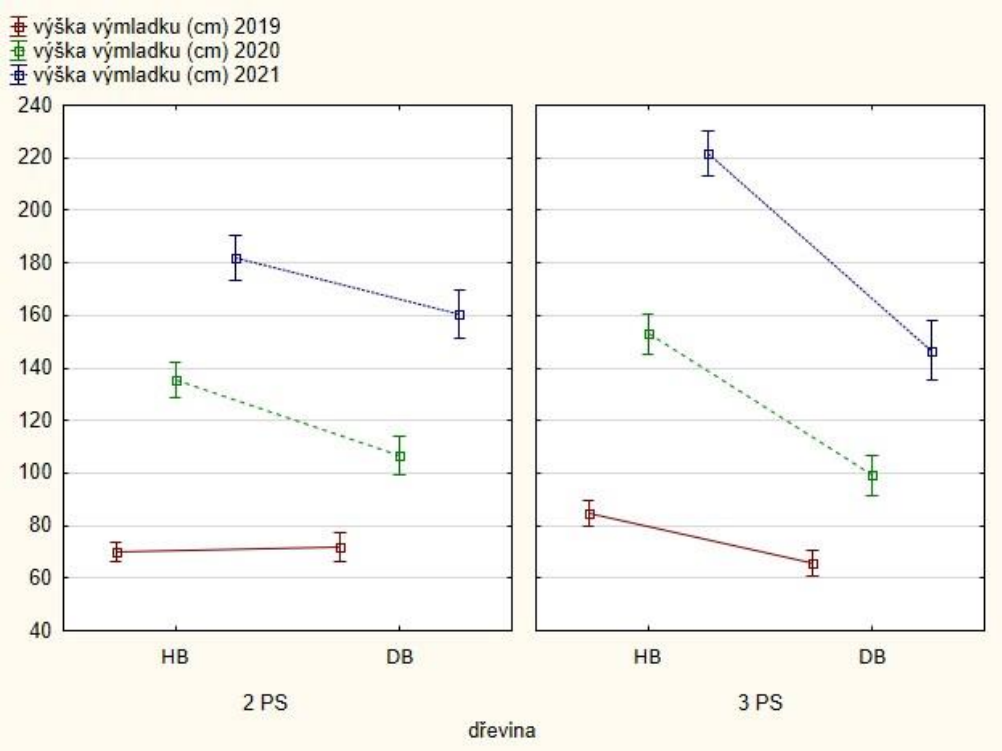
Pozn.: Hodnoty v závorce vyjadřují směrodatnou odchylku.

U horní tloušťky výmladků bylo v roce 2020 zjištěno, že se neliší její průměrné hodnoty mezi dubem a habrem (p=0,604) (bez vlivu srovnávaných ploch), ani nedochází ke statistické interakci mezi druhem dřeviny a plochou (p=0,059). Významně se ale liší průměrné hodnoty mezi plochami (p=0,010). Z Obr. 6.3.3.1 je ale patrné, že tento rozdíl mezi plochami se týká pouze habru, kdy větších tlouštěk dosahuje habr na ploše 3 PS.



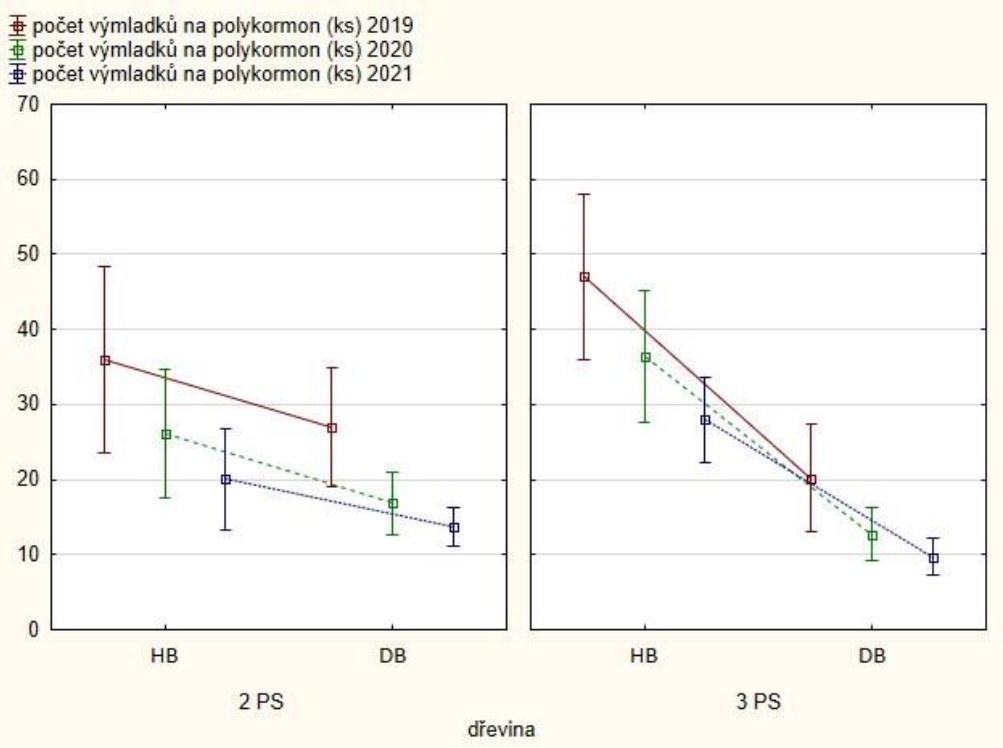
Obr. 6.3.3.1: Průměrné hodnoty horních tlouštěk výmladků dubu a habru na plochách 2 PS a 3 PS v letech 2019-2021.

V roce 2021 nebyl zjištěn statistický rozdíl průměrných hodnot horních tlouštěk mezi dřevinami (p=0,309), mezi plochami (0,051) ani mezi dřevinami v rámci jednotlivých ploch (p=0,075). Horní tloušťku lze tedy mezi dřevinami na obou sledovaných plochách považovat za statisticky shodnou (Obr. 6.3.3.1). Pokud srovnáme horní tloušťky mezi třemi sledovanými roky (Obr. 6.3.3.1), tak vidíme, že se hodnoty mezi jednotlivými roky u obou dřevin i ploch statisticky významně liší.
U průměrných hodnot horních výšek výmladků bylo v roce 2020 zjištěno, že statisticky významný vliv má druh dřeviny (p<0,001) (bez vlivu plochy) a dochází k interakci mezi dřevinou a plochou (p=0,001). Naopak vliv plochy (bez vlivu dřeviny) nebyl významný (p=0,129). Z Obr. 6.3.3.2 je patrné, že vyšších horních výšek na obou plochách dosahoval habr, který byl navíc na ploše 3 PS signifikantně vyšší než na ploše 2 PS. V roce 2021 bylo dosaženo podobných výsledků (p<0,001 pro dřevinu i interakci), kdy se navíc projevil i efekt plochy (p=0,007), kdy na ploše 3 PS byly významně vyšší výmladky (bez rozlišení dřeviny). Pokud srovnáme horní výšky mezi třemi sledovanými roky (Obr. 6.3.3.2), tak vidíme, že se hodnoty mezi jednotlivými roky u obou dřevin i ploch statisticky významně liší.



Obr. 6.3.3.2: Průměrné hodnoty horních výšek výmladků dubu a habru na plochách 2 PS a 3 PS v letech 2019-2021.

U počtu výmladků na polykormon byly v letech 2020 a 2021 zjištěny shodné výsledky a to, že počty výmladků se neliší mezi plochami (bez zohlednění druhu dřeviny, p>0,300 v obou letech), ale liší se mezi dřevinami (bez vlivu plochy, p<0,001 v obou letech), kdy prokazatelně vyšších počtů dosahoval habr a to především na ploše 3 PS (Obr. 6.3.3.3) (p=0,027 v roce 2020 a p<0.001 v roce 2021). Pokud porovnáme počty výmladků mezi roky 2019-2021 (Obr. 6.3.3.3), tak zjistíme, že i přes klesající trend je signifikantní pokles pouze u dubu mezi roky 2019 a 2021 na obou plochách a u habru mezi roky 2019 a 2021 na ploše 3 PS.



Obr. 6.3.3.3: Průměrné hodnoty počtů výmladků dubu a habru na plochách 2 PS a 3 PS v letech 2019-2021.

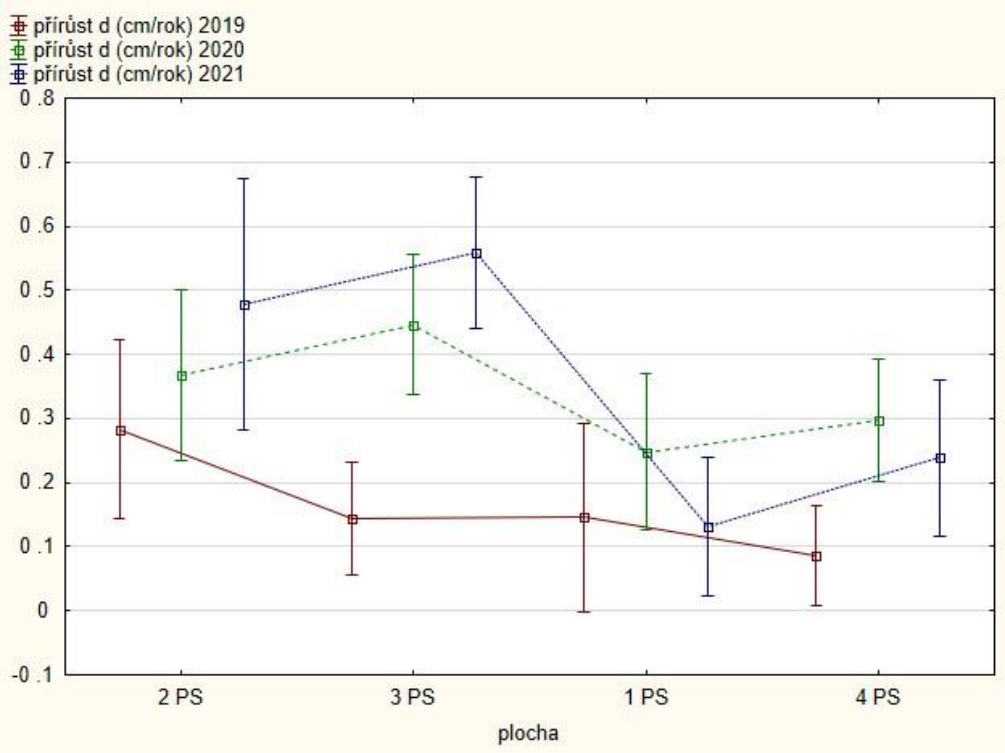
Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky sledovaných dendrometrických veličin dubových výstavků za období 2019-2021 jsou uvedeny v Tab. 6.3.3.2 (Kadavý et al. 2021b). Průměrné hodnoty stejných veličin a také průměrného ročního přírůstu výšky doplněné o intervaly spolehlivosti jsou uvedeny v Obr. 6.3.3.4 až 6.3.3.8.

Tab. 6.3.3.2: Dendrometrické charakteristiky výstavků na DO Pustá seč (LČR) (Kadavý et al. 2021b).

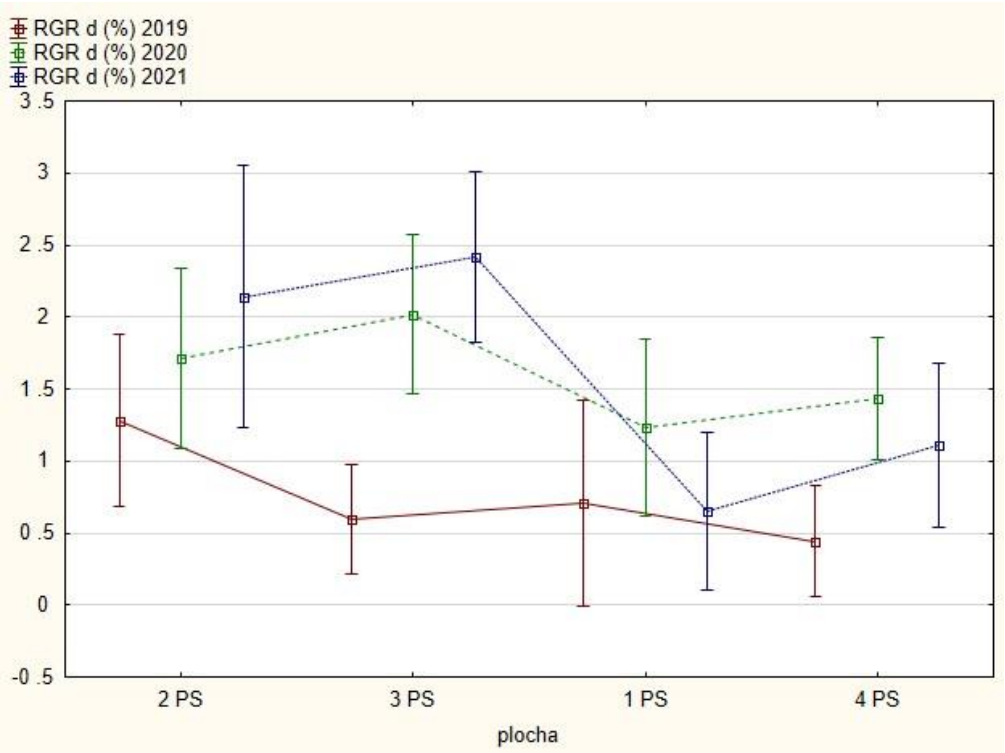
Plocha	Rok	Průměrná tloušťka (cm)	Průměrný objem (m^3)	Zásoba/ha (m^3/ha)	Průměrný přírůst tloušťky (cm/rok)	Průměrný přírůst objemu (m^3/rok)	RGR tloušťky (%)	RGR objemu (%)
1 PS	2019	20,16 (2,97)	0,226 (0,093)	18,956	0,146 (0,322)	0,004 (0,008)	0,705 (1,577)	1,661 (3,681)
	2020	20,41 (2,99)	0,232 (0,094)	19,484	0,248 (0,270)	0,006 (0,007)	1,235 (1,347)	2,894 (3,319)
	2021	20,54 (3,00)	0,234 (0,091)	19,656	0,132 (0,238)	0,002 (0,022)	0,652 (1,208)	0,943 (9,210)
2 PS	2019	21,83 (3,99)	0,281 (0,138)	21,384	0,283 (0,288)	0,009 (0,011)	1,278 (1,241)	2,993 (2,852)
	2020	22,12 (4,10)	0,288 (0,142)	20,752	0,369 (0,276)	0,010 (0,008)	1,714 (1,298)	3,957 (2,991)
	2021	22,63 (4,20)	0,308 (0,162)	22,156	0,477 (0,406)	0,018 (0,025)	2,142 (1,899)	5,367 (7,745)
3 PS	2019	23,30 (3,88)	0,368 (0,163)	29,440	0,144 (0,187)	0,005 (0,007)	0,596 (0,803)	1,334 (1,831)
	2020	23,74 (3,82)	0,383 (0,166)	30,600	0,446 (0,233)	0,015 (0,008)	2,018 (1,176)	4,506 (2,608)
	2021	24,30 (3,85)	0,409 (0,174)	32,736	0,559 (0,253)	0,027 (0,027)	2,412 (1,264)	8,008 (10,414)
4 PS	2019	20,66 (3,08)	0,237 (0,090)	18,956	0,086 (0,169)	0,002 (0,005)	0,442 (0,827)	1,046 (1,890)
	2020	20,96 (3,15)	0,245 (0,095)	19,612	0,297 (0,202)	0,008 (0,007)	1,430 (0,904)	3,378 (2,097)
	2021	21,20 (3,24)	0,256 (0,108)	20,496	0,239 (0,261)	0,011 (0,024)	1,109 (1,216)	3,653 (9,236)

Pozn.: Hodnoty v závorce vyjadřují směrodatnou odchylku.

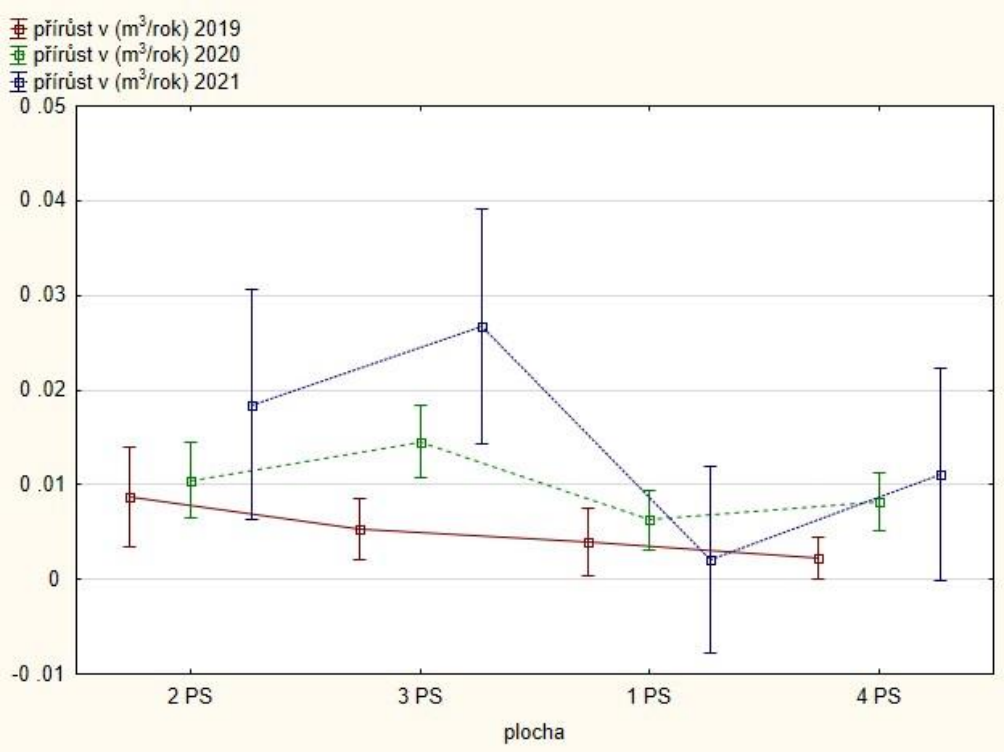
Pokud se podíváme na srovnání absolutních nebo relativních přírůstů tloušťky či objemu hroubí mezi čtyřmi sledovanými plochami v roce 2020 (Obr 6.3.3.4–6.3.3.7), tak zjistíme, že jediné statisticky významné rozdíly byly zjištěny u absolutního přírůstu objemu hroubí ($p=0,006$), kdy bylo potvrzeno, že na ploše 3 PS je vyšší přírůst než na ploše 1 PS (Obr. 6.3.3.6). V roce 2021 se již prokázaly významné rozdíly u absolutního i relativního přírůstu tloušťky ($p<0,001$ v obou případech) a také u absolutního přírůstu objemu hroubí ($p=0,014$). U obou přírůstů tlouštěk lze konstatovat, že vyšší přírůst byl zjištěn na těžených plochách (2 a 3 PS) oproti plochám netěženým, kdežto u absolutního přírůstu objemu hroubí byl detekovaný rozdíl pouze mezi plochami 3 PS a 1 PS (Obr. 6.3.3.4–6.3.3.6). Při srovnání průměrného ročního přírůstu výšky výstavků mezi sledovanými plochami nebyl díky vysoké míře variability zjištěn statisticky významný rozdíl, a to přes mírně vyšší hodnoty u netěžených ploch (Obr. 6.3.3.8). Pokud budeme sledovat výsledky mezi roky 2019-2021 na jednotlivých plochách, tak u obou tloušťkových přírůstů lze vidět pouze prokazatelně vyšší přírůst v letech 2020 a 2021 na ploše 3 PS a vyšší přírůst v roce 2020 oproti roku 2019 na ploše 4 PS, a to vše i přes mírně se zvyšující trend přírůstu ve dvou posledních letech na obou těžených plochách (Obr. 6.3.3.4 a 6.3.3.5).



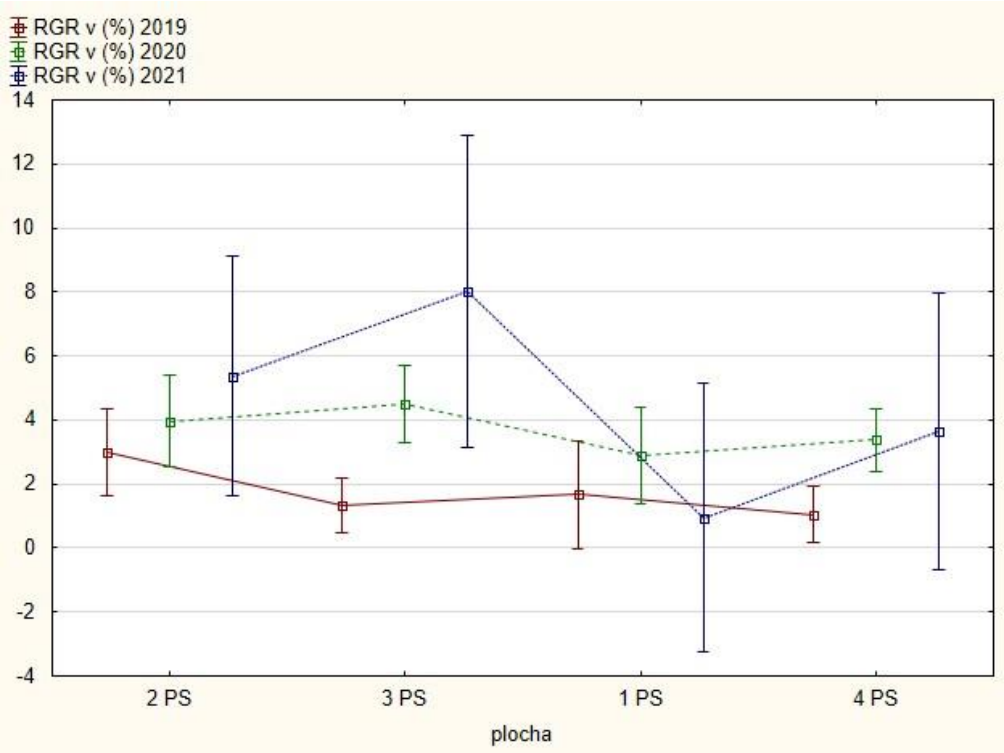
Obr. 6.3.3.4: Průměrné hodnoty absolutního přírůstu výčetní tloušťky na plochách demonstračního objektu Pustá seč (LČR) v letech 2019-2021.



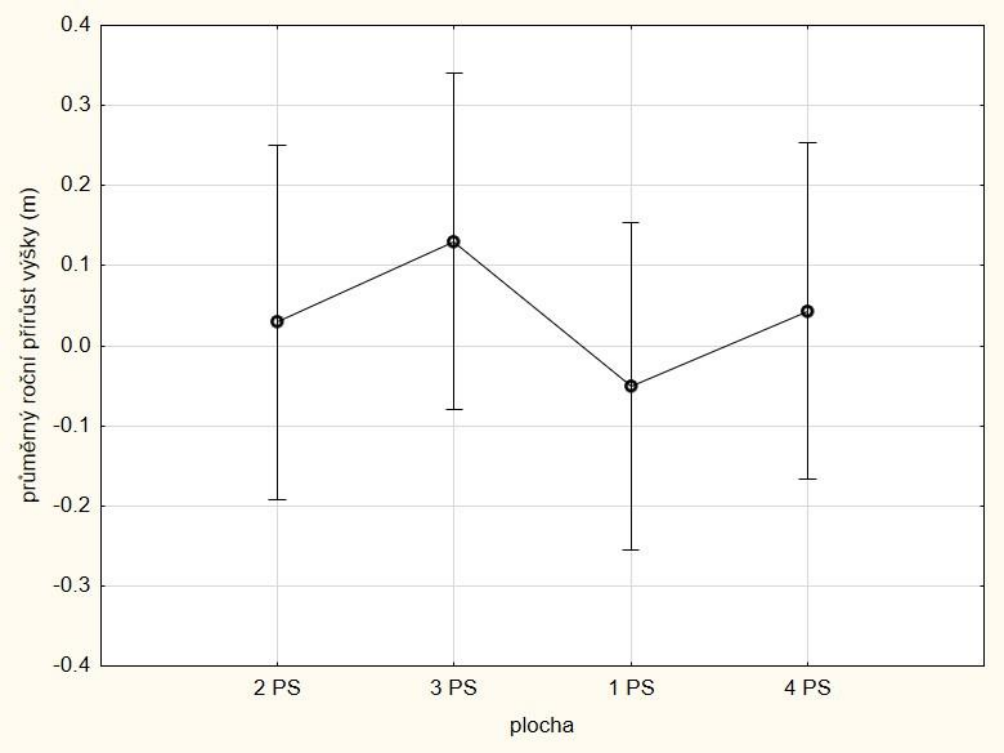
Obr. 6.3.3.5: Průměrné hodnoty relativního přírůstu výčetní tloušťky na plochách demonstračního objektu Pustá seč (LČR) v letech 2019-2021.



Obr. 6.3.3.6: Průměrné hodnoty absolutního přírůstu objemu hroubí na plochách demonstračního objektu Pustá seč (LČR) v letech 2019-2021.



Obr. 6.3.3.7: Průměrné hodnoty relativního přírůstu objemu hroubí na plochách demonstračního objektu Pustá seč (LČR) v letech 2019-2021.



Obr. 6.3.3.8: Průměrné hodnoty průměrného ročního přírůstu výšky na plochách demonstračního objektu Pustá seč (LČR) v letech 2019-2021.

Výsledky pro demonstrační objekt Colloredo-Mannsfeld

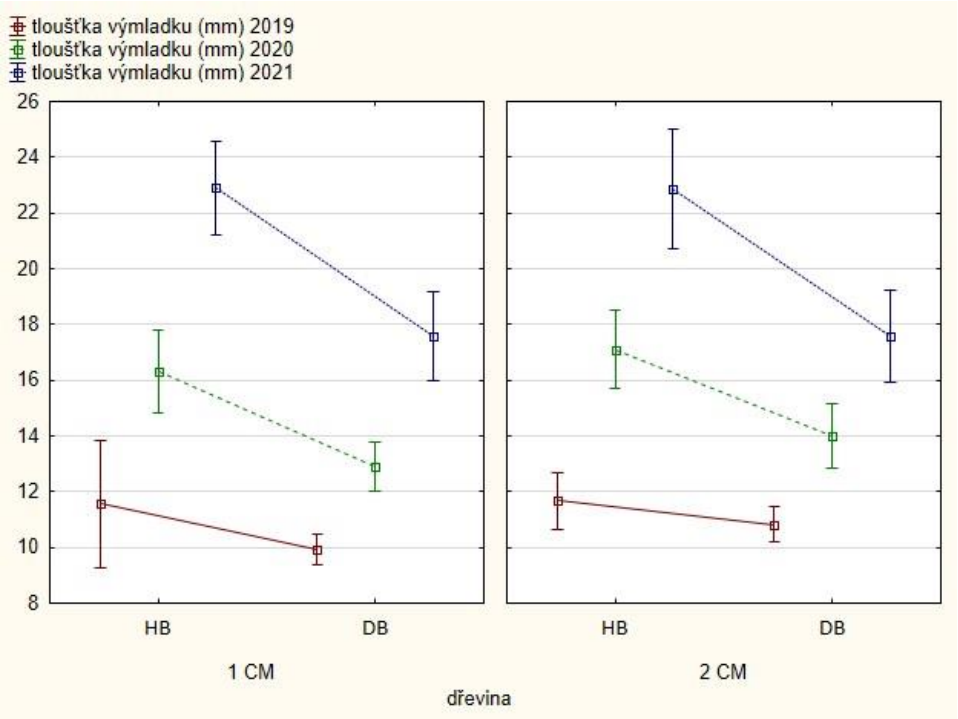
Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky horních tlouštěk, horních výšek a počtu výmladků na polykormon za období 2019-2021 jsou uvedeny v Tab. 6.3.3.3 (Kadavý et al. 2021b). Průměrné hodnoty stejných veličin doplněné o intervaly spolehlivosti jsou uvedeny v Obr. 6.3.3.9 až 6.3.3.11.

Tab. 6.3.3.3: Dendrometrické charakteristiky výmladků na DO Colloredo-Mannsfeld (Kadavý et al. 2021b).

Plocha	Rok	Dřevina	Průměrná horní tloušťka výmladku (mm)	Průměrná horní výška výmladku (cm)	Průměrný počet výmladků na polykormon (ks)
1 CM	2019	DB	9,92 (2,80)	80,10 (26,95)	24,40 (16,02)
		HB	11,55 (9,28)	87,69 (21,42)	25,92 (16,52)
	2020	DB	12,90 (4,56)	100,30 (35,72)	15,95 (7,72)
		HB	16,31 (5,96)	182,46 (37,38)	18,77 (6,34)
	2021	DB	17,59 (7,67)	149,67 (62,92)	12,10 (8,96)
		HB	22,89 (6,73)	272,31 (57,63)	16,77 (6,62)
2 CM	2019	DB	10,95 (3,03)	97,19 (28,38)	19,90 (10,03)
		HB	11,67 (3,44)	98,89 (27,07)	32,33 (22,07)
	2020	DB	12,56 (6,66)	103,09 (51,08)	14,45 (9,34)
		HB	17,11 (4,73)	180,09 (42,48)	20,11 (7,99)
	2021	DB	17,59 (7,72)	157,93 (61,74)	10,70 (6,91)
		HB	22,87 (7,15)	262,67 (55,33)	19,11 (11,20)

Pozn.: Hodnoty v závorce vyjadřují směrodatnou odchylku.

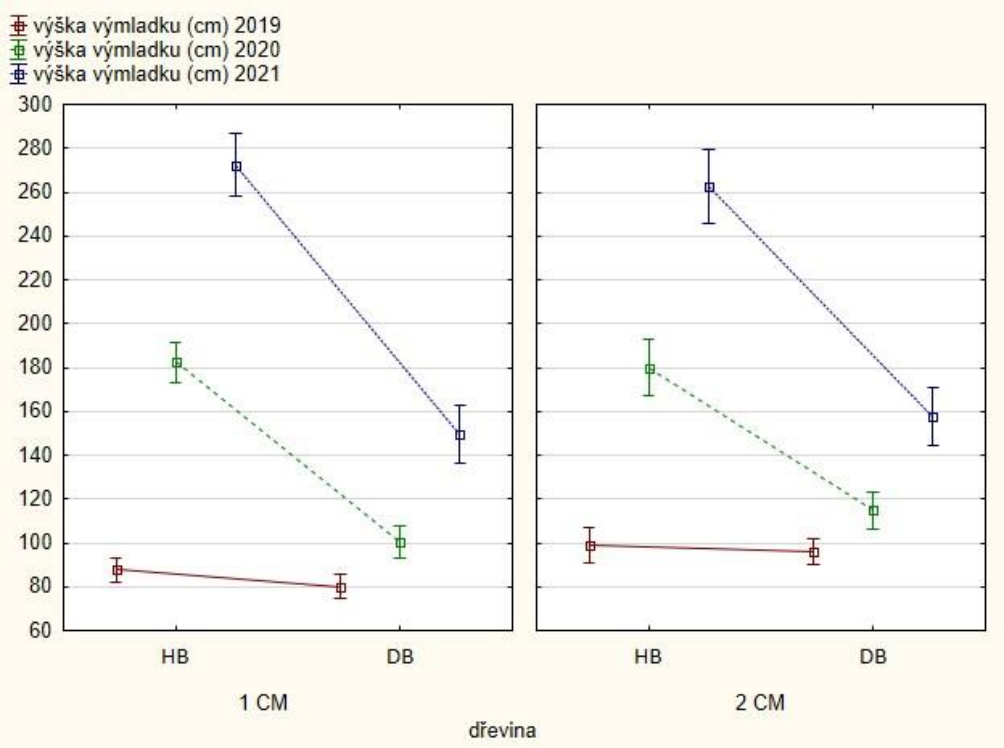
U horní tloušťky výmladků bylo pro oba sledované roky (2020 a 2021) shodně zjištěno, že jediný prokazatelný vliv má druh dřeviny (bez ohledu na plochu) ($p<0,001$ pro oba roky). Z Obr. 6.3.3.9 je patrné, že vyšších tlouštěk vždy dosáhl habr, a to bez rozdílu, o kterou plochu se jedná.



Obr. 6.3.3.9: Průměrné hodnoty horních tlouštěk výmladků dubu a habru na plochách 1 CM a 2 CM v letech 2019-2021.

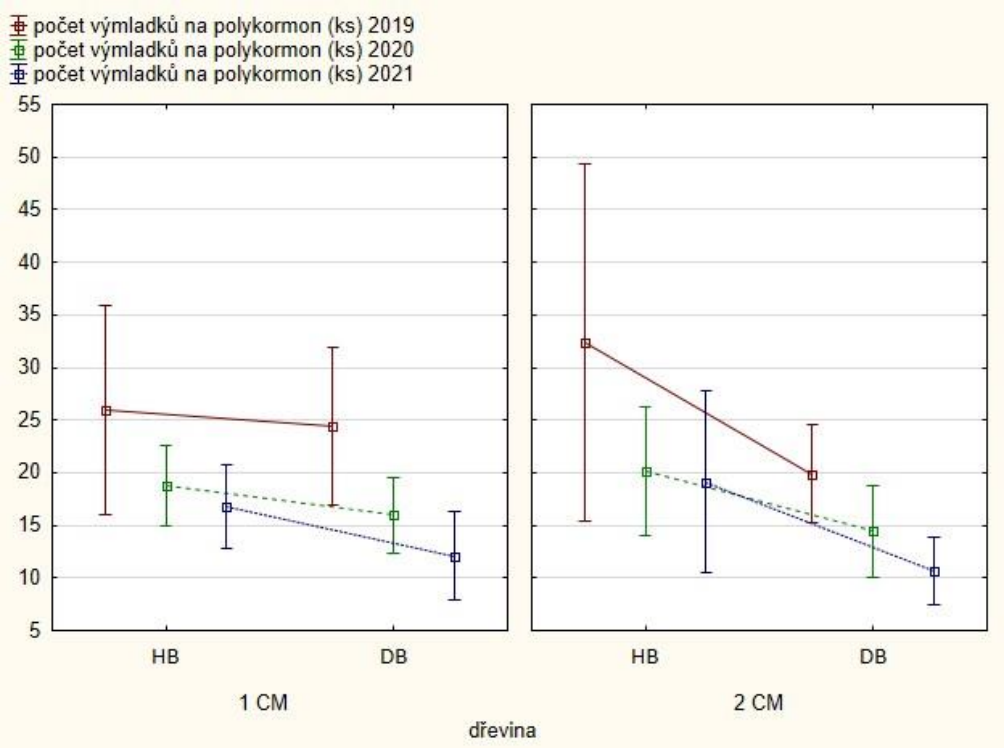
Při srovnání hodnot z let 2019-2021 je patrné, že horní tloušťky jsou mezi jednotlivými roky statisticky odlišné, a to u obou dřevin na obou sledovaných plochách (Obr. 6.3.3.9).

U horní výšky výmladků byly pro oba sledované roky (2020 a 2021) shodně zjištěny stejné výsledky jako u horní tloušťky. Lze tedy konstatovat, že jediný prokazatelný vliv na průměrnou hodnotu horní výšky má druh dřeviny (bez ohledu na plochu) ($p<0,001$ pro oba roky). Z Obr. 6.3.3.10 je patrné, že vyšších výšek vždy dosáhl habr, a to bez rozdílu, o kterou plochu se jedná. Při srovnání hodnot z let 2019-2021 je patrné, že horní výšky jsou mezi jednotlivými roky statisticky odlišné, a to u obou dřevin na obou sledovaných plochách (Obr. 6.3.3.10).



Obr. 6.3.3.10: Průměrné hodnoty horních výšek výmladků dubu a habru na plochách 1 CM a 2 CM v letech 2019-2021.

U počtu výmladků na polykormon byly v letech 2020 a 2021 zjištěny shodné výsledky a to, že počty výmladků se neliší mezi plochami ani mezi dřevinami ($p>0,05$ ve všech případech) (Obr. 6.3.3.11). Pokud porovnáme mezi sebou počty výmladků na polykormon mezi roky 2019-2021, tak lze konstatovat, že i přes viditelně klesající trendy lze počty výmladků u habru ve třech sledovaných letech označit za statisticky shodné (a to na obou plochách) a u dubu je patrný statisticky významný pokles mezi roky 2019 a 2021 na obou sledovaných plochách (Obr. 6.3.3.11).



Obr. 6.3.3.11: Průměrné hodnoty počtů výmladků dubu a habru na plochách 1 CM a 2 CM v letech 2019-2021.

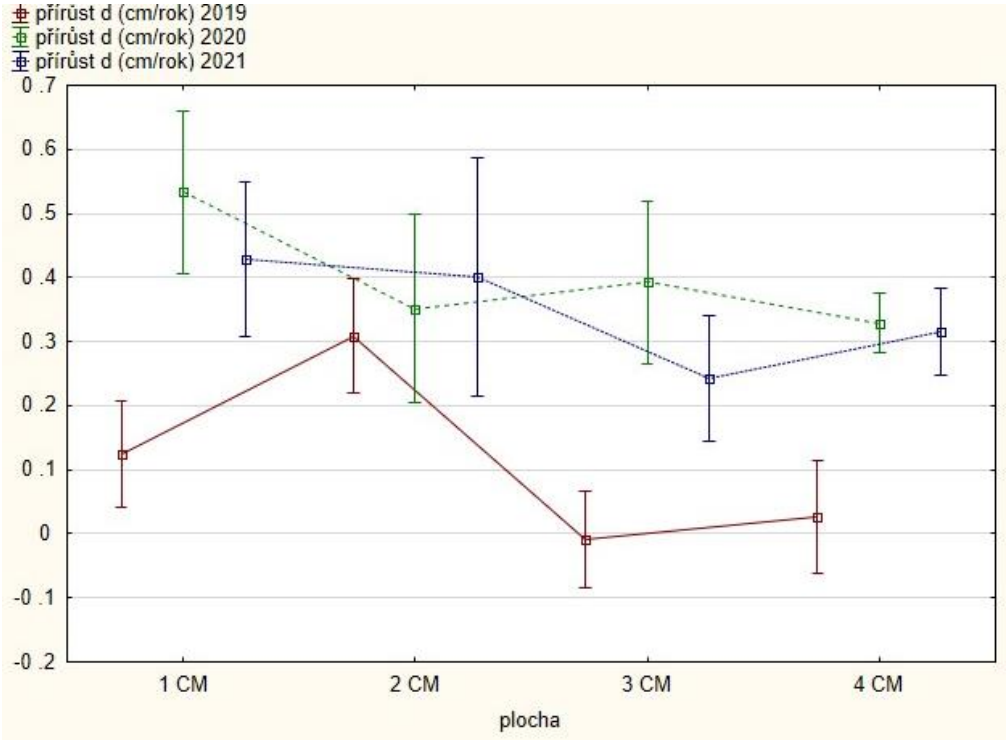
Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky sledovaných dendrometrických veličin dubových výstavků za období 2019-2021 jsou uvedeny v Tab. 6.3.3.4 (Kadavý et al. 2021b). Průměrné hodnoty stejných veličin a také průměrného ročního přírůstu výšky doplněné o intervaly spolehlivosti jsou uvedeny v Obr. 6.3.3.12 až 6.3.3.16.

Pokud se podíváme na srovnání absolutních nebo relativních přírůstů tloušťky či objemu hroubí mezi čtyřmi sledovanými plochami v roce 2020 (Obr 6.3.3.12 – 6.3.3.15), tak zjistíme, že jediné statisticky významné rozdíly byly zjištěny u obou relativních přírůstů (p=0,033 u tloušťky a p=0,031 u objemu), kdy bylo shodně potvrzeno, že na ploše 1 CM je vyšší přírůst než na ploše 4 CM (Obr. 6.3.3.13 a 6.3.3.15). V roce 2021 byl prokázán pouze jeden významný rozdíl, a to konkrétně u relativního přírůstu objemu (p=0,016), kdy bylo zjištěno, že na ploše 2 CM je signifikantně nižší přírůst než na plochách 1 CM a 3 CM (Obr. 6.3.3.15). Při srovnání průměrného ročního přírůstu výšky výstavků mezi sledovanými plochami nebyl, díky vysoké míře variability, zjištěn statisticky významný rozdíl (Obr. 6.3.3.16). Pokud budeme sledovat výsledky mezi roky 2019-2021 na jednotlivých plochách, tak u obou tloušťkových přírůstů lze vidět pouze prokazatelně vyšší přírůst v letech 2020 a 2021 ve srovnání s rokem 2019 na všech sledovaných plochách s výjimkou plochy 2 CM, kdežto mezi roky 2020 a 2021 již rozdíl není (Obr. 6.3.3.12 a 6.3.3.13). U obou objemových přírůstů je vždy vidět významný meziroční nárůst přírůstu u všech sledovaných ploch s výjimkou 2 CM (Obr. 6.3.3.14 a 6.3.3.15).

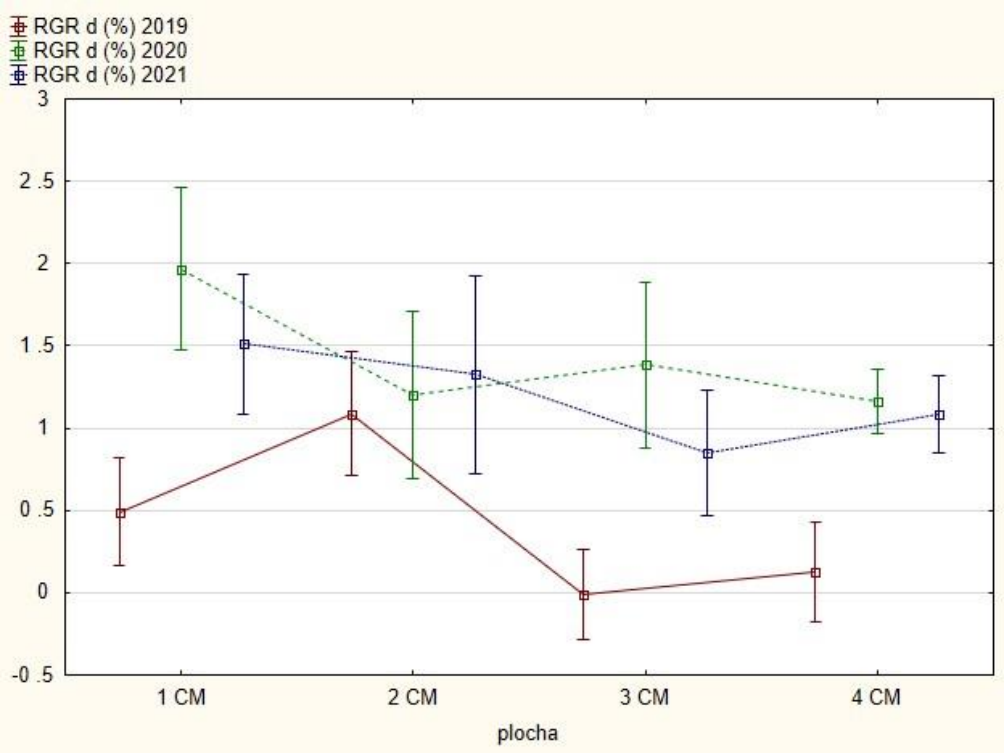
Tab. 6.3.3.4: Dendrometrické charakteristiky výstavků na DO Colloredo-Mannsfeld (Kadavý et al. 2021b).

Plocha	Rok	Průměrná tloušťka (cm)	Průměrný objem (m^3)	Zásoba/ha (m^3/ha)	Průměrný přírůst tloušťky (cm/rok)	Průměrný přírůst objemu (m^3/rok)	RGR tloušťky (%)	RGR objemu (%)
1 CM	2019	27,37 (4,62)	0,618 (0,245)	49,440	0,124 (0,179)	0,005 (0,008)	0,492 (0,699)	1,063 (1,486)
	2020	27,98 (4,23)	0,635 (0,228)	45,704	0,533 (0,272)	0,025 (0,015)	1,966 (1,051)	4,249 (2,296)
	2021	28,46 (4,35)	0,726 (0,257)	52,292	0,430 (0,258)	0,082 (0,054)	1,511 (0,904)	13,210 (7,752)
2 CM	2019	29,31 (3,56)	0,752 (0,213)	60,120	0,309 (0,192)	0,016 (0,009)	1,088 (0,798)	2,310 (1,691)
	2020	30,24 (3,13)	0,800 (0,196)	38,408	0,352 (0,316)	0,019 (0,017)	1,201 (1,091)	2,560 (2,233)
	2021	30,91 (3,22)	0,862 (0,207)	41,368	0,401 (0,395)	0,037 (0,053)	1,324 (1,283)	4,767 (7,394)
3 CM	2019	28,63 (5,92)	0,696 (0,335)	55,648	-0,008 (0,161)	-0,001 (0,008)	-0,009 (0,582)	-0,060 (1,247)
	2020	29,02 (5,98)	0,716 (0,342)	57,260	0,392 (0,270)	0,020 (0,013)	1,383 (1,072)	3,008 (2,336)
	2021	29,26 (6,01)	0,794 (0,350)	63,488	0,242 (0,211)	0,078 (0,052)	0,848) (0,806)	12,522 (8,743)
4 CM	2019	28,99 (4,82)	0,688 (0,301)	55,048	0,027 (0,189)	0,001 (0,009)	0,126 (0,647)	0,255 (1,369)
	2020	29,31 (4,83)	0,705 (0,306)	56,364	0,328 (0,010)	0,016 (0,007)	1,158 (0,418)	2,499 (0,9007)
	2021	29,63 (4,87)	0,790 (0,333)	63,164	0,315 (0,144)	0,085 (0,081)	1,086 (0,197)	12,490 (12,519)

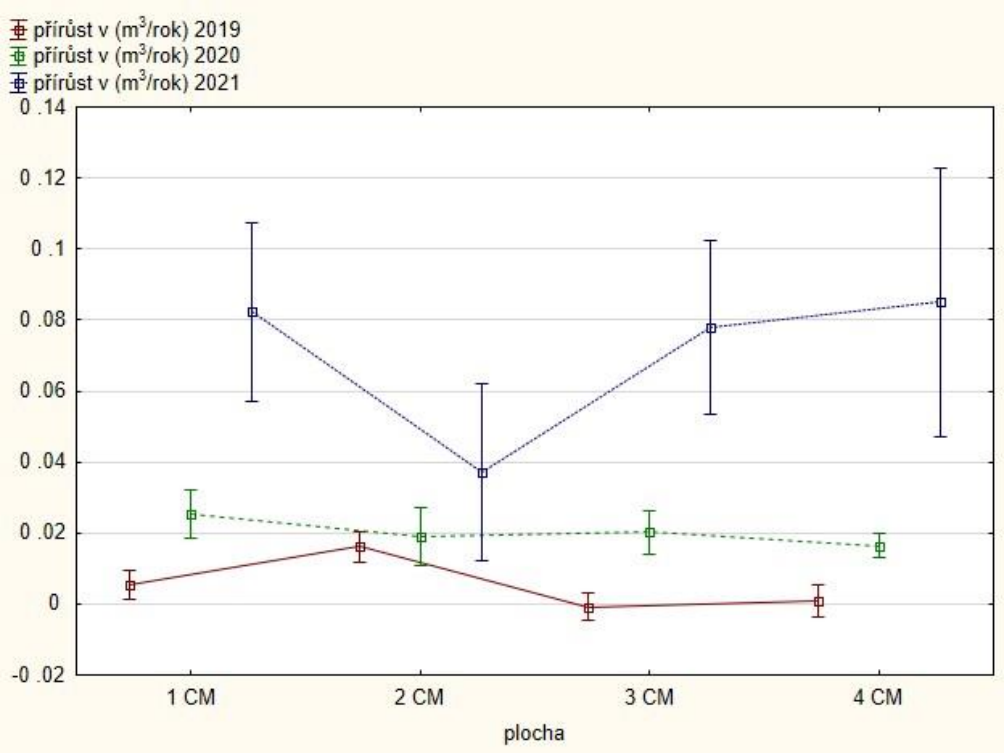
Pozn.: Hodnoty v závorce vyjadřují směrodatnou odchylku.



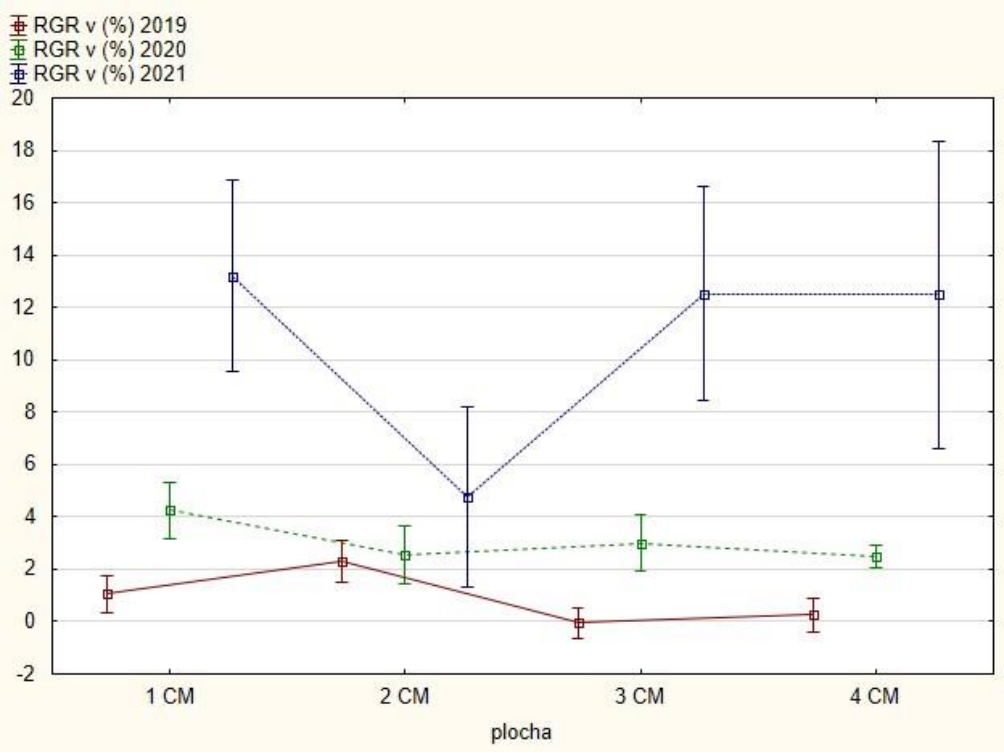
Obr. 6.3.3.12: Průměrné hodnoty absolutního přírůstu výčetní tloušťky na plochách demonstračního objektu Colloredo-Mannsfeld v letech 2019-2021.



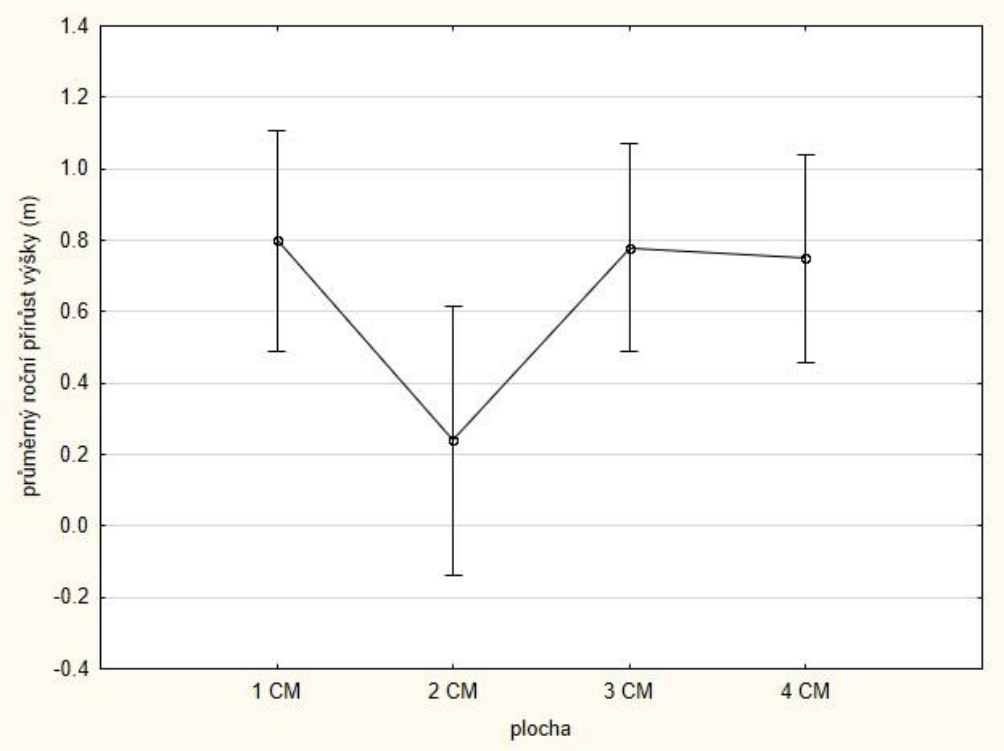
Obr. 6.3.3.13: Průměrné hodnoty relativního přírůstu výčetní tloušťky na plochách demonstračního objektu Colloredo-Mannsfeld v letech 2019-2021.



Obr. 6.3.3.14: Průměrné hodnoty absolutního přírůstu objemu hroubí na plochách demonstračního objektu Colloredo-Mannsfeld v letech 2019-2021.



Obr. 6.3.3.15: Průměrné hodnoty relativního přírůstu objemu hroubí na plochách demonstračního objektu Colloredo-Mannsfeld v letech 2019-2021.



Obr. 6.3.3.16: Průměrné hodnoty průměrného ročního přírůstu výšky na plochách demonstračního objektu Colloredo-Mannsfeld v letech 2019-2021.

6.3.4 Komplexní zhodnocení vývoje dendrometrických veličin na demonstračních objektech

Demonstrační objekt Pustá seč

Po třech letech vývoje od založení DO lze konstatovat, že průměrné tloušťky výmladků mezi oběma sledovanými dřevinami jsou stejné a drží si prokazatelně rostoucí tendenci. Z pohledu výšek výmladků již po třech letech začal dominovat habr nad dubem a tempo růstu výšky je stále výrazné u obou druhů. Z pohledu počtu výmladků na úrovni polykormonu lze sice pozorovat klesající trend, ale jako prokazatelný ho lze zatím označit za sledované období pouze v případě dubu. Z pohledu výmladků lze tedy podle dosažených výsledků konstatovat, že obě dřeviny zdárně odrůstají a směřují do funkčního pařezinového hospodářství a po třech letech od založení se na tomto stanovišti zatím lépe (z pohledu produkčního) profiluje habr obecný.

Z pohledu dubových výstavků lze konstatovat, že i když se statisticky významné rozdíly zatím povedlo prokázat jen v několika případech, tak z pohledu tříletého trendu lze konstatovat, že na plochách těžených je vyšší tloušťkový i objemový přírůst než na plochách netěžených. Vyšší přírůsty na těžených plochách jsou dobře vidět v posledních dvou letech, a především pak v roce 2021. Prozatímní statistickou neprůkaznost lze zřejmě odůvodnit velkou variabilitou sbíraných dat, a také extrémností daného stanoviště, kde naměřené hodnoty přírůstu jsou malé a jsou tedy hůře detekovatelné rozdíly mezi těženou a netěženou variantou.

Demonstrační objekt Colloredo-Mannsfeld

Vývoj výmladků obou dřevin na tomto DO je prozatím dosti podobný vývoji na DO Pustá seč. Jediným rozdílem je to, že u tlouštěk výmladků jsou již prokazatelně vyšší hodnoty u habru v porovnání s dubem. Tento trend je platný již od roku 2020 a dominance habru se pouze začíná zvyšovat. Stejné výsledky platí i pro výšku výmladků, tedy prokazatelně vyšší výmladky habru již od roku 2020 a zvyšující se rozdíl hodnot mezi dřevinami v čase. Z pohledu počtu výmladků lze sice sledovat nepatrně se snižující trend, ale ten se zatím povedlo prokázat pouze u dubu. I na tomto stanovišti lze tedy konstatovat (stejně jako na DO Pustá seč), že výmladkové patro je životaschopné a produkčně v něm prozatím dominuje z pohledu sledovaných dendrometrických veličin habr obecný.

I když statistické šetření zatím neprokázalo větší množství statistických rozdílů v přírůstech, tak lze ale z tříletého sledování pozorovat zvýšený především tloušťkový přírůst na výstavcích z těžených ploch. Nicméně tento trend není až tak patrný v přírůstu objemovém, kdy jsou hodnoty velmi podobné na všech čtyřech srovnávaných plochách. Tato situace ale může být vysvětlena tím, že objemový přírůst je výsledkem přírůstu tloušťkového (přeneseně přes přírůst kruhové výčetní základny) a výškového. I když výškový přírůst byl hodnocen na všech plochách jako statisticky shodný, tak je ale patrná jeho výrazně nižší hodnota na ploše 2 CM. Pokud bychom rozdělili plochy pouze na těžené a netěžené, tak bychom museli z logiky věci konstatovat, že právě díky datům z plochy 2 CM je výškový přírůst na těžených plochách nižší. Přitom plocha 1 CM má výškový přírůst srovnatelný s plochami netěženými, což vyvrací hypotézu o tom, že by stromy v zápoji směřovaly svůj přírůst díky vyšší konkurenci (v porovnání s uvolněnými výstavky na těžených plochách) do výškového růstu a měly by tedy dosahovat vyšších výšek. Lze tedy konstatovat, že srovnatelný objemový přírůst na plochách těžených a netěžených je dán jako výsledek sice vyššího přírůstu tloušťkového na těžených plochách, ale zároveň nižším přírůstem výškovým na stejných plochách. S ohledem na vyšší věk DO lze ale očekávat, že stromy na všech plochách již budou do výšky přirůstat s přibývajícím věkem stále méně, ale tloušťkový růst by měl ještě stále směřovat ve prospěch

uvolněných jedinců a lze tedy očekávat i prokazatelně vyšší objemový přírůst na těžených plochách.

7. Hodnocení způsobů obhospodařování lesa včetně statutů jeho ochrany na Křivoklátsku *(M. Kneifl, J. Kadavý a R. Knott)*

Náplň kapitoly je specifikována na základě relativně vágního vymezení v projektové výzvě tématu. Jako nejvhodnější a nejsnáze proveditelná se již od začátku jevila analýza dat lesních hospodářských plánů. Tento postup se nakonec ukázal jako proveditelný díky relativně jednotné datové struktuře lesních hospodářských plánů napříč jednotlivými zastoupenými lesními hospodářskými celky a dobami platnosti LHP. Dílčí cíle, literární rešerše k tématu, metodologie analýz a výsledky jsou obsaženy v následujících podkapitolách.

7.1 Dílčí cíle

Dílčími cíli studie byly:

- zpracování literární rešerše k tématu hodnocení vlivu managementu na biodiverzitu,
- definování optimální datové struktury numerické části LHP jako podklad pro hodnocení způsobů hospodaření včetně statutů ochrany,
- statisticky potvrdit, nebo vyvrátit hypotézu, že na výsledky lesnického hospodaření nemají rozdílné statuty ochrany lesa statisticky významný vliv, a to na následujících veličinách:
    - stav porostu – úroveň dřevina: zastoupení, výška, tloušťka, zásoba na hektar, absolutní výšková bonita, genetická klasifikace,
    - plánovaná hospodářská opatření – úroveň etáž: prořezávka, těžba výchovná, těžba obnovní, zalesnění.

7.1.1 Přehled literatury na téma: vliv managementu lesa na biodiverzitu

Kapitola je rozdělena do pěti tematicky zaměřených podkapitol s úvodním definováním základních pojmů.

Základní pojmy

- **Intenzita lesního hospodaření (managementu)** je spojována s intenzitou těžby a lesní hospodářskou činností zaměřenou na zásobování dřevem.
- **Biologická diverzita** zahrnuje diverzitu ekosystémů, druhů, genů a jejich interakcí.
- **Druhová diverzita**, jako nejčastěji zvažovaný aspekt biologické diverzity, se vyjadřuje jako druhová bohatost (tj. počet druhů přítomných v konkrétním ekosystému) a druhová vyrovnanost (tj. relativní množství různých druhů v konkrétním ekosystému). Druhová diverzita souvisí s prostorovým měřítkem. Celková druhová diverzita v krajině (gama diverzita) závisí na alfa diverzitě (počet druhů v určitém lesním porostu, části porostu nebo typu lesa) a beta diverzitě (stupeň variace alfa diverzity napříč různými porosty, částmi porostu nebo typy lesa).
- **Přirozenost lesa** je definována jako podobnost současného stavu ekosystému s jeho přirozeným stavem.

7.1.1.1 Indikátory biodiverzity, managementu, hospodářských opatření a vazeb mezi nimi v evropských lesích

Přímé a nepřímé účinky lesního hospodářství na biologickou rozmanitost nejsou doposud plně objasněny, natož pochopeny (Bohn a Huth, 2017). Možná je to dáno naší přirozenou snahou složitosti související s režimy managementu lesa shrnout do jasně rozlišitelných entit – indikátorů (Paillet *et al*. (2010); Beckmann *et al.* (2019); Oettel a Lapin (2021); Dieler *et al.* (2017)). Otázkou proto i dnes stále zůstává, jak biodiverzitu lesa kvantifikovat. Většina indikátorů používaných v evropských hodnoceních biodiverzity totiž sleduje stav/kondici lesního ekosystému nebo tlaky, které na něj působí (např. Maes *et al.* (2020); Storch *et al*. (2018); Heym *et al.* (2021)). Není však jednoduché jednoznačně vyvodit obecné závěry o biodiverzitě lesa, a to kvůli různým nárokům a požadavkům na stanoviště různých lesních druhů a jejich různé náchylnosti ke změnám (Storch *et al*. 2019).

7.1.1.2 Vztah managementu s žádnou nebo nízkou intenzitou a biodiverzity lesa

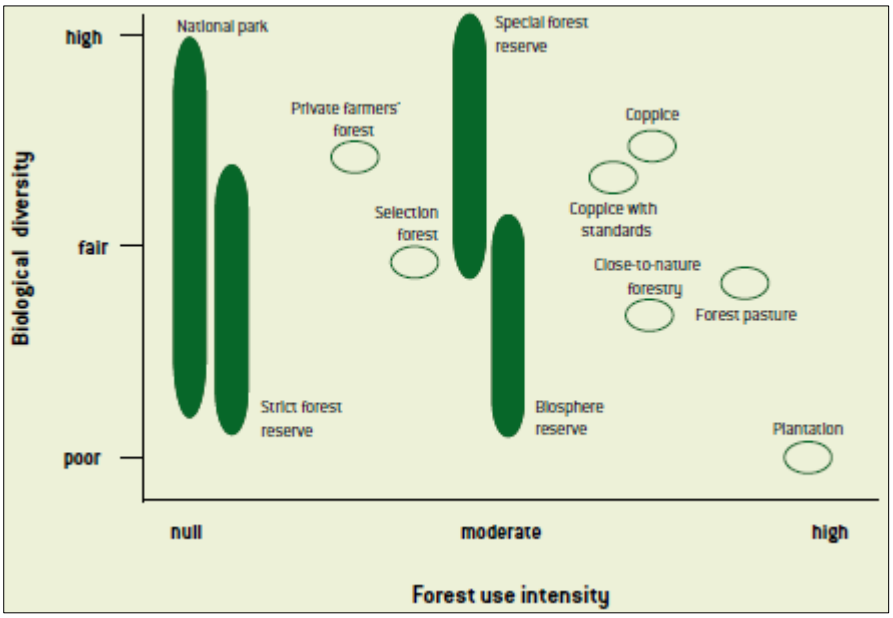
Upuštění od klasicky lesnicky zaměřených hospodářských činností může vést ke změnám v druhovém bohatství a složení biologických společenstev ve srovnání se společenstvy v obhospodařovaných lesích (Sitzia *et al.* 2017). Studiem adekvátní literatury můžeme dospět k závěru, že silná vazba mezi indikátory managementu pro oblasti s žádnou nebo nízkou intenzitou managementu a skupinami indikátorů biodiverzity, jako jsou např. členovci, ptáci a houby, ukazuje na pozitivní vliv na celkovou biologickou rozmanitost lesů (Oettel a Lapin, 2021). Stejně tak můžeme přijmout konstatování, že změny hodnocených strukturálních proměnných lesa bez zaznamenané těžby mohou být spíše pozitivní nebo neutrální, ale značně proměnlivé (Storch *et al*. 2019). Pozitivní vliv mezi žádnou nebo nízkou intenzitou managementu a biodiverzitou není stále jednoznačně prokázaný. Opuštění managementu se totiž může lišit v prostoru a čase v závislosti na cílech a souvisejících druzích. Například přežívání ptačích druhů a úspěšnost jejich rozmnožování se zvyšuje v důsledku sezónního opuštění a vytváření klidových zón během období rozmnožování (Fernandez-Juricic a Jokimaki, 2001), zatímco pro zvýšení diverzity hub jsou zapotřebí dlouhodobě neobhospodařované lesy (Dvořák *et al.* 2017). Kromě toho se specifikace a požadavky na velikosti ploch (patch size) bez managementu velmi liší. Zatímco Sánchez-Almendro *et al.* (2018) naznačují příznivou velikost lesa bez managementu nad 10 ha, Dyderski *et al*. (2017) doporučují zachovat jakékoli plochy v rozmezí 0,1 až 10 ha a Perhans *et al.* (2009) tvrdí, že i malé neobhospodařované oblasti o rozloze 0,01 až 0,5 ha mohou představovat „záchranný člun“ pro ohrožené druhy. Pozitivní efekt opouštění managementu lesů ve velkých lesních oblastech však není potvrzen napříč všemi taxony (Sever a Nagel, 2019). Ve skutečnosti mnoho organismů fungujících jako indikátor biodiverzity vyžaduje aktivní managementová opatření pro pozitivní vývoj (Augustynczik *et al.* (2019); Cistrone *et al.* (2015); Hlásny *et al.* (2017)). Cistrone *et al.* (2015) uvádějí zvyšující se potravní aktivitu netopýrů v udržitelně obhospodařovaných lesích ve srovnání s lesy neobhospodařovanými. Diverzita cévnatých rostlin pozitivně souvisí s klimatickými změnami v druhové skladbě dřevin dříve monokulturních smrkových lesů (Hlásny *et al.* 2017). Je tedy v této oblasti zapotřebí dalšího výzkumu, aby bylo možné vysvětlovat ekologické procesy v neobhospodařovaných lesích oproti obhospodařovaným lesům (Sitzia *et al.* 2017).

7.1.1.3 Vztah intenzity managementu a biodiverzity podle typů lesa

Použití zjednodušených tříd popisujících složité systémy obhospodařování lesa (typy lesa) často poskytuje příliš hrubé znázornění efektů hospodaření (Verkerk *et al.* (2020); Schall *et al.*

(2018); Asbeck *et al.* (2019)). Například pouhé rozlišení mezi systémy na „s orientací na věk porostů“ a „bez orientace na věk porostů“ může postrádat nuance potřebné k pochopení složitých vztahů mezi hospodařením, strukturou, produktivitou a biodiverzitou v lesích (Kuuluvainen et al. (2012); Dieler *et al.* (2017)). Jistě zajímavým zjištěním této části může být konstatování, že porovnáním gradientů intenzity hospodaření, zásob uhlíku ve stromové biomase a produktivity lesa se ukázalo, že právě zásoba uhlíku má největší vliv na většinu taxonomických skupin, včetně ptáků, netopýrů a rostlin (Asbeck *et al.* 2021). Zásoba uhlíku je proto vnímána jako zásadní aspekt struktury lesů a často bývá považována za důležitou pro biologickou rozmanitost (Bohn a Huth, (2017); Thom a Keeton, (2020)). Diskutabilní může být závěr jedné ze studií, že pro regionální biodiverzitu je důležitější mozaika různých věkových tříd než vysoká heterogenita jednotlivých porostů (Schall *et al.* 2018). Autoři této studie proto navrhují přehodnotit současný trend nahrazování hospodaření výběrnými lesy v lesích mírného pásma. Místo toho by se podle jejich názoru měla zvýšit variabilita vývojových fází a struktur porostů, aby se podpořila biodiverzita v krajinném měřítku.

Vztah intenzity managementu a biodiverzity podle typů lesa v obecném vyjádření dobře vystihuje Obr. 7.1.1.3.1 „Postavení typů lesa podle jejich předpokládaného vztahu k intenzitě managementu a biodiverzitě“ (Kraus a Krumm, (2013), upraveno podle Schulze *et al.* (2009)). Z obrázku vyplývá, že omezení až úplné vyloučení managementu ještě nutně nemusí znamenat vysokou míru biodiverzity konkrétního typu lesa. Vysokou biodiverzitu však lze očekávat pouze u typů, které jsou primárně určeny k ochraně biologické rozmanitosti. Jedná se o typ národní park (national park) bez managementu a typ speciální lesní rezervace (special forest reserve) s předpokládanou střední intenzitou managementu. Obdobně můžeme přistoupit k hodnocení hospodářských typů lesa. Nejvyšší míru biodiverzity – v rozmezí střední až vysoké míry – můžeme očekávat u soukromých vlastníků lesa (private farmers forest) s nízkou intenzitou managementu a u typu lesa obhospodařovaného jako pařezina (coppice) s vyšší intenzitou managementu.

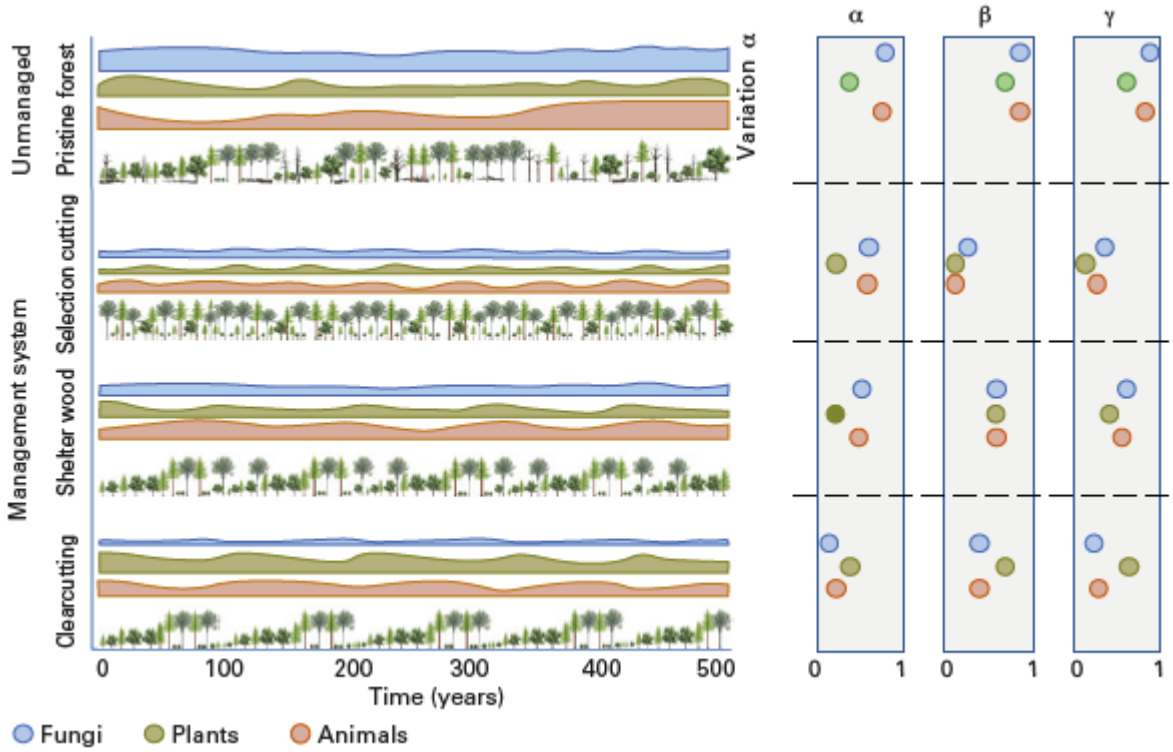


Obr. 7.1.1.3.1: Postavení typů lesa podle jejich předpokládaného vztahu k intenzitě managementu (forest use intensity) a biodiverzitě (biological diversity). Plně zelené symboly označují lesy primárně určené k ochraně biologické rozmanitosti; světle zelené symboly

označují lesy primárně určené k produkci komodit. Zdroj: Kraus a Krumm (2013), upraveno podle Schulze *et al.* (2009).

Naopak nízkou biodiverzitu lze očekávat u typu obhospodařovaného jako plantáž (plantation) s vysokou intenzitou managementu. Avšak nízkou biodiverzitu je možno na druhé straně taky očekávat u typů primárně určených k ochraně biodiverzity, tj. u typu lesní rezervace s přísnou ochranou (72trčit forest reserve) bez managementu nebo u typu biosférické rezervace (biosphere reserve) se střední intenzitou managementu.

Srovnání hospodářských způsobů obhospodařovaných lesů a pralesů podle typů hospodaření a hub, rostlin a živočichů na časové ose několika set let je obsahem Obr. 7.1.1.3.2 „Srovnání obhospodařovaných lesů a pralesů na časové ose několika set let a typů biodiverzity s ohledem na lokální stav (α), mezi lokalitami (β) a krajinné měřítko (γ) pro houby, rostliny a živočišné druhy“. Poskytuje nám možnost si udělat rámcovou představu o časových a prostorových vztazích mezi typy lesa (holoseč, podrostní způsob, výběrná těžba a prales) a typy biodiverzity (α, β a γ) hub (fungi), rostlin (plants) a živočichů (animals) na škále od úrovně nízké (0) po vysokou (1).



Obr. 7.1.1.3.2: Srovnání obhospodařovaných lesů a pralesů na časové ose několika set let a typů biodiverzity s ohledem na lokální stav (α), mezi lokalitami (β) a krajinné měřítko (γ) pro houby, rostliny a živočišné druhy. Schéma se týká bukových a smíšených listnato-jehličnatých lesů střední Evropy. Vlevo: α – diverzita v čase ve vztahu ke změnám ve struktuře lesa; Vpravo: rozmanitost v neobhospodařovaných lesích a různých systémech hospodaření napříč různými typy struktur lesa. Zdroj: Kraus a Krumm (2013), upraveno podle Scherzinger (1996); Kuuluvainen (2009); Hilmers *et al.* (2018) a Schall *et al.* (2018).

7.1.1.4 Vztah intenzity managementu a strukturní diverzity lesa

Struktury lesa (alespoň ty, které umíme dnes kvantifikovat) a závislá biologická rozmanitost vzájemně jen slabě korelují s kategoriemi hospodaření (Gossner *et al.* (2014); Asbeck *et al.* (2019); Stiers *et al.* (2018); Thom a Keeton, (2020); Dieler *et al.* (2017)).

Autoři Kahl a Bauhus (2014) navrhli kvantifikovat management lesa jako gradient intenzity na základě tří aspektů:

a) přivlastnění si dřevní biomasy měřené jako podíl objemu vytěženého stromu ve srovnání s teoretickým maximálním objemem,
b) změna ve skladbě dřevin měřená jako podíl nepůvodních vs. původních stromů v porostu,
c) zachování přirozené strukturální dynamiky porostu měřené jako podíl mrtvého dřeva pocházejícího z těžebních činností (např. pařezy a korunové dřevo) vs. přírodního původu.

Tento přístup, který se vyhýbá použití přísných kategorií, umožňuje kvantifikaci intenzity hospodaření jako spojité proměnné a zohledňuje mnohostranné vlivy hospodaření v lesích. Přístup se osvědčil při hodnocení vlivu intenzity managementu lesa na biodiverzitu a testován byl na členovcích z oblasti tří regionů Německa (Seibold *et al.* 2019). Ke kvantifikaci vlivu managementu lesa na biodiverzitu Asbeck *et al.* (2021) použili index intenzity hospodaření v lesích (ForMI), jak jej navrhli Kahl a Bauhus (2014). Jedním ze závěrů použití ForMI je skutečnost, že bohatost taxonomických skupin je spíše necitlivá na intenzitu hospodaření, výši zásob uhlíku a produktivitu lesů. Nicméně, intenzita managementu má největší relativní vliv na bohatost hmyzu a stromových mikrobiotopů. Díky vypočítaným hodnotám komplexních strukturních indexů složitosti porostu Gossner *et al.* (2014) přijímají konstatování, že komplexní indexy silně negativně korelují s jimi definovaným indexem intenzity managementu (SMI), naopak ale pozitivně silně korelují s přirozeností lesa. SMI a přirozenost lesa tak interpretují jako nejúspěšnější indikátory při vysvětlení variability biodiverzity. Jednotlivé strukturální atributy však podle nich vykazují obecně nízkou schopnost vysvětlit variabilitu mezi rostlinnými a živočišnými společenstvy. Pouze atributy podíl jehličnanů, věk stromů (průměrný věk), druhová rozmanitost stromů a objem mrtvého dřeva byly úspěšné při vysvětlení rozptylu v některých atributech biodiverzity (Gossner *et al.* 2014). Obdobně Dieler *et al.* (2017) nezjistili významné vlivy hospodaření na druhovou bohatost a rozmanitost, dokonce neidentifikovali ani žádné významné vlivy doby od ukončení hospodaření na druhovou bohatost a rozmanitost. Obhospodařování lesních porostů tak podle jejich výsledků snížilo množství mrtvého dřeva, počet mikrostanovišť a velikostní diverzitu stromů. Produktivita lesa byla výrazně zvýšena pravidelnými mírnými probírkami oproti nevychovávaným porostům a byla výrazně zvýšena smíšením dřevin oproti monokulturním porostům. Storch *et al*. (2019) pak dospěli ve výsledcích mj. k závěru, že i přes široký rozsah intenzit managementu na jimi sledovaných plochách Národní inventarizace lesů (NFI) spolkové země Baden-Württemberg (Německo) došlo ke zvýšení strukturní diverzity lesa pro celou populaci ploch NFI. Pokles strukturní diverzity byl jimi pozorován pouze u intenzit těžby větších než 90 %.

7.1.1.5 Přirozenost lesa jako klíč k zachování biologické rozmanitosti lesa

Přirozenost můžeme definovat jako podobnost současného stavu ekosystému s jeho přirozeným stavem (Winter, 2012). V plně přirozeném stavu (100 %) nedochází k dlouhodobému vlivu člověka na ekosystém. Gradient přirozenosti od kulturních oblastí s převahou stromů jako jsou plantáže a lesy s jednoduchou strukturou až po stav

nejpřirozenějšího lesa, jaký je za současných podmínek možný, je výrazný a bývá spojován s tvorbou biodiverzity lesa (Winter *et al.*, 2010; Obr. 7.1.1.5.1 „Teorie gradientu přirozenosti“).

Problém můžeme nejlépe rozebrat komentováním přeškrtnutých 100 % u šipky signalizující možné rozšiřování nejpřirozenějších lesů (oranžová oblast) směrem do prostoru hospodářských lesů (impact of man) níže uvedeného obrázku. Vzhledem k dosavadnímu omezenému úspěchu kroků vedených s cílem zachování biodiverzity (Butchart *et al.* 2010) je zřejmé, že další ochranářská strategie bezpodmínečně zahrnuje obhospodařované lesy (Lindenmayer a Franklin, (2002); Parviainen *et al.* (2000); Wilson *et al.* (2007)). Znalosti o vlivu managementu na důležité rysy biologické rozmanitosti jsou však často roztříštěné, hlavní aspekty ještě nejsou plně pochopeny a zjednodušené koncepce nesplňují to, co je požadováno. Například souhrn celoevropských simulačních studií ukazuje, že vyšší biodiverzita na úrovni lesní krajiny není nevyhnutelně spojena s méně intenzivním hospodařením (Biber *et al.* 2015). Také přirozené lesy v mírném pásmu Evropy by se vyskytovaly na velkých plochách s převahou buku lesního, což by vedlo k homogenním strukturám lesa se srovnatelně nízkou diverzitou (Hobi *et al*. 2015). Zdá se, že ochranářsky strategicky výhodnější je proto zavádění prvků ochrany – podpory biodiverzity – do kulturních (hospodářských) lesů. Toto je výhodné právě pro velkou rozlohu hospodářských lesů a s tím spojenou velikost dopadu těchto opatření, než zvětšování plochy nejpřirozenějších lesů (oranžová oblast) na úkor hospodářských lesů. Otázkou zůstává, zda existuje obecná shoda na podílu nejpřirozenějších lesů v lesích ČR.

Obr. 7.1.1.5.1: Teorie gradientu přirozenosti. Zdroj: Kraus a Krumm (2013), upraveno podle Winter et al. (2010).

7.2 Metodika řešení

Primárním metodickým krokem byla analýza datové struktury jednotlivých dodaných lesních hospodářských plánů, jejího doplnění o externí údaje v případech, kdy data LHP neobsahovala všechny potřebné údaje pro vyhodnocení vlivu statutu ochrany na vybrané parametry lesnického hospodaření a následné vlastní analýzy dat. K datu prvního kontrolního dne měl kolektiv řešitelů k dispozici data dotčených LHP lesních hospodářských celků.

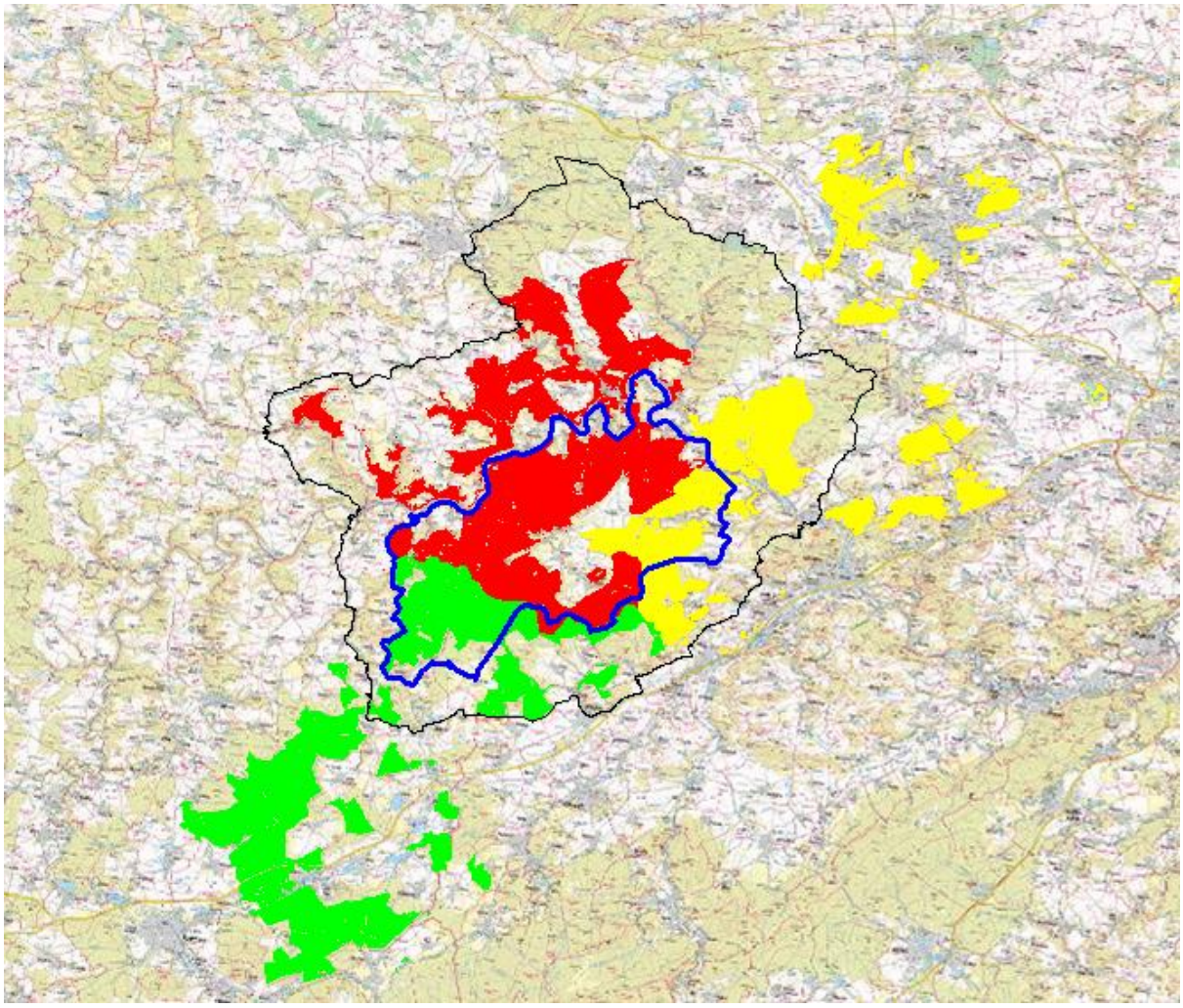
Tab. 7.2.1: Přehled dat LHP pro analýzy s uvedením platnosti jednotlivých lesních hospodářských plánů.

Vlastník	Název LHC	Platnost LHP	Vyhotovitel LHP
Lesy ČR, s.p.	LHC Nižbor	1.1.2008 – 31.12.2017	Lesprojekt Stará Boleslav, s.r.o.
		1.1.2018 – 31.12.2027	
	LHC Křivoklát	1.1.2005 – 31.12.2014	Lesprojekt Hradec Králové, s.r.o.
		1.1.2015 – 31.12.2024	
Jerome Colloredo-Mannsfeld	LHC JCM LRS Zbiroh	1.1.2006 – 31.12.2015	Lesprojekt Stará Boleslav, s.r.o.
	LHC JCM Zbiroh	1.1.2016 – 21.12.2025	Plzeňský lesprojekt, a.s.

Následujícím krokem bylo doplnění datové struktury lesních hospodářských plánů údaji z mapových zdrojů CHKO Křivoklátsko. Jednalo se o aktuální zonaci CHKO (zóny I. – III.) a dále o zonaci MZCHÚ (vlastní MZCHÚ a jeho ochranné pásmo). Tyto mapové vrstvy byly dodány Ing. Josefem Jedličkou z AOPK (RP Střední Čechy, oddělení Správy chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko) ve formátu ArcGIS shapefile (*.shp). Vybraná datová pole databáze těchto vrstev byla přenesena do mapové vrstvy lesnického detailu (DET) dotčených LHP a odtud do numerické databáze LHP na úrovni porostní skupiny (PSK). Tímto byla získána detailní, aktuální a kompletní informace o příslušnosti jednotlivých porostních skupin do zón CHKO, či do jednotlivých MZCHÚ, či jejich ochranného pásma. Pro následné analýzy bylo z dat LHP všech dotčených LHC pro každou jednotku prostorového rozlišení indikováno, zda je:

a) zároveň v CHKO Křivoklátsko a LP Křivoklátsko,
b) v CHKO Křivoklátsko, ale mimo LP Křivoklátsko,
c) mimo CHKO Křivoklátsko i LP Křivoklátsko.

Jednotky rozdělení lesa třetí skupiny byly z následných analýz vyloučeny. Následující mapa prezentuje jednotlivé lesní hospodářské celky v zájmové oblasti. Pro analýzy byla vybrána území analyzovaných LHC uvnitř černé linie představující hranici CHKO Křivoklátsko.



Obr. 7.2.1: Přehledová mapa CHKO Křivoklátsko, LP Křivoklátsko a dotčených LHC.
Legenda: černá linie – hranice CHKO Křivoklátsko, modrá linie – hranice LP Křivoklátsko, zeleně LHC JCM Zbiroh, červeně LHC Křivoklát, žlutě LHC Nižbor

Tab. 7.2.2: Plošné podíly jednotlivých LHC v CHKO a LP Křivoklátsko.

LHC	CHKO			mimo CHKO
	LP	mimo LP	Celkem	
LHC JCM Zbiroh	2491.77	1928.04	4419.81	7692.72
LHC LČR Křivoklát	7653.61	5771.88	13425.49	3.45
LHC LČR Nižbor	1719.51	3666.54	5386.05	4611.00
Celkem	11864.89	11366.46	23231.35	12307.17

Legenda: zeleně – zahrnuto do analýz, červeně – vyloučeno z analýz

Po sumarizaci kategorií lesa a statutů ochrany jsme prvotní analýzy organizovali podle následující logické úvahy: kromě statutu ochrany omezujícího do větší či menší míry lesnické hospodaření a promítající se tudíž do hodnocených parametrů ovlivňuje tyto parametry i celá řada dalších faktorů, jako je věková skladba a variabilita přírodních podmínek.
Porosty v kategorii lesů ochranných, spadajících v podstatě do bezzásahového režimu hospodaření, jsou ovlivněny extrémním stanovištěm a dlouhodobou absencí lesnického hospodaření. Tímto jsou s ostatními částmi všech zastoupených LHC v podstatě nesrovnatelné, a byly proto z prvotních analýz vyřazeny.

Kategorie lesů 31c a 32a jsou jádrová území CHKO v zónách ochrany I. a jsou výlučně (31c), nebo až na výjimky (32a) bezzásahové a přitom se povahou stanoviště výrazně nevymykají tak, jako lesy ochranné. Byly proto vybrány jako „statut lesnického hospodaření **A“** s „bezzásahovým“ režimem.
Lesní porosty spadající do II. zón bezprostředně přiléhají k bezzásahovým územím a tvoří ochranné pásmo I. zón CHKO, nebo MZCHÚ. Tyto porosty byly vybrány jako „přechodový statut hospodaření **B“** s částečně omezeným hospodařením.
Ostatní porosty (III. zóny CHKO bez ohledu, do jaké kategorie a subkategorie lesů byly zařazeny), byly pro účely analýzy považovány jako „statut hospodaření **C“** s neomezeným lesnickým hospodařením.
Pro hodnocení vlivu zařazení porostu do některého ze statutů hospodaření byly v zadání projektu definovány následující parametry:

a. Úroveň popisu porostu (inventarizace stavu lesa daná lesním hospodářským plánem k datu počátku jeho platnosti):
   - zastoupení dřevin,
   - střední výška a tloušťka,
   - zásoba na jeden hektar,
   - absolutní výšková bonita,
   - věk (byl vyžádán jako doplňující veličina na předchozím kontrolním dni projektu).

b. Úroveň návrhu hospodářských opatření (obsažených v lesním hospodářském plánu k datu počátku jeho platnosti)
   - zalesnění,
   - prořezávka,
   - těžba výchovná,
   - těžba obnovní.

Při analýze vlivu omezení hospodaření na vybrané veličiny popisu porostů byla jako metoda využita jednofaktorová analýza rozptylu a Tukey HSD test párových porovnávání. Tato analýza byla provedena pro data každého ze tří lesních hospodářských celků a v rámci nich pro aktuální a předcházející plánovací období v prostředí statistického programu R.
U veličin návrhu hospodářských opatření byly vzhledem k povaze dat (data neměla normální rozdělení) využity neparametrické testy, tedy Kruskal – Wallisův test a párový Wilcoxonův test. Všechny analýzy byly provedeny duálně:

a) pro soubor porostů v rámci pouze LP Křivoklátsko,
b) pro soubor porostů v rámci celé CHKO Křivoklátsko.

Detailní metodické postupy dílčích analýz jednotlivých parametrů jsou uvedeny ve výsledcích v rámci kapitol 7.3.1 a 7.3.2.

7.3 Výsledky

Kapitola je členěna do tří podkapitol. První dvě popisují výsledky na základě rozboru dat lesních hospodářských plánů. Třetí podkapitola přináší shrnutí studie a doporučení formou závěrů.

7.3.1 Výsledky hodnocení veličin popisu porostů

Veličiny popisu porostů jsou zjišťovány standardizovanými postupy dendrometrie a hospodářské úpravy lesů a jsou obsaženy v lesním hospodářském plánu. Jedná se v podstatě

o data inventarizace stavu lesa k počátku platnosti LHP jako podklad pro plánování hospodářských opatření a rozhodování v LH.

7.3.1.1 Zastoupení dřevin

Zastoupení dřevin bylo hodnoceno ve dvou úrovních:

a. Průměrný počet dřevin v etáži – byl vypočítán jako aritmetický průměr počtů druhů dřevin v jednotlivých etážích příslušného LHC [ks].

b. Průměrný podíl listnatých dřevin v etáži – byl vypočítán jako aritmetický průměr procentického podílu listnatých dřevin v jednotlivých etážích příslušného LHC [%].

Tab. 7.3.1.1.1: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) počtu dřevin [ks] v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	3.1 (±1.74)	=	2.7 (±1.63)	=	2.5 (±1.46)	=
	Předchozí	3.1 (±1.83)		2.8 (±1.66)		2.6 (±1.44)	
LČR	Aktuální	4.7 (±2.33)	↑ (***)	4.1 (±2.21)	↑ (***)	3.2 (±1.58)	=
	Předchozí	4.5 (±2.23)		3.9 (±2.05)		3.1 (±1.5)	

*Legenda tabulky: = mezi hodnotami aktuálního a předcházejícího LHP není statisticky významný rozdíl, ↑hodnoty aktuálního LJP jsou statisticky významně vyšší, než hodnoty předcházejícího LHP, ↓ hodnoty aktuálního LJP jsou statisticky významně nižší, než hodnoty předcházejícího LHP, * statistická významnost rozdílu je 95%, ** statistická významnost rozdílu je 99%,*** statistická významnost rozdílu je 99,9%. Rozdíly mezi aktuálním a předcházejícím LHP byly testovány parametrickým t-testem.*
Barvy: znamenají statisticky významnou odlišnost mezi statuty ochrany A, B a C. Pokud je v příslušném řádku ve všech třech políčkách stejná barva, není mezi statuty ochrany statisticky významný rozdíl; pokud se barvy v daném řádku liší (zelená, okrová, červená), mezi jednotlivými statuty existuje statisticky významný rozdíl; neobarvené buňky tabulky se od ostatních buněk v řádku statisticky významně neliší. Rozdíly testovány jednofaktorovou analýzou rozptylu a mnohonásobným porovnáváním pomocí Tukey HSD testu.

Na území LP Křivoklátsko analýzy druhové skladby prokázaly významný vliv statutu ochrany na počty zastoupených dřevin. Až na jednu výjimku se u všech LHP od sebe lišily průměrné počty dřevin mezi statuty ochrany A, B a C. Na majetku Jerome Colloredo-Mannsfeld nebyla změna mezi předchozím a aktuálním LHP významná, u LČR počty dřevin statisticky významně stouply ve statutu ochrany A a B.

Tab. 7.3.1.1.2: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) počtu dřevin [ks] v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	3.1 (±1.74)	=	2.8 (±1.59)	↓ (**)	2.8 (±1.44)	↓ (**)
	Předchozí	3.1 (±1.83)		3.0 (±1.61)		3.0 (±1.48)	
LČR	Aktuální	4.4 (±2.27)	↑ (***)	3.9 (±2.16)	↑ (***)	3.6 (±2.09)	=
	Předchozí	4.1 (±2.12)		3.8 (±2.02)		3.5 (±1.87)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Na území analyzovaných LHC vyskytujících se na území CHKO Křivoklátsko analýzy druhové skladby rovněž prokázaly významný vliv statutu ochrany na počty zastoupených dřevin. U LČR se významně lišily počty dřevin ve všech kategoriích statutu ochrany. Na majetku Jerome Colloredo-Mannsfeld se v přechozím LHP počty dřevin mezi statuty ochrany nelišily, v novém

LHP byl statut A významně odlišný od zbývajících. Trend změny počtu dřevin mezi předchozím a aktuálním LHP významná zde není tak jednoznačný, jako na LP Křivoklátsko.

Tab. 7.3.1.1.3: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) relativního zastoupení listnatých dřevin [%] v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	74.8 (±31.49)	↑ (*)	67.1 (±37.07)	↑ (**)	62.3 (±37.53)	↑ (**)
	Předchozí	70.8 (±32.67)		61.9 (±36.82)		51.8 (±36.29)	
LČR	Aktuální	63.3 (±34.46)	↑ (***)	57.3 (±35.06)	↓ (***)	60.5 (±35.08)	=
	Předchozí	58.7 (±33.62)		62.6 (±43.65)		54.4 (±36.43)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Průměrný podíl listnatých dřevin v etáži na LP Křivoklátsko se ve většině analyzovaných případů (LHP) lišil mezi jednotlivými statuty ochrany. Až na jednu výjimku (LČR, předchozí LHP) byl nejvyšší v porostech s nejvyšším omezením hospodaření (A). U pěti z analyzovaných LHP podíl listnatých dřevin významně stoupl.

Tab. 7.3.1.1.4: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) relativního zastoupení listnatých dřevin [%] v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	74.8 (±31.49)	↑ (*)	64.3 (±36.69)	↑ (***)	47 (±36.66)	↑ (***)
	Předchozí	70.8 (±32.67)		57.8 (±36.09)		39.1 (±32.39)	
LČR	Aktuální	65.1 (±34.04)	↑ (*)	58.6 (±36.3)	=	57.7 (±35.9)	↓ (***)
	Předchozí	61.6 (±33.57)		59.4 (±40.33)		60.5 (±36.22)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Průměrný podíl listnatých dřevin v etáži na CHKO Křivoklátsko se na LHC JCM Zbiroh významně lišil mezi jednotlivými statuty ochrany. Podíl listnáčů zde ve všech statutech ochrany stoupnul statisticky významně. U LČR byl významně odlišný jen podíl listnáčů ve statutu ochrany A od statutů ostatních. Podíl listnáčů zde stoupal jen v kategorii A, klesal v kategorii C a v B se nezměnil.

7.3.1.2 Střední tloušťka a výška

U vyhodnocení tlouštěk a výšek jsme se zamýšleli nad vhodnou formou analýzy, neboť obě veličiny jsou kromě statutu ochrany významně ovlivněny dřevinou, stanovištěm a věkem porostu. Proto jsme nakonec zvolili vzájemný poměr střední výšky a tloušťky jednotlivých dřevin v etážích, protože vydělením se částečně eliminuje vliv věku i dřeviny. Navíc h/d index představuje míru stability porostů, tedy tzv. štíhlostní kvocient.

Tab. 7.3.1.2.1: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) poměru střední výšky a střední tloušťky (h/d) v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	0.83 (±0.18)	↓ (*)	0.85 (±0.17)	↑ (**)	0.84 (±0.18)	↑ (***)
	Předchozí	0.84 (±0.19)		0.83 (±0.17)		0.8 (±0.16)	
LČR	Aktuální	0.84 (±0.17)	↑ (***)	0.86 (±0.14)	↑ (***)	0.85 (±0.15)	↑ (*)
	Předchozí	0.81 (±0.17)		0.84 (±0.14)		0.83 (±0.14)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

U obou vlastnictví se na LP Křivoklátsko významně lišily průměrné štíhlostní kvocienty ve statutu ochrany A od statutu B. C se od A lišilo jen u předchozích LHP na obou vlastnictvích. Nejvyšší štíhlostní koeficient měly porosty v rámci statutu B.
Časový trend byl vzrůstající (zhoršení h/d kvocientu) ve všech případech kromě porostů statutu A na LHC JCM Zbiroh.

Tab. 7.3.1.2.2: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) poměru střední výšky a střední tloušťky (h/d) v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	0.83 (±0.18)	↓ (*)	0.85 (±0.16)	↑ (***)	0.85 (±0.15)	↑ (***)
	Předchozí	0.84 (±0.19)		0.83 (±0.16)		0.82 (±0.13)	
LČR	Aktuální	0.85 (±0.18)	↑ (***)	0.86 (±0.15)	↑ (***)	0.87 (±0.16)	↑ (**)
	Předchozí	0.84 (±0.18)		0.85 (±0.14)		0.86 (±0.14)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Na CHKO Křivoklátsko se v rámci dotčených LHC významně lišily štíhlostní kvocienty u předchozích i stávajícího vlastnictví LČR. U LHC JCM Zbiroh byly majoritně významně odlišné pouze zóny statutu ochrany A. Kromě dat aktuálního LHP pro LHC JCM Zbiroh se ve všech ostatních případech štíhlostní kvocienty zvyšovaly.

7.3.1.3 Zásoba dříví

Parametr byl vypočítám jako aritmetický průměr porostních zásob jednotlivých etáží v přepočtu na 1 ha [m^3/ha].

Tab. 7.3.1.3.1: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) hektarové zásoby dříví v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	184.8 (±170.24)	=	183.4 (±174.03)	=	171.5 (±196.65)	=
	Předchozí	174 (±156.7)		179 (±162.71)		183.1 (±177.11)	
LČR	Aktuální	186.5 (±167.26)	↑ (**)	171.1 (±161.12)	↓ (***)	178.3 (±135.27)	=
	Předchozí	171.6 (±158.22)		194.8 (±182.1)		161.3 (±144.07)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

V rámci LP Křivoklátsko se hektarové zásoby hroubí na LHC JCM Zbiroh statisticky významně nelišily mezi porosty různých statutů ochrany. Rovněž zde nebyl shledán významný vzestup,

či pokles porostních zásob. Na majetku LČR se od sebe porostní zásobou lišily významně porosty statutů A a B. U statutu A zásoby významně rostly, u B klesaly a u C se významně neměnily.

Tab. 7.3.1.3.2: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) hektarové zásoby dříví v etáži dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	184.8 (±170.24)	=	179.2 (±168.62)	=	181.8 (±185.93)	=
	Předchozí	174 (±156.7)		175 (±159.25)		182.3 (±170.47)	
LČR	Aktuální	179.3 (±163.79)	↑ (*)	172.4 (±167.69)	↓ (*)	168 (±172.24)	=
	Předchozí	169.3 (±153.95)		178.7 (±169.11)		160.7 (±160.7)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

V rámci CHKO Křivoklátsko se hektarové zásoby hroubí na LHC JCM Zbiroh také statisticky významně nelišily mezi porosty různých statutů ochrany. Rovněž zde nebyl shledán významný vzestup, či pokles porostních zásob. Na majetku LČR se od sebe porostní zásobou lišily významně porosty statutů A a C v rámci aktuálního LHP a statuty A a B v rámci LHP předchozího. U statutu A zásoby významně rostly, u B klesaly a u C se významně neměnily.

7.3.1.4 Absolutní výšková bonita

Parametr absolutní výškové bonity byl vypočítán jak aritmetický průměr dřeviny s nejvyšším zastoupením v etáži [m].

Tab. 7.3.1.4.1: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) absolutní výškové bonity hlavní dřeviny etáže dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	26.8 (±2.96)	↑ (***)	26.6 (±2.86)	↑ (***)	27 (±2.48)	=
	Předchozí	26.2 (±2.98)		26 (±2.73)		26.7 (±2.24)	
LČR	Aktuální	28.8 (±2.95)	↑ (***)	27.8 (±2.92)	↑ (***)	27.2 (±2.98)	↑ (***)
	Předchozí	27.7 (±2.8)		27.6 (±2.65)		26 (±2.98)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Na LP Křivoklátsko byly v rámci LHC JCM Zbiroh nejvyšší AVB v porostech statutu C. U LČR naopak v porostech statutu A nebo B. V případě obou majetků se statut C významně odlišoval od A (JCM předcházející LHP, u LČR v obou obdobích), nebo B. Kromě porostů statutu C na LHC JCM Zbiroh se ve všech ostatních případech hodnota AVB statisticky významně zvýšila (nejvíce o 1,2m ve statutu C na majetku LČR).

Tab. 7.3.1.4.2: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) absolutní výškové bonity hlavní dřeviny etáže dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	26.8 (±2.96)	↑ (***)	26.7 (±2.81)	↑ (***)	27.4 (±3.13)	↑ (*)
	Předchozí	26.2 (±2.98)		26.2 (±2.62)		27.1 (±2.79)	
LČR	Aktuální	28.2 (±3.34)	↑ (***)	27.7 (±3.32)	↑ (***)	27.9 (±3.22)	↑ (***)
	Předchozí	27.3 (±3.14)		27.1 (±3.14)		27.3 (±3.41)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Na CHKO Křivoklátsko byly v rámci LHC JCM Zbiroh nejvyšší AVB v porostech statutu C. Statuty A a B se významně lišily hodnotou průměrné AVB od statutu C, kde byly hodnoty AVB nejvyšší. U LČR v rámci aktuálního plánu se od sebe porosty statutů A, B a C významně lišily všechny. U předcházejícího LHP byly naopak všechny stejné. Trend časové změny AVB byl ve všech případech vzestupný.

7.3.1.5 Věk

Veličina věk nebyla původně do analýz zahrnuta, avšak po námitkách na kontrolním dni v listopadu 2021 byla do analýz zahrnuta, protože významně koreluje s jinými analyzovanými veličinami.

Tab. 7.3.1.5.1: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) věku etáže dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	56.7 (±50.2)	=	52.4 (±47.91)	=	45 (±42.5)	=
	Předchozí	56.6 (±49.07)		53.5 (±47.81)		49 (±41.59)	
LČR	Aktuální	52.5 (±51.48)	=	45.7 (±43.52)	=	50.9 (±42.04)	=
	Předchozí	52.7 (±51.21)		44.9 (±43.39)		48.8 (±42.76)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

V porostech příslušných LHC na LP Křivoklátsko se průměrný věk mezi předcházejícím a aktuálním decenniem nezměnil významně. Data však mají velký rozptyl a tento fakt mohl pravděpodobně statistickou analýzu ovlivnit. Byly však nalezeny významné rozdíly mezi porosty spadajícími do různých statusů ochrany. Nejstarší byly všude porosty ve statutu ochrany A.

Tab. 7.3.1.5.2: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) věku etáže dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	56.7 (±50.2)	=	49.8 (±46.06)	=	45.5 (±41.14)	=
	Předchozí	56.6 (±49.07)		51.7 (±46.29)		47 (±40.35)	
LČR	Aktuální	52.3 (±50.06)	=	45.5 (±42.79)	=	42.4 (±39.7)	=
	Předchozí	52.3 (±49.56)		45.1 (±42.39)		43.8 (±39.73)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.1.1.1

Průměrný věk v rámci CHKO Křivoklátsko se významně lišil mezi porosty v rámci různých statutů ochrany. Testy, stejně jako u LP Křivoklátsko, logicky nepotvrdily významnou decenální změnu průměrného věku.

7.3.2 Výsledky hodnocení návrhů hospodářských opatření

Veličiny návrhu hospodářských opatření bez výjimky nesplnily podmínku souladu s teoretickým normálním rozdělením pravděpodobnosti. Z tohoto důvodu jsou zde namísto průměrných hodnot uváděny mediány (a místo směrodatné odchylky rozpětí mezi 1. a 3. kvartilem, tedy 25 % a 75 % hodnoty rozdělení příslušné veličiny). Testy odlišnosti průměrných hodnot mezi jednotlivými skupinami porostů byly prováděny pomocí Kruskal – Wallisova a párového Wilcoxonova testu.

7.3.2.1 Zalesnění

Veličina zalesnění byla analyzována jako relativní veličina vyjadřující počet hektarů navrženého zalesnění na 100 ha porostní půdy. Jednotkou pro hodnocení a vyčíslení veličiny byl dílec namísto etáže, protože drtivá většina etáží žádný návrh zalesnění neměla. Zvětšením plošného rámce z etáže na dílec došlo ke zvýšení pravděpodobnosti, že hodnota intenzity zalesnění bude nenulová, a tudíž statisticky snáze vyhodnotitelná.

Tab. 7.3.2.1.1: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity zalesňování [ha/100 ha] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0)	↑ (***)	0 (0 - 0,15)	↑ (***)
	Předchozí	0 (0 - 0)		0 (0 - 0)		0 (0 - 0)	
LČR	Aktuální	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0)	↓ (***)
	Předchozí	0 (0 - 0)		0 (0 - 0)		0 (0 - 0)	

*Legenda tabulky: = mezi hodnotami aktuálního a předcházejícího LHP není statisticky významný rozdíl, ↑hodnoty aktuálního LJP jsou statisticky významně vyšší, než hodnoty předcházejícího LHP, ↓ hodnoty aktuálního LJP jsou statisticky významně nižší, než hodnoty předcházejícího LHP, * statistická významnost rozdílu je 95%, ** statistická významnost rozdílu je 99%,*** statistická významnost rozdílu je 99,9%. Rozdíly testovány neparametrickým Kruskal-Wallisovým testem.*
Barvy: znamenají statisticky významnou odlišnost mezi statuty ochrany A, B a C. Pokud je v příslušném řádku ve všech třech políčkách stejná barva, není mezi statuty ochrany statisticky významný rozdíl; pokud se barvy v daném řádku liší (zelená, okrová, červená), mezi jednotlivými statuty existuje statisticky významný rozdíl; neobarvené buňky tabulky se od ostatních buněk v řádku statisticky významně neliší. Rozdíly testovány neparametrickým Kruskal-Wallisovým testem a párovým porovnáváním pomocí párového Wilcoxonova testu.

Díky vysokému podílu dílců s nulovou intenzitou zalesnění jsou u většiny podsouborů dat (vyčleněných podle vlastnictví, statutu ochrany a aktuálnosti LHP) na LP Křivoklátsko hodnoty mediánů, spodních, a dokonce i horních kvartilů nulové. Přesto tyto podsoubory vykazují variabilitu, díky které lze otestovat, zda se od sebe významně liší, či nikoliv. Oproti očekávání není v odlišnostech mezi různými statuty ochrany jasná logická struktura. Intenzita zalesnění je zde v obou zastoupených vlastnictvích velmi nízká. Ve statutu A je mezidecenální trend změny intenzity zalesnění klesající. Je také klesající v ostatních statutech na majetku LČR. U LHC JCM Zbiroh naopak ve statutech B a C stoupá.

Tab. 7.3.2.1.2: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity zalesňování [ha/100ha] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0,15)	↑ (*)
	Předchozí	0 (0 - 0)		0 (0 - 0)		0 (0 - 0)	
LČR	Aktuální	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0)	↓ (***)	0 (0 - 0)	↓ (***)
	Předchozí	0 (0 - 0)		0 (0 - 0)		0 (0 - 0)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

Při rozšíření zájmové oblasti na plochu dotčených LHC spadajících do CHKO Křivoklátsko jsou výsledky více logické. Ve všech podsouborech dat (kromě statutu C, LHC JCM Zbiroh) je trend intenzity zalesnění klesající. Logičtější oproti LP Křivoklátsko, avšak nejednoznačné, jsou i rozdíly mezi jednotlivými statuty ochrany.

7.3.2.2 Prořezávky

Veličina intenzity prořezávek byla analyzována jako relativní veličina vyjadřující počet hektarů navržených k prořezávce na 100 ha porostní půdy. Jednotkou pro hodnocení a vyčíslení veličiny byl zde a ve všech následujících parametrech návrhů hospodaření dílec.

Tab. 7.3.2.2.1: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity prořezávek [ha/100ha] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	5,68 (0 - 13,56)	↓ (***)	5,94 (2,17 - 12,75)	↓ (***)	6,29 (0,69 - 17,03)	↓ (***)
	Předchozí	6,16 (0 - 17,1)		11,44 (4,18 - 20,6)		13,41 (2,24 - 23,65)	
LČR	Aktuální	11,21 (3,26 - 22,12)	↓ (*)	14,19 (5,79 - 24)	↑ (***)	13,48 (4,52 - 27,96)	↑ (***)
	Předchozí	11,28 (2,52 - 21,64)		12,26 (4,73 - 23,3)		10,28 (0 - 18,87)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

Z výsledků analýzy intenzity prořezávek je na první pohled patrný klesající mezidecenální trend u LHC JCM Zbiroh. Zatímco se zde intenzity prořezávek v různých statutech ochrany v předcházejícím LHP významně lišily, v aktuálním LHP jsou intenzity stejné u všech tří statutů ochrany. Na majetku LČR je trend v podstatě opačný. Intenzita zde klesla pouze v porostech statutu A, ale u obou zbývajících mezidecenálně stoupala.

Tab. 7.3.2.2.2: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity prořezávek [ha/100ha] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	5,68 (0 - 13,56)	↓ (***)	7,48 (2,21 - 15,56)	↓ (***)	11,89 (4,53 - 21,23)	↓ (*)
	Předchozí	6,16 (0 - 17,1)		12,25 (4,41 - 23,37)		12,86 (3,53 - 24,46)	
LČR	Aktuální	8,46 (2,53 - 20,84)	=	13,13 (4,29 - 22,62)	↑ (**)	6,93 (0 - 16,33)	↓ (**)
	Předchozí	10,42 (1,76 - 19,9)		11,42 (3,8 - 21,73)		7,23 (0 - 20,64)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

V rámci CHKO Křivoklátsko jsou rozdíly v intenzitě prořezávek mezi různými statuty ochrany signifikantnější. U LČR se dokonce v obou decenniích od sebe liší všechny tři statuty. Je zde stejně patrný významně klesající mezidecenální trend u LHC JCM Zbiroh. U LČR se intenzity nezměnily ve statutu A, klesly v C a zvýšily se v porostech statutu ochrany B.

7.3.2.3 Probírky

Veličina intenzity probírek byla analyzována jako poměr objemu návrhu probírky na 100 m³ porostní zásoby dílce. Hodnoty v tabulkách představují střední hodnoty (mediány a jejich kvartilová rozpětí) hodnot probírkových intenzit v jednotlivých dílcích.

Tab. 7.3.2.3.1: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity probírek [m³/100 m³] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	3,42 (1,06 - 6,07)	↑ (***)	4,35 (1,88 - 6,48)	↑ (***)	1,83 (0,61 - 3,8)	↓ (***)
	Předchozí	2,85 (1,2 - 5,41)		4,02 (2,01 - 5,87)		3,16 (0,93 - 5,09)	
LČR	Aktuální	3,51 (1,27 - 6,16)	↓ (***)	4,07 (2,1 - 6,99)	↑ (***)	8,72 (4,19 - 12,42)	↑ (***)
	Předchozí	4,44 (1,42 - 7,45)		0 (0 - 1,07)		5,37 (0 - 10,66)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

V rámci LP Křivoklátsko nemají výsledky analýzy probírkových intenzit očekávatelnou logickou strukturu. Je nutno zdůraznit, že se nejedná o skutečně realizované hospodářské zásahy, nýbrž intenzitu předepsanou lesními hospodářskými plány. Mezidecenální pokles intenzity probírek byl významný v rámci statutu A na majetku LČR a také v rámci statutů C na LHC JCM Zbiroh. Ve zbývajících případech se plánem navržená intenzita probírky zvýšila. Jediný logicky očekávatelný výsledek byl u aktuálních LHP pro LČR, kde navržená intenzita probírky klesá se zvyšujícím se statutem ochrany (od C k A). Jinde jsou výsledky nejednoznačné.

Tab. 7.3.2.3.2: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity probírek [m³/100 m³] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	3,42 (1,06 - 6,07)	↑ (***)	4,71 (2,22 - 7,34)	↑ (***)	3,09 (0,88 - 6,03)	↑ (***)
	Předchozí	2,85 (1,2 - 5,41)		3,86 (1,63 - 5,83)		2,79 (1,17 - 4,66)	
LČR	Aktuální	3,62 (1,34 - 6,09)	↓ (***)	4,07 (2,02 - 6,83)	↑ (***)	3,15 (1,16 - 5,4)	↑ (***)
	Předchozí	4,29 (1,44 - 7,33)		0 (0 - 3,56)		2 (0 - 4,51)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

V rámci celé CHKO Křivoklátsko, kromě podsouboru dat ve statutu A u LČR, mezidecenálně stoupá návrh intenzity probírek. Jednotlivé podsoubory statutů ochrany A, B a C se od sebe většinou liší, ne však podle logického očekávání.

7.3.2.4 Mýtní těžby

Veličina intenzity návrhu mýtní těžby byla analyzována jako poměr objemu návrhu těžby na 100 m³ porostní zásoby dílce. Hodnoty v tabulkách představují střední hodnoty (mediány

a jejich kvartilová rozpětí) hodnot těžebních intenzit lesním hospodářským plánem umístěných těžeb v jednotlivých dílcích.

Tab. 7.3.2.4.1: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity mýtních těžeb [m^3/100 m^3] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	11,03 (4,86 - 16,73)	↓ (*)	14,93 (7,3 - 22,7)	↑ (***)	19,62 (12,03 - 23,27)	↑ (***)
	Předchozí	11,09 (6,56 - 17,62)		12,74 (4,9 - 20,34)		12,68 (1,3 - 18,76)	
LČR	Aktuální	6,22 (0 - 13,07)	↓ (***)	9,37 (1,17 - 19,42)	↓ (**)	8,23 (0,36 - 21,34)	↓ (***)
	Předchozí	11,56 (1,21 - 23,04)		10,9 (0 - 21,81)		7,57 (0 - 18,29)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

V rámci území LP Křivoklátsko, zahrnujícího dotčené LHC, je patrný mezidecenální pokles intenzity těžeb v rámci statutu A a B (pouze na majetku LČR). Vzestup je indikován v rámci statutu B a C na majetku JCM. Tento výsledek se shoduje s logickým očekáváním předpokládajícím omezení hospodaření v zónách s vyšším statutem ochrany. Logicky, u většiny podsouborů dat (kromě předchozího plánu pro LČR), je intenzita těžeb nejnižší v rámci statutu A. Mnohde však rozdíl v intenzitě oproti dalším statutům není statisticky významný.

Tab. 7.3.2.4.2: Mediány (kvartilová rozpětí) intenzity mýtních těžeb [m^3/100 m^3] v porostu dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	11,03 (4,86 - 16,73)	↓ (*)	13,5 (5,66 - 21,58)	↑ (*)	16,83 (8,06 - 27,36)	↑ (***)
	Předchozí	11,09 (6,56 - 17,62)		12,85 (4,99 - 19,7)		10,95 (2,44 - 20,66)	
LČR	Aktuální	6,59 (0 - 14,14)	↓ (***)	8,72 (0,85 - 19,2)	↑ (**)	11,72 (0 - 22,03)	↑ (***)
	Předchozí	8,19 (0 - 19,54)		8,49 (0 - 17,91)		6,8 (0 - 18,99)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

Stejný typ analýzy, tentokrát však pro plochu dotčených LHC spadajících do CHKO Křivoklátsko, zahrnujícího dotčené LHC, dává jednoznačnější výsledky. U majetku JCM je v aktuálním LHP patrná mezidecenální změna reflektující omezení daná různým statutem ochrany. Intenzita navržené těžby zde významně klesá se zvyšujícím se statutem ochrany. Stejně je tomu i u majetku LČR. V obou případech je zde vidět jednoznačný trend omezení těžby v rámci statutu ochrany A a naopak vzestup plánované intenzity ve statutech B a C.

7.3.2.5 Míra využití potenciálu mýtní těžby

Veličina míry využití potenciálu mýtní těžby porovnává skutečně navržený etát mýtní těžby s etátem, který by byl aplikován, kdyby se daný porost vyskytoval v zóně bez omezení, tedy ve statutu C. Navíc bylo modelově pro tento účel všem smrkovým a borovým porostním typům na živných stanovištích sníženo obmýtí na 80 let a stejným porostním typům na kyselých stanovištích na 100 let. Výsledná veličina představuje procentický rozdíl mezi potenciálním etátem bez omezení hospodaření a etátem skutečně naplánovaným pro jednotku dílec.

Tab. 7.3.2.5.1: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) míry využití těžebního potenciálu [%] dle platnosti LHP a vlastnictví na LP Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	-42,01 (+-24,69)	↓ (***)	-33,54 (+-22,01)	↓ (***)	-54,38 (+-21,25)	↓ (***)
	Předchozí	-9,92 (+-19,84)		-12,27 (+-18,81)		-6,35 (+-12,96)	
LČR	Aktuální	-20,92 (+-26,81)	↓ (***)	-6,91 (+-17,24)	=	-9,7 (+-17,87)	=
	Předchozí	-13,24 (+-22,67)		-6,88 (+-18,86)		-16,46 (+-20,93)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

Průměrné hodnoty míry omezení mýtní těžby v rámci LP Křivoklátsko ukazují, že jak na majetku LČR, tak na majetku Jerome Colloredo-Mannsfeld se míra omezení potenciálních těžebních možností mezidecenálně zvýšila (kromě statutů B a C na majetku LČR). Tento fakt je velmi drastický na majetku JCM, kde v porostech statutu C došlo ke snížení využití potenciálu z -6 na -50%. Rovněž se ve většině případů (kromě majetku JCM za předchozího LHP) lišily od sebe jednotlivé statuty hospodaření.

Tab. 7.3.2.5.2: Průměrné hodnoty (směrodatné odchylky) míry využití těžebního potenciálu [%] dle platnosti LHP a vlastnictví na CHKO Křivoklátsko.

Maj.	LHP	Statut hospodaření					
		A		B		C	
JCM	Aktuální	-42,01 (+-24,69)	↓ (***)	-29,45 (+-22,37)	↓ (***)	-36,37 (+-27,09)	↓ (***)
	Předchozí	-9,92 (+-19,84)		-10,86 (+-18,34)		-8,43 (+-18,37)	
LČR	Aktuální	-14,96 (+-25,91)	↓ (*)	-7,24 (+-17,88)	=	-4,48 (+-17,98)	↑ (*)
	Předchozí	-11,32 (+-21,9)		-8,15 (+-18,26)		-6,66 (+-19,29)	

Legenda tabulky: viz legenda k tabulce č. 7.3.2.1.1

Při rozšíření zájmového území na plochy dotčených LHC v rámci celé CHKO, vidíme, že zatímco na majetku JCM ve všech statutech ochrany míra využití těžebního potenciálu klesala, na majetku LČR byl tento trend ovlivněn statutem ochrany. Míra těžebního využití zde klesala v porostech statutu A, neměnila se ve statutu B a stoupala ve statutu C.
Co se rozdílů mezi statuty v rámci jednotlivých LHC a plánovacích obdobích týče, je vidět, že zatímco v předchozích LHP se od sebe statuty mírou omezení hospodaření nelišily (JCM), nebo se odlišovala jen nejvyšší míra omezení hospodaření (LČR), v aktuálních LHP jsou patrné statisticky významné rozdíly v míře využití těžebního potenciálu. U LČR je tato intenzita odstupňovaná logicky podle míry ochrany (nejvyšší je v C a nejnižší v A). U majetku JCM je silně omezená i v zóně C.

7.3.3 Shrnutí a závěry

Je zřejmé, že námi řešené problémy s využitím dat lesních hospodářských plánů na úrovni rozboru veličin popisu porostů a veličin návrhů hospodářských opatření (kap. 7.3.1 a 7.3.2) pokrývají jen poměrně malou část z celkového možného spektra řešení této problematiky (viz podkap. 7.1.1). Tato skutečnost je o to pochopitelnější, pokud si uvědomíme, že data lesních hospodářských plánů v ČR nejsou primárně určena ke vzájemnému sledování vztahu „hospodářská intenzita/management – biodiverzita“. Převážná většina prací a jejich výsledků, s kterými bychom chtěli naše výsledky srovnávat, je totiž postavena na datech z inventarizací

lesa, ať lokálního, regionálního nebo národního významu. Některé z nich se využívají jako lesní hospodářský plán. Podkladem jsou zde data z inventarizačních ploch, na kterých se zjišťují a následně pro ně statisticky vyhodnocují výběrové soubory v lese pořízených dat. Díky tomu je např. možné kvantifikovat strukturu lesa formou výpočtu strukturních indexů a ty vztáhnout k typu či intenzitě managementu, resp. biodiverzitě (např. Asbeck *et al.* (2021); Heym *et al.* (2021); Kahl a Bauhus (2014); Storch *et al*. (2018)). Tak jako u hodnocení biodiverzity platí i v případě použití strukturních indexů, že k hodnocení celku nestačí pouze jedna sledovaná veličina, index či indikátor (Sabatini *et al.* 2016). Na chování sledované veličiny (biodiverzita, udržitelné hospodaření) se usuzuje s pomocí tzv. komplexního strukturního indexu, jehož výpočet je postaven na výpočtech dílčích tematicky zaměřených strukturních indexů (např. Schulze *et al.* 2014).
Po metodické stránce má námi použité řešení hodnocení způsobů obhospodařování lesů včetně statutů jejich ochrany blízko k metodickému řešení autorů Kahl a Bauhus (2014) v tom smyslu, že se vyhýbá použití přísných kategorií a hodnotí veličiny jako spojité proměnné. Ke kvantifikaci vlivu managementu lesa na biodiverzitu tento metodický přístup použili také Asbeck *et al.* (2021).

Zachování biologické rozmanitosti je klíčovým cílem udržitelného obhospodařování lesů. Avšak mnohorozměrný charakter biologické rozmanitosti výrazně komplikuje její použití při komplexním hodnocení udržitelného obhospodařování lesů. Proto se ke sledování biodiverzity často používají různé indikátory, jako např. indikátory biodiverzity, indikátory managementu apod. S pomocí indikátorů se hodnotí, zda zvolená hospodářská opatření směřují k deklarovaným cílům.

Na základě dílčích výše prezentovaných výsledků jsme dospěli k následujícím závěrům:

1) Kvalita podobných hodnocení závisí především na tom, jak kvalitní data máme k dispozici. Prezentované výsledky vycházejí z dat lesních hospodářských plánů, které nejsou primárně určeny k analýzám tohoto charakteru.

2) Výsledky hodnocení způsobů (intenzity) managementu včetně statutů ochrany pokrývají poměrně malou (strukturně-produkční) oblast hodnocení udržitelného obhospodařování lesů, resp. biodiverzity (viz bod 1).

3) Pokud je cílem zavádění statutů ochrany především zachování biologické rozmanitosti, pak cílem hospodářské úpravy lesů je jejich udržitelné obhospodařování.

4) K vyjádření intenzity hospodaření byly zvoleny tři statuty ochrany (managementu). Zóna A – bezzásahový režim, zóna B – přechodový režim, zóna C – režim s neomezeným lesnickým hospodařením (hospodářský les).

5) K hodnocení byly zvoleny indikátory – veličiny popisného (stav porostů) a plánovacího (plán hospodářských opatření) charakteru. Vyšší váhu v tomto hodnocení mají výsledky z dat popisu porostů.

6) Z výsledků je zřejmé, že statuty ochrany (resp. intenzita managementu) ovlivňují „chování“ některých námi hodnocených indikátorů.

7) Předpokládaný nárůst intenzity managementu ve směru od zóny A k zóně C směřuje v námi hodnocených podmínkách Křivoklátska u popisných indikátorů ke:
    a. snižování průměrného počtu dřevin v etáži,
    b. snižování průměrného podílu relativního zastoupení listnatých dřevin v etáži,
    c. snižování průměrného věku etáže,
    d. setrvání příp. lehkému nárůstu průměrných hodnot absolutní výškové bonity hlavní dřeviny etáže.

8) Na intenzitu managementu nereagující (indiferentní) se zdají být v námi hodnocených podmínkách Křivoklátska z plánovacích veličin následující indikátory:
    a. průměrná hodnota poměru střední výšky a střední tloušťky v etáži,
    b. průměrná hektarová zásoba dřeva v etáži.

9) Biologická rozmanitost je stále důležitějším atributem udržitelného obhospodařování lesů.

10) Navrhujeme začlenit hodnocení biodiverzity do procesu lesnického plánování, konkrétně do tvorby lesního hospodářského plánu v podmínkách ČR. Obdobně jak např. doporučují Heym *et al.* (2021) pro podmínky Německa. Toto by přispělo a) k posouzení biodiverzity od úrovně porostu až po měřítko krajiny a b) k integraci těchto informací do lesního hospodaření v různých prostorových a časových měřítcích, což dnes v hospodářské úpravě lesů v ČR chybí.

8. Shrnutí a závěry projektu *(J. Kadavý)*

Cíle projektu byly definovány v kap. 2 následovně:

- rozšíření datového materiálu (včetně vyhodnocení) Demonstračního objektu pařezinového hospodářství (šetření geobiocenologická, pedologická a dendrometrická),
- datování (stanovení stáří) vybraných typů objektů: polykormon, milířiště a sedimentární profil,
- rekonstrukce historické dřevinné skladby analýzou uhlíků z milířišť,
- zhodnocení způsobů obhospodařování lesa včetně statutů jeho ochrany.

Domníváme se, že na základě výsledků můžeme konstatovat, že deklarované cíle projektu byly splněny. Toto ostatně samy dokládají dílčí výsledky detailně rozepsané v jednotlivých podkapitolách. Nutno zde však přiznat, že jistý problém nám zde zůstává u problematiky datování sedimentárního profilu. Jak je uvedeno v příslušné podkapitole, nepodařilo se nám totiž nalézt vhodný sedimentární profil k analýze. Proto chápeme tento bod jako otevřený a jako výzvu k jeho splnění do budoucna.

9. Citovaná a použitá literatura

Asbeck, T., Pyttel, P., Frey, J., Bauhus J., 2019. Predicting abundance and diversity of tree-related microhabitats in Central European montane forests from common forest attributes. Forest Ecology and Management, 432: 400–408.

Asbeck, T., Sabatini, F., Augustynczik, A.L.D., Basile, M., Helbach, J., Jonker, M., Knuff, A., Bauhus, J., 2021. Biodiversity response to forest management intensity, carbon stocks and net primary production in temperate montane Forests. Scientific Reports, 11(1): 1–11.

Augustynczik, A.L.D., Asbeck, T., Basile, M., Bauhus, J., Storch, I., Mikusiński, G., Yousefpour, R., Hanewinkel, M., 2019. Diversification of forest management regimes secures tree microhabitats and bird abundance under climate change. Science of the Total Environment, 650: 2717–2730.

Baillie, M.G.L., Pilcher, J.R., 1973. A simple crossdating program for tree-ring research. Tree-Ring Bulletin 33: 7–14.

Beckmann, M., Gerstner, K., Akin-Fajiye, M., Ceausu, S., Kambach, S., Kinlock, N., Phillips, H.R.P., Verhagen, W., Gurevitch, J., Klotz, S., Verburg, P., Winter, M., Seppelt, R., 2019. Conventional land-use intensification reduces species richness and increases production: A global meta-analysis. Global Change Biology, 25(6): 1941–1956.

Biber, P., Borges, J.G., Moshammer, R., Barreiro, S., Botequim, B., Brodrechtová, Y., Brukas, V., Chirici, G., Cordero-Debets, R., Corrigan, E., Eriksson, L.O., Favero, M., Galev, E., Garcia-Gonzalo, j., Hengeveld, G., Kavaliauskas, M., Marchetti, M., Marques, S., Mozgeris, G., Navrátil, R., Niewenhuis, M., Orazio, C., Paligorov, I., Pettenella, D., Sedmák, R., Smreček, R., Stanislovaitis, A., Tomé, M., Trubins, R., Tuček, J., Vizzarri, M., Wallin, I., Pretsch, H., Sallnäs, O., 2015. How sensitive are ecosystem services in European forest landscapes to silvicultural treatment? Forests, 6(5): 1666–1695.

Bohn, F.J., Huth, A., 2017. The importance of forest structure to biodiversity-productivity relationships. Royal Society Open Science, 4(1).

Butchart, S.H.M., Walpole, M., Collen, B., van Strien, A., Scharlemann, J.P.W., Almond, R.E.A., Baillie, J.E.M., Bomhard, B., Brown, C., Bruno, J., Carpenter, K.E., Carr, G.M., Chanson, J., Chenery, A.M., Csirke, J., Davidson, N.C., Dentener, F., Foster, M., Galli, A., Galloway, J.N., Genovesi, P., Gregory, R.D., Hockings. M., Kapos, V., Lamarque, J.F., Leverington, F., Loh, J., McGeoch, M.A., McRae, L., Minasyan, A., Morcillo, M.H., Oldfield, T.E.E., Pauly, D., Quader. S., Revenga, C., Sauer, J.R., Skolnik, B., Spear, D., Stanwell-Smith, D., Stuart, S.N., Symes, A., Tierney, M., Tyrrell, T.D., Vié, J.C., Watson, R., 2010. Global Biodiversity: Indicators of Recent Declines. Science, 328(5982): 1164–1168.

Cistrone, L., Altea, T., Matteucci, G., Posillico, M., De Cinti, B., Russo, D., 2015. The effect of thinning on bat activity in italian high forests: The LIFE+ “ManFor C.BD.” experience. Hystrix, 26(2): 125–131.

Cook, E.R., Kairiūkstis, L.A., 1990. Methods of Dendrochronology. International Institute for Applied System Analysis, Dordrecht, 393 pp.

Cotillas, M., Sabaté, S., Gracia, C., Espelta, J.M., 2009. Growth response of mixed mediterranean oak coppices to rainfall reduction: Could selective thinning have any influence on it? Forest Ecology and Management 258 (7): 1677-1683.

Danihelka, J., Chrtek, J., Kaplan, Z., 2012. Checklist of vascular plants of the Czech Republic. Preslia. roč. 84, s. 647–811.

Deforce, K., Haneca, K., 2015. Tree-ring analysis of archaeological charcoal as a tool to identify past woodland management: The case from a 14th century site from Oudenaarde (Belgium). Quaternary International 366, 70–80.

Dieler, J., Uhl, E., Biber, P., Müller, J., Rötzer, T., Pretzsch, H., 2017. Effect of forest stand management on species composition, structural diversity, and productivity in the temperate zone of Europe. European Journal of Forest Research, 136(4): 739–766.

Duchoslav, E., 1893. Nauka o těžbě lesní pro české lesníky a přátele českého lesnictví. Písek: Jaroslav Burian. 263 s.

Dvořák, D., Vašutová, M., Hofmeister, J., Beran, M., Hošek, J., Běták, J., Burel, J., Deckerová, H., 2017. Macrofungal diversity patterns in central European forests affirm the key importance of old-growth Forests. Fungal Ecology, 27: 145–154.

Dyderski, M.K., Tyborski, J., Jagodziński, A.M., 2017. The utility of ancient forest indicator species in urban environments: A case study from Poznań, Poland. Urban Forestry and Urban Greening, 27: 76–83.

Eckstein, D., Bauch, J., 1969. Beitrag zur Rationalisierung eines dendrochronologischen Verfahrens und zur Analyse seiner Aussagesicherheit. Forstwissenschaftliches Centralblatt 88, 230–250.

Fernandez-Juricic, E., Jokimaki, J., 2001. A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe. Biodiversity and Conservation, 10(12): 2023–2043.

Glock, W.S., 1936. Tree rings in branches. Tree ring bulletin 3(1): 5–6.

Gossner, M.M., Schall, P., Ammer, C., Ammer, U., Engel, K., Schubert, H., Simon, U., Utschick, H., Weisser, W.W., 2014. Forest management intensity measures as alternative to stand properties for quantifying effects on biodiversity. Ecosphere, 5(9): 1–111.

Grulich, V., Chobot, K., 2017. Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Cévnaté rostliny. Příroda. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, roč. 35, s. 1–178. ISSN 1211-3603.

Heym, M., Uhl, E., Moshammer, R., Dieler, J., Stimm, K., Pretzsch, H., 2021. Utilising forest inventory data for biodiversity assessment. Ecological Indicators, 121: 107–196.

Hilmers, T., Friess, N., Bässler, C., Heurich, M., Brandl, R., Pretsch, H., Seidl, R., Müller, J., 2018. Biodiversity along temperate forest succession. Journal of Applied Ecology, 55(6): 2756–2766.

Hlásny, T., Barka, I., Kulla, L., Bucha, T., Sedmák, R., Trombik, J., 2017. Sustainable forest management in a mountain region in the Central Western Carpathians, northeastern Slovakia: the role of climate change. Regional Environmental Change, 17(1): 65–77.

Hobi, M.L., Commarmot, B., Bugmann, H., 2015. Pattern and process in the largest primeval beech forest of Europe (Ukrainian Carpathians). Journal of Vegetation Science, 26(2): 323–336.

Hollstein, E., 1980. Mitteleuropäische Eichenchronologie. Triererdendrochronologische Forschungen zur Archäologie und Kunstgeschichte. Trierer Grabungen und Forschungen. Mainz am Rhein.

Jabiol B., Brêthes A., Toutain F., Ponge J.-F., Brun J.-J., 1995. L´humus sous toutes ses formes. Nancy Cedex ENGREF.

Jäger, Eckehart J., 2009. Rothmaler – Exkursionsflora von Deutschland. Band 3. Gefäßpflanzen: Atlasband. 11. vyd. Heidelberg: Spektrum Akademischer Verlag. ISBN 978-3-8274-1842-5.

Kadavý, J., Adamec, Z., Březina, D., Flora, M., Friedl, M., Kneifl, M., Knott, R., Kučera, A., Mikita, T., Uherková, B., 2018. Pařezinové hospodářství Lesnického parku Křivoklátsko. Závěrečná zpráva výzkumu pro GS LČR (prosinec 2018). LDF MENDELU v Brně: 99 s. + přílohy.

Kadavý, J., Adamec, Z., Březina, D., Flora, M., Friedl, M., Kneifl, M., Knott, R., Kučera, A., Mikita, T., Uherková, B., 2019. Pařezinové hospodářství Lesnického parku Křivoklátsko. Souhrnný realizační výstup (prosinec 2019). LDF MENDELU v Brně: 228 s. + přílohy.

Kadavý, J., Adamec, Z., Friedl, M., Kneifl, M., Knott, R., Kučera, A., Mikita, T., Uherková, B., 2020. Pozůstatky historického hospodaření v lesích Křivoklátska. Mendelova univerzita v Brně, 85 pp.

Kadavý, J., Adamec, Z., Bajer, A., Friedl, M., Kneifl, M., Knott, R., Kolář, T., Kučera, A., Rybníček, M., Vavrčík, H., 2021a. Tradiční a současné lesnické hospodaření v LP Křivoklátsko. Průběžná zpráva výzkumu pro GS LČR (únor 2021). LDF MENDELU v Brně: 18 s.

Kadavý, J., Adamec, Z., Bajer, A., Friedl, M., Kneifl, M., Knott, R., Kolář, T., Kučera, A., Rybníček, M., Vavrčík, H., 2021b. Tradiční a současné lesnické hospodaření v LP Křivoklátsko. Průběžná zpráva výzkumu pro GS LČR (listopad 2021). LDF MENDELU v Brně: 39 s.

Kadavý, J., Adamec, Z., Bajer, A., Friedl, M., Kneifl, M., Knott, R., Kolář, T., Kučera, A., Rybníček, M., Vavrčík, H., 2022. Tradiční a současné lesnické hospodaření v LP Křivoklátsko. Průběžná zpráva výzkumu pro GS LČR (květen 2022). LDF MENDELU v Brně: 94 s.

Kahl, T., Bauhus, J., 2014. An index of forest management intensity based on assessment of harvested tree volume, tree species composition and dead wood origin. Nature Conservation, 7: 15–27.

Koblížek, J., Řepka, R., 2003. Klíč k určování stanovištně významných lesních rostlin ve vegetativním stavu. Tišnov: Sursum. ISBN 80-7323-053-4.

Kraus, D., Krumm, F., 2013. Integrative approaches as an opportunity for the conservation of forest biodiversity. Edited by D. Kraus and F. Krumm. European Forest Institute.

Kubát, K., Hrouda, L., Chrtek, J., Kaplan, Z., Kirschner, J., Štěpánek, J., 2002. Klíč ke květeně České republiky. Vyd. 1. Praha: Academia. ISBN 80-200-0836-5.

Kuuluvainen, T., 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in Northern Europe: The complexity challenge. Ambio, 38(6): 309–315.

Kuuluvainen, T., Tahvonen, O., Aakala, T., 2012. Even-aged and uneven-aged forest management in boreal fennoscandia: A review. Ambio, 41(7): 720–737.

Ložek, V. 1976. Měkkýši pěnovců u Eremita na Křivoklátsku. Bohemia Centralis, 5, 147-157.

Maděra, P., Řepka, R., Úradníček, L., Koblížek, J., Buček, A., 2007. Červený seznam vzácných a ohrožených dřevin ČR. In: Dreslerová, J., Packová, P., ed. Ohrožené dřeviny České republiky. Sborník příspěvků z konference konané 8.–9. února 2007 v Brně. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně. Geobiocenologické spisy, svazek č. 12. ISBN 978-87154-02-1.

Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Conde, S., Vallecillo Rodriguez, S., Barredo Cano, J.I., Paracchini, M., Abdul Malak, D., Trombetti, M., Vigiak, O., Zulian, G., Addamo, A., Grizzetti, B., Somma, F., Hagyo, A., Vogt, P., Polce, C., Jones, A., Marin, A., Ivits, E., Mauri, A., Rega,

C., Czucz, B., Ceccherini, G., Pisoni, E., Ceglar, A., De Palma, P., Cerrani, I., Meroni, M., Caudullo, G., Lugato, E., Vogt, J., Spinoni, J., Cammalleri, C., Bastrup-Birk, A., San-Miguel-Ayanz, J., San Román, S., Kristensen, P., Christiansen, T., Zal, N., De Roo, A., De Jesus Cardoso, A., Pistocchi, A., Del Barrio Alvarellos, I., Tsiamis, K., Gervasini, E., Deriu, I., La Notte, A., Abad Viñas, R., Vizzarri, M., Camia, A., Robert, N., Kakoulaki, G., Garcia Bendito, E., Panagos, P., Ballabio, C., Scarpa, S., Montanarella, L., Orgiazzi, A., Fernandez Ugalde, O., Santos-Martín, F., 2020. Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services: An EU ecosystem assessment. European Union.

Nascimbene, J., Fontana, V., Spitale, D., 2014. A multi-taxon approach reveals the effect of management intensity on biodiversity in Alpine larch grasslands. Science of the Total Environment, 487(1): 110–116.

Němeček J. a kolektiv, 2011. Taxonomický klasifikační systém půd České republiky, 2. upravené vydání. Praha, ČZU.

Oettel, J., Lapin, K., 2021. Linking forest management and biodiversity indicators to strengthen sustainable forest management in Europe. Ecological Indicators, 122: 107275.

Paillet, Y., Bergés, L., Hjältén, J., Ódor, P., Avon, C., Bernhardt-Römermann, M., Bijlsma, R.J., de Bruyn, L., Fuhr, M., Grandin, U., Kanka, R., Lundin, L., Luque, S., Magura, T., Matesanz, S., Mészáros, I., Sebastiá, M.T., Schmidt, W., Standovár, T., Tóthmérész, B., Uotila, A., Valladares, F., Vellak, K., Virtanen, R., 2010. Biodiversity differences between managed and unmanaged forests: Meta-analysis of species richness in Europe. Conservation Biology, 24(1): 101–112.

Parviainen, J., Bücking, W., Vandekerkhove, K., Schuck, A., Päivinen, R., 2000. Strict forest reserves in Europe: Efforts to enhance biodiversity and research on forests left for free development in Europe (EU-COST-Action E4). Forestry, 73(2): 107–118.

Perhans, K., Appelgren, L., Jonsson, F., Nordin, U., Söderström, B., Gustafsson, L., 2009. Retention patches as potential refugia for bryophytes and lichens in managed forest landscapes. Biological Conservation, 142(5): 1125–1133.

Petráš, R., Pajtík J., 1991: Sústava česko-slovenských objemových tabuliek drevín. Lesnícky časopis, 37 (1): 49–56.

Pokorný, P., 2003. Rynholec: Nová sonda do postglaciálního vývoje vegetace na severním pomezí Křivoklátska. In: Kolbek J. (et.), Vegetace chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervace Křivoklátsko. 3. Společenstva lesů, křovin, pramenišť, balvanišť a acidofilních lemů. Akademia, Praha, pp. 11-18.

Pretzsch, H., Bielak, K., Block, J., Bruchwald, A., Dieler, J., Ehrhart, H.P., Kohnle, U., Nagel, J., Spellmann, H., Zasada, M., Zingg, A., 2013. Productivity of mixed versus pure stands of oak (Quercus petraea (Matt.) Liebl. and Quercus robur L.) and European beech (Fagus sylvatica L.) along an ecological gradient. European Journal of Forest Research, 132(2): 263–280.

Prokop, O., Kolář, T., Kyncl, T., Rybníček, M., 2017. Updating the Czech Millennia-long Oak Tree-ring Width Chronology. Tree-Ring Research 73 (1): 47–52.

Pyšek, P., Danihelka, J., Sádlo, J., Chrtek, J. jr., Chytrý, M., Jarošík, V., Kaplan, Z., Krahulec, F., Moravcová, L., Pergl, J., Štajerová, K., Tichý, L., 2012. Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. Preslia [online]. roč. 84, č. 2, s. 155–255. Dostupné z: http://www.preslia.cz/P122Pysek.pdf

Randuška, D., Vorel, J., Plíva, K., 1986. Fytocenológia a lesnická typológia. Bratislava: Príroda,

344 s. Bratislava.
Rybníček, M., 2004. Dendrochronologická analýza krovu kostela Nanebevzetí Panny Marie a Sv. Ondřeje ve Starém Hobzí, Acta univ. agric. et silvic. Mendel. Brun., 2004, LII, No. 5, pp. 155-168.
Rybníček, M., Vavrčík, H., Hubený, R., 2006. Determination of the number of sapwood annual rings in oak in the region of southern Moravia, Journal of forest science 52 (3), 141–146.
Sabatini, F.M., Burrascano, S., Azzella, M.M., Barbati, A., de Paulis, S., di Santo, D., Facioni, L., Giuliarelli, D., Lombardi, F., Maggi, O., Mattioli, W., Parisi, F., Persiani, A., Ravera, S., Blasi, C., 2016. One taxon does not fit all: Herb-layer diversity and stand structural complexity are weak predictors of biodiversity in Fagus sylvatica forests. Ecological Indicators, 69: 126–137.
Sabatini, F.M., de Andrade, R.B., Paillet, Y., Ódor, P., Bouget, C., Campagnaro, T., Gosselin, F., Janssen, P., Mattioli, W., Nascimbene, J., Sitzia, T., Kuemmerle, T., Burrascano, S., 2019. Trade-offs between carbon stocks and biodiversity in European temperate forests. Global Change Biology, 25(2): 536–548.
Sádlo, J., Pokorný, P., 2003. Vegetace Křivoklátska ve světle historicko-ekologických dat. In: Kolbek J. (et.), Vegetace chráněné krajinné oblasti a biosferické rezervace Křivoklátsko. 3. Společenstva lesů, křovin, pramenišť, balvanišť a acidofilních lemů. Akademia, Praha, pp. 327-333.
Sánchez-Almendro, A.J., Hidalgo, P.J., Galán, R., Carrasco, J. M., López-Tirado, J., 2018. Assessment and monitoring protocols to guarantee the maintenance of biodiversity in certified forests: A Case Study for FSC (Forest Stewardship Council) forests in southwestern Spain. Forests, 9(11): 705.
Schall, P., Gossner, M.M., Heinrichs, S., Fischer, M., Boch, S., Prati, D., Jung, K., Baumgartner, V., Blaser, S., Böhm, S., Buscot, F., Daniel, R., Goldmann, K., Kaiser, K., Kahl, T., Lange, M., Müller, J., Overmann, j., Renner, C., Schulze, E.D., Sikorski, J., Tschapka, M., Türke, M., Weisser, W.W., Wemheuer, B., Wubet, T., Ammer, C., 2018. The impact of even-aged and uneven-aged forest management on regional biodiversity of multiple taxa in European beech forests. Journal of Applied Ecology, 55(1): 267–278.
Scherzinger, W., 1996. Naturschutz im Wald: Qualitätsziele einer dynamischen Waldentwicklung. Praktischer Naturschutz. Ulmer, Stuttgart, Germany: Verlag Eugen Ulmer.
Schröter, M., Kraemer, R., Ceausu, S., Rusch, G.M., 2017. Incorporating threat in hotspots and coldspots of biodiversity and ecosystem services. Ambio, 46(7): 756–768.
Schulze, E.D., Hessenmoeller, D., Knohl, A., Luyssaert, S., Boerner, A., Grace, J., 2009. Temperate and Boreal Old-Growth Forests: How do Their Growth Dynamics and Biodiversity Differ from Young Stands and Managed Forests? In Wirth, C., Gleixner, G., Heimann, M. (ed.) Old-Growth Forests. Springer, Berlin, Heidelberg, pp. 343–366.
Schweingruber, F. H., 1990. Anatomie europäischer Hölzer/Anatomy of European woods: Ein Atlas zur Bestimmung europäischer Baum-, Strauch- und Zwergstrauchhölzer. Bern: Verlag Paul Haupt. 799. ISBN 3-258-04258-6.
Simanov, V., 1993. Dříví jako energetická surovina: Možné způsoby energetického využívání těžebního odpadu a dalších opomíjených zdrojů dříví. Praha: Agrospoj. 116. ISBN 80-7084-062-5.

Seibold, S., Gossner, M.M., Simons, N.K., Blüthgen, N., Müller, J., Ambarli, D., Ammer, C., Bauhus, J., Fischer, M., Habel, J.C., Linsenmair, K.E., Nauss, T., Penone, C., Prati, D., Schall, P., Schulze, E.D., Vogt, J., Wöllauer, S., Weisser, W.W., 2019. Arthropod decline in grasslands and forests is associated with landscape-level drivers. Nature, 574(7780): 671–674.

Sever, K., Nagel, T.A., 2019. Patterns of tree microhabitats across a gradient of managed to old-growth conditions. Acta Silvae et Ligni, 118: 29–40.

Sitzia, T., Campagnaro, T., Dainese, M., Cassol, M., dal Cortivo, M., Gatti, E., Padovan, F., Sommacal, M., Nascimbene, J., 2017. Contrasting multi-taxa diversity patterns between abandoned and non-intensively managed forests in the southern dolomites. IForest, 10(5): 845–850.

Stiers, M., Willim, K., Seidel, D., Ehbrecht, M., Kabal, M., Ammer, C., Annighöfer, P., 2018. A quantitative comparison of the structural complexity of managed, lately unmanaged and primary European beech (Fagus sylvatica L.) forests. Forest Ecology and Management, 430: 357–365.

Storch, F., Dormann, C.F., Bauhus, J., 2018. Quantifying forest structural diversity based on large-scale inventory data: A new approach to support biodiversity monitoring. Forest Ecosystems, 5(1): 1–14.

Storch, F., Kändler, G., Bauhus, J., 2019. Assessing the influence of harvesting intensities on structural diversity of forests in south-west Germany. Forest Ecosystems, 6(1): 1–12.

Svoboda, P., 1943. Křivoklátské lesy, dějiny jejich dřevin a porostů. Praha: [s.n.]. Studia Botanica Čechica, Volume 6. 226.

Šmelko, Š., Wolf, J., 1977. Štatistické metódy v lesnictve. Príroda, 330 s.

Thom, D., Keeton, W.S., 2020. Disturbance-based silviculture for habitat diversification: Effects on forest structure, dynamics, and carbon storage. Forest Ecology and Management, 469: 118–132.

Verkerk, P.J., Costanza, R., Hetemäki, L., Kubiszewski, I., Leskinen, P., Nabuurs, G.J., Potočnik, J., Palahí, M., 2020. Climate-Smart Forestry: the missing link. Forest Policy and Economics, 115: 102164.

Van Wagner, C.E., 1982. Practical Aspects of the Line Intersect Method: pp 1–11.

Vokoun J. a kol., 2002. Příručka pro průzkum lesních půd – Taxonomický klasifikační systém půd ČR (Jan Němeček a kol.) v lesnické praxi. ÚHÚL, Brandýs nad Labem.

Vyhláška 395/1992 Sb. ministerstva životního prostředí České republiky ze dne 11. června 1992, kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny.

Wilson, K.A., Underwood, E.C., Morrison, S.A., Klausmeyer, K.R.: Murdoch, W.W., Reyers, B., Wardel-Johnson, G., Marquet, P.A., Rundel, P.W., McBride, M.F., Pressey, R.L., Bode, M., Hoekstra, J.M., Andelman, S., Looker, M., Rondinini, C., Kareiva, P., Shaw, M.R., Possingham, H.P., 2007. Conserving Biodiversity Efficiently: What to Do, Where, and When. PLoS Biology, 5(9): e223.

Winter, S., 2012. Forest naturalness assessment as a component of biodiversity monitoring and conservation management. Forestry, 85(2): 291–304.

Winter, S., Fischer, H.S., Fischer, A., 2010. Relative Quantitative Reference Approach for Naturalness Assessments of forests. Forest Ecology and Management, 259(8): 1624–1632.

10. Přílohy

Příloha 1: Fytocenologická tabulka z šetření v roce 2021.

Označení plochy	Patro	Vyhláška 395/1992	Grulich (2017)	Maděra et al. (2007)	Pyšek et al.. (2012)	Pyšek et al. (2012)	1 PS	2 PS	3 PS	4 PS	1 CM	2 CM	3 CM	4 CM
Nadmořská výška (m n. m.)							453	460	456	448	483	485	470	478
Orientace svahu (°)							130	10	105	90	220	210	260	215
Sklon svahu (°)							2	3	3	3	11.5	7	13	13
Plocha snímku (m²)							225.00	225.00	225.00	225.00	225.00	225.00	225.00	225.00
Datum (rok / měsíc/ den)							2021 07. 13.	2021 07. 13.	2021 07. 14.	2021 07. 15.	2021 07. 16.	2021 07. 18.	2021 07. 17.	2021 07. 17.
Souřadnice X (WGS 84)							49.99426600	49.99482000	49.99533700	49.99590000	49.91410400	49.91364900	49.91339300	49.91417500
Souřadnice Y (WGS 84)							13.93084900	13.93141400	13.93182500	13.93218600	13.74205600	13.74288600	13.74069000	13.74095500
Geobiocenologická formule							2B(BD)2 (2/3 plochy) + 2AB3 (1/3 plochy)	2(A)AB(1)2	2AB3 (3/4 plochy) + 2BD2 (1/4 plochy)	2B1(2)	2(3) AB(B)3	2(3)B3	2(3)B3	2(AB)B3
STG							*Fagi-querceta (tiliae) humilia* (2/3 plochy) + *Fagi-querceta* (1/3 plochy)	*Fagi-querceta humilia*	*Fagi-querceta* (3/4 plochy) + *Fagi-querceta tiliae humilia* (1/4 plochy)	*Fagi-querceta humilia*	*Fagi-querceta (Querci-fageta)*	*Fagi-querceta typica (Querci-fageta typica)*	*Fagi-querceta typica (Querci-fageta typica)*	*Fagi-querceta typica (Fagi-querceta)*
SLT							2C (2/3 plochy) + 2K (1/3 plochy)	2C (2Z)	2S (3/4 plochy) + 2C (1/4 plochy)	2Z -> (2C)	2S (3S)	2S (3S)	2S (3S)	2S
Biotop							L3.1	X11	X10	L6.4 -> (L3.1)	X11	X11	L3.1	L3.1
Pokryvnost dřevin (I–III) (%)							75	11	4	45	12	7	96	80
Pokryvnost bylinného a mechového patra (%)							28	85	90	77	65	97	15	50
Pokryvnost bylinného patra (%)							20	75	90	75	65	97	15.25	50.25
Pokryvnost mechového patra (%)							9	30	2	5	0.5	1	0.25	0.25
Jméno druhu														
Larix decidua	t1												2	
Quercus petraea agg.	t1						20			4				
Acer pseudoplatanus	t2												6	
Carpinus betulus	t2						10			22				
Fagus sylvatica	t2												30	15
Larix decidua	t2													6
Quercus petraea agg.	t2						15	11	4	4	12	7	35	50
Sorbus torminalis	t2		C4a	C4						5				
Tilia cordata	t2						2							
Carpinus betulus	t3						20			23			12	
Fagus sylvatica	t3												15	
Quercus petraea agg.	t3						1							9
Sorbus torminalis	t3		C4a	C4			2							
Tilia cordata	t3						10						4	
Acer pseudoplatanus	s1										-			
Betula pendula	s1							+	+			-		
Carpinus betulus	s1						6.5	8	1.5	+		1.5		
Crataegus monogyna	s1									+				
Fagus sylvatica	s1												5	
Populus tremula	s1							+	1		15	25		
Prunus spinosa	s1									-				
Pyrus pyraster	s1		C4a	C2						-				
Quercus petraea agg.	s1						+	+	3	+	1.5	-		
Robinia pseudoacacia	s1				neo	inv						-		
Salix caprea	s1							+	+		+	+		
Sambucus racemosa	s1										+	2.5		
Sorbus torminalis	s1		C4a	C4				-						
Tilia cordata	s1						6	5						
Acer campestre	s2											-		-
Acer platanoides	s2									-		-	-	
Acer pseudoplatanus	s2									-	-	-	-	+
Betula pendula	s2							+	+		+	+		
Carpinus betulus	s2						-	+	+	+	+	+	+	

Označení plochy	Patro	Vyhláška 395/1992	Grulich (2017)	Maděra et al. (2007)	Pyšek et al.. (2012)	Pyšek et al. (2012)	1 PS	2 PS	3 PS	4 PS	1 CM	2 CM	3 CM	4 CM
Crataegus monogyna	s2						-			+				
Fagus sylvatica	s2										+			
Fraxinus excelsior	s2									-	-	-	-	-
Larix decidua	s2							+	+		+	+		
Malus sylvestris	s2		C3	C1			-							
Pinus sylvestris	s2							-	+		-	-		
Populus tremula	s2							+	+		+	+		
Prunus avium	s2							-					+	-
Pyrus pyraster	s2		C4a	C2					+	+				
cf. *Pyrus pyraster*	s2		C4a	C2				+						
Quercus petraea agg.	s2						-	+	+	+	+	+		+
Ribes uva-crispa	s2							-						
Rosa sp.	s2							+	-	+		-		
Salix caprea	s2							+	+		+	+		
Sambucus nigra	s2						-	+	-				-	-
Sambucus racemosa	s2								-		+	+		
Sorbus aucuparia	s2						-		-					-
Sorbus torminalis	s2		C4a	C4			-	+	-					
Symphoricarpos albus	s2				neo	inv				-				
Tilia cordata	s2						+	-	-	-				
Ulmus glabra	s2												-	-
Abies alba	jl		C4a	C4										-
Acer campestre	jl												+	-
Acer platanoides	jl											-	+	+
Acer pseudoplatanus	jl												+	+
Betula pendula	jl							-	-			-		
Carpinus betulus	jl						-		-	-	+	-	-	+
Crataegus monogyna	jl													-
Fagus sylvatica	jl												+	+
Fraxinus excelsior	jl									-	-	-	+	+
Larix decidua	jl							+			+	+		
Pinus sylvestris	jl							-	-	-	-	+		
Populus tremula	jl								+		-	-		
Prunus avium	jl												-	+
Quercus petraea agg.	jl						-	-	-	+	+	+	-	
Robinia pseudoacacia	jl				neo	inv					-			
Rosa sp.	jl						-			+				
Salix caprea	jl										-			
Sambucus nigra	jl						-		-				+	
Sorbus torminalis	jl		C4a	C4			-			-	-			
Tilia cordata	jl						-							
Acer platanoides	sl						-							-
Acer pseudoplatanus	sl												+	+
Betula pendula	sl							-						
Carpinus betulus	sl						-						-	-
Fagus sylvatica	sl												+	+
Fraxinus excelsior	sl												+	+
Larix decidua	sl										-		+	
Populus tremula	sl							-						
Quercus petraea agg.	sl						+		-	+	+	+	5	2
Tilia cordata	sl												+	
Agrostis capillaris	hl										+	+		
Achillea sp.	hl								+	+	-			
Ajuga genevensis	hl						+	3				+		
Ajuga reptans	hl										-			
Alliaria petiolata	hl						3	+	-				+	
Anemone nemorosa	hl						+						+	
Arabis glabra	hl							+						
Arctium lappa	hl				ar	nat						-		
Arctium sp.	hl												-	
Arrhenatherum elatius	hl				ar	inv			+	+				

Označení plochy	Patro	Vyhláška 395/1992	Grulich (2017)	Maděra et al. (2007)	Pyšek et al.. (2012)	Pyšek et al. (2012)	1 PS	2 PS	3 PS	4 PS	1 CM	2 CM	3 CM	4 CM
Artemisia absinthium	hl				ar	nat						+		
Atropa bella-donna	hl								-		+	3		
Avenella flexuosa	hl						+	+	+	+				
Brachypodium pinnatum	hl							+	3	3				
Brachypodium sylvaticum	hl									+	+		+	+
Bromus sterilis	hl				ar	nat				+				
Calamagrostis arundinacea	hl						+	3	10	+			+	3
Calamagrostis epigejos	hl						-	+	+	20	+	+		
Campanula persicifolia	hl						+			-				+
Campanula rotundifolia	hl									+				+
Campanula trachelium	hl											-	-	
Cardamine cf. *flexuosa*	hl						-		-					
Carex digitata	hl						+	+	+		+	+		
Carex hirta	hl										+			
Carex leporina	hl								+		3	+		
Carex muricata	hl						+		+	+	+	3		+
Carex muricata agg.	hl							+					+	
Carex pairae	hl											+		
Carex pallescens	hl										+			
Carex pilulifera	hl								+		+			
Centaurium erythraea	hl		C4a									-		
Cirsium arvense	hl				ar	inv		+			-	+		
Cirsium vulgare	hl							+	+			-		
Clinopodium vulgare	hl											-		
Conyza canadensis	hl				neo	inv		+			+	+		
Crepis cf. *biennis*	hl							-						
Cytisus nigricans	hl										+	+		
Dactylis glomerata	hl								+	+				
Dactylis polygama	hl								+					
Deschampsia cespitosa	hl							+						
Digitalis grandiflora	hl											+		
Dryopteris carthusiana	hl									-				
Dryopteris filix-mas	hl									+				
Echinochloa crus-galli	hl				ar	inv					+			
Elymus caninus	hl							+						
Epilobium angustifolium	hl							3	+		+			
Epilobium montanum	hl							+						
Epilobium sp.	hl										+			
Epilobium tetragonum	hl											-		
Epilobium cf. *tetragonum*	hl								-					
Euphorbia cyparissias	hl						-	-						
Fallopia dumetorum	hl								+		+	+	+	4
Fallopia sp.	hl						+							
Festuca ovina	hl						+	+	+	+				
Festuca rubra	hl								3	+				
Fragaria moschata	hl									3				
Fragaria vesca	hl						-	+	+		+	+		
Galeopsis bifida	hl									+			+	10
Galeopsis pubescens	hl													10
Galeopsis sp.	hl						2	+	+		+			
Galium album	hl									+				
Galium aparine	hl						+	+	3	+	-	+		
Galium sylvaticum	hl								+					
Genista germanica	hl										+	+		
Geranium robertianum	hl										-	-	+	-
Geum urbanum	hl											-		
Hieracium laevigatum	hl						-			-				
Hieracium murorum	hl									-				
Hypericum perforatum	hl						+	10	+	+	+	+		+
Chelidonium majus	hl				ar	nat	-						-	-
Chenopodium album	hl										+			

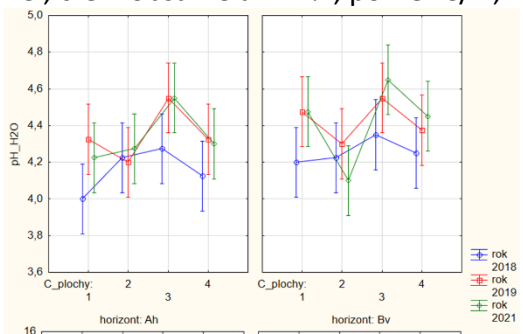
Označení plochy	Patro	Vyhláška 395/1992	Grulich (2017)	Maděra et al. (2007)	Pyšek et al.. (2012)	Pyšek et al. (2012)	1 PS	2 PS	3 PS	4 PS	1 CM	2 CM	3 CM	4 CM
Impatiens parviflora	hl				neo	inv							10	3
Juncus conglomeratus	hl								+		+			
Juncus effusus	hl								+		+	+		
Juncus tenuis	hl				neo	nat			+					
Juncus cf. *tenuis*	hl				neo	nat					-			
Lactuca serriola	hl				ar	nat		-	-	-	-	+		
Lapsana communis	hl							-						+
Lathyrus linifolius	hl		C3						+					
Linaria vulgaris	hl				ar	nat		+	+		+	2		
Luzula divulgata	hl										+			
Luzula luzuloides	hl						-		+		+	+		+
Luzula pilosa	hl								-					
Maianthemum bifolium	hl									+				
Melampyrum pratense	hl						+			+				
Melica nutans	hl						+	+	+	+				
Melica picta	hl		C3				+							
Moehringia trinervia	hl						+	+		+	+		+	+
Mycelis muralis	hl								-	+				-
Myosotis sylvatica	hl						+	+	+					-
Plantago lanceolata	hl										+			
Poa angustifolia	hl						+	+	+	+				
Poa annua	hl										+			
Poa compressa	hl										+			
Poa nemoralis	hl						3	+	31	20	+	+	+	+
Poa trivialis	hl											-		
Polygonatum odoratum	hl						+	+	-	-				
Potentilla argentea	hl							-						
Rubus idaeus	hl						+	44	20	2	44	69	-	+
Rubus sect. *Rubus*	hl						-	+		20	2	4		+
Rumex acetosella	hl										+	3		
Rumex obtusifolius	hl										-			
Scrophularia nodosa	hl										+	+		+
Securigera varia	hl										-			
Senecio sylvaticus	hl						-	+		+	+			
Solanum dulcamara	hl											+		
Sonchus oleraceus	hl				ar	nat	-							
Stellaria holostea	hl						+							
Tanacetum corymbosum	hl								-					
Tanacetum vulgare	hl				ar	nat		+						
Taraxacum sect. *Ruderalia*	hl						+	-	-	-	-	-	-	
Trifolium arvense	hl											+		
Trifolium aureum	hl										-	-		
Urtica dioica	hl							-	+	+	+	3	+	
Vaccinium myrtillus	hl						+							
Verbascum nigrum	hl							+						
Verbascum sp.	hl							+	-	-		-		
Veronica arvensis	hl				ar	nat		-						
Veronica chamaedrys	hl						+	+					-	
Veronica officinalis	hl						+	3	+	+	10	2	+	4
Veronica vindobonensis	hl								+					
Vicia sepium	hl									-				
Vicia tetrasperma	hl							-	+	+				
Viola collina	hl						+	+						
Viola hirta	hl											-	-	-
Viola reichenbachiana	hl											+	-	+
Viola riviniana	hl						+	+	+	+	-	+	+	+

Příloha 2: Souhrnné floristické a fytocenologické charakteristiky ploch z šetření v roce 2021.

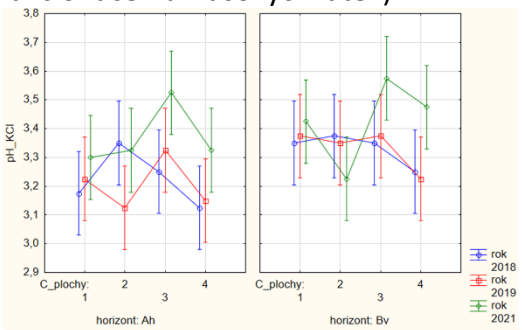
	Souhrn	Vyhláška 395/1992	Grulich (2017)	Maděra et al. (2007)	Pyšek et al. (2012)	1 PS	2 PS	3 PS	4 PS	1 CM	2 CM	3 CM	4 CM
Počet druhů dřevinného patra	28					10	14	14	13	13	14	12	14
Počet druhů dřevin chráněných dle Vyhlášky	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0
Počet druhů dřevinného patra na červeném seznamu dle Grulicha (2017)	4		4			2	2	2	2	1	0	0	1
Počet druhů dřevinného patra na červeném seznamu dle Maděry et al. (2007)	4			4		2	2	2	2	1	0	0	1
Počet druhů dřevinného patra řazených k archeofytům	0				0	0	0	0	0	0	0	0	0
Počet druhů dřevinného patra řazených k neofytům	2				2	0	0	0	1	1	1	0	0
Počet druhů bylinného patra	124					39	47	49	42	50	46	22	25
Počet druhů bylinného patra chráněných dle Vyhlášky	0	0				0	0	0	0	0	0	0	0
Počet druhů bylinného patra na červeném seznamu dle Grulicha (2017)	3		3			1	0	1	0	0	1	0	0
Počet druhů bylinného patra řazených k archeofytům	12				12	2	5	3	3	4	5	1	1
Počet druhů bylinného patra řazených k neofytům	4				4	0	1	1	0	2	1	1	1
Počet druhů celkem	152	0	7	4		49	61	63	55	63	60	34	39
Počet druhů chráněných dle Vyhlášky	0					0	0	0	0	0	0	0	0
Počet druhů na červeném seznamu dle Grulicha (2017)	7		7			3	2	3	2	1	1	0	1
Počet druhů řazených k archeofytům	12				12	2	5	3	3	4	5	1	1
Počet druhů řazených k neofytům	6				6	0	1	1	1	3	2	1	1
Shannonův index diverzity (pro všechny druhy) (výpočet z Turbovegu)						2.12	2.62	2.69	2.47	2.50	2.18	1.97	2.13

Příloha 3: Fyzikálně-chemické a chemické vlastnosti půdy na DO Pustá seč – LČR, část A (čísla ploch 1 – DB-HB kontrola, 2 – DB-HB těžba, 3 – DB těžba, 4 – DB kontrola; a, b – pH/H2O a pH/KCl; c-e – obsah C a N v %, poměr C/N; f-i – frakcionace humusových látek).

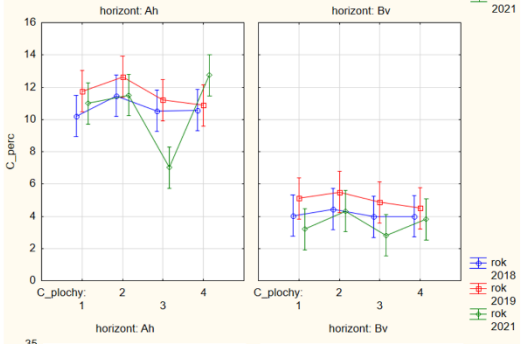
a



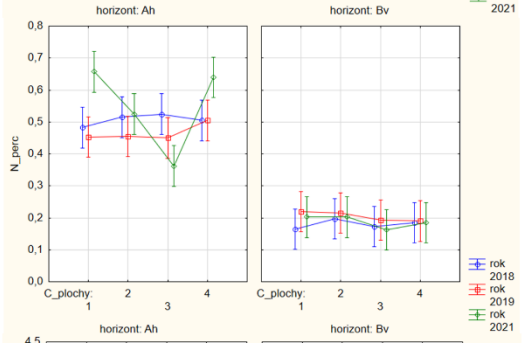
b



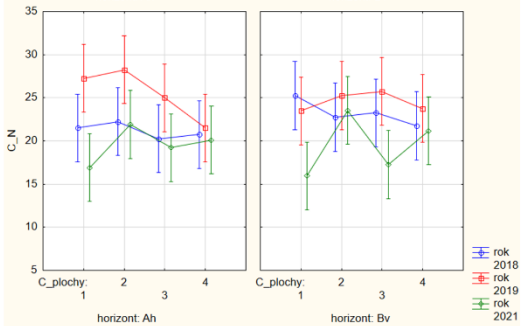
c



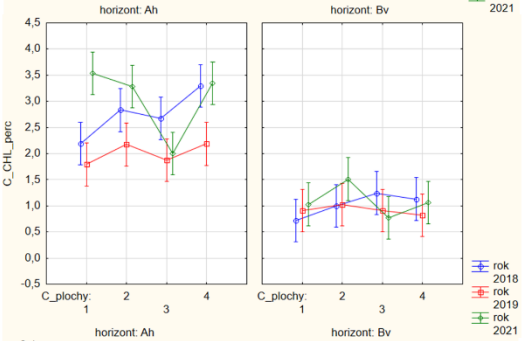
d



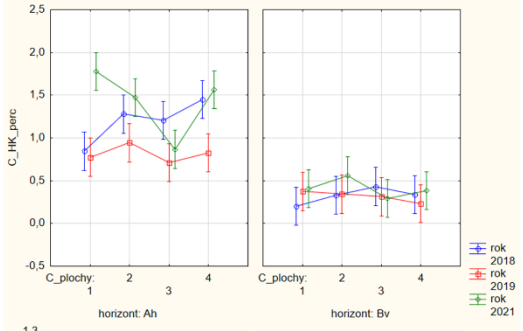
e



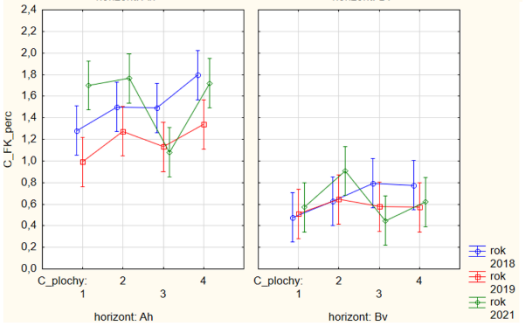
f



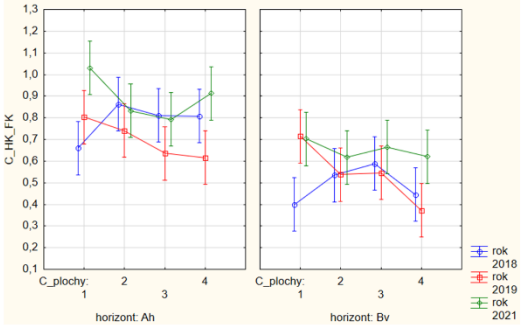
g



h

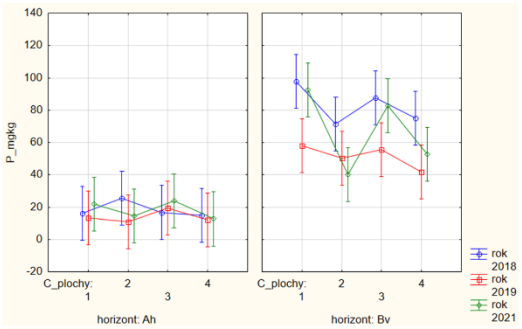


i

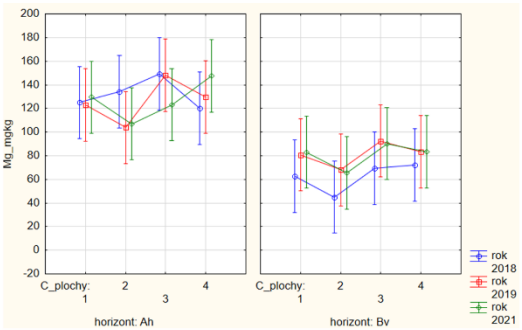


Příloha 4: Fyzikálně-chemické a chemické vlastnosti půdy na DO Pustá seč – LČR, část B (čísla ploch 1 – DB-HB kontrola, 2 – DB-HB těžba, 3 – DB těžba, 4 – DB kontrola; a, d – koncentrace živin; e-f – obsah kyselých kationtů; g – kationtová výměnná kapacita; h – obsah bazických kationtů; i – bazická saturace.

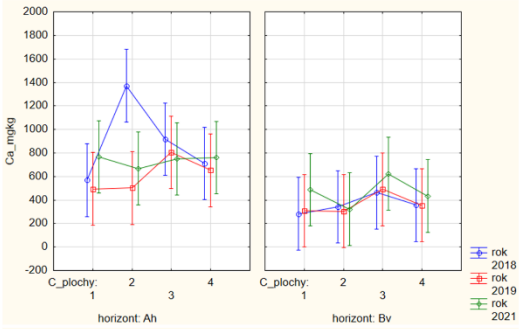
a



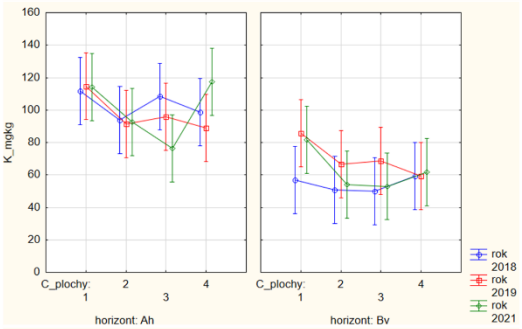
b



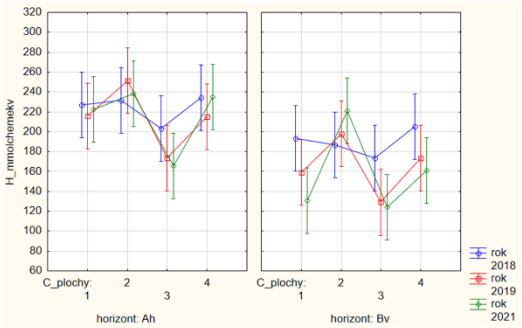
c



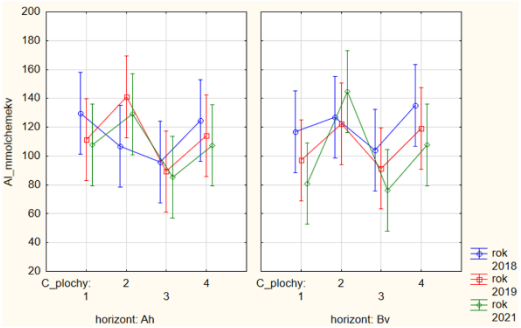
d



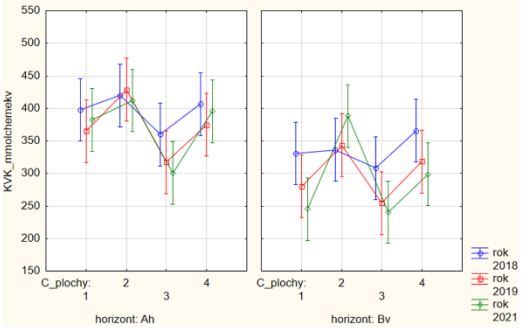
e



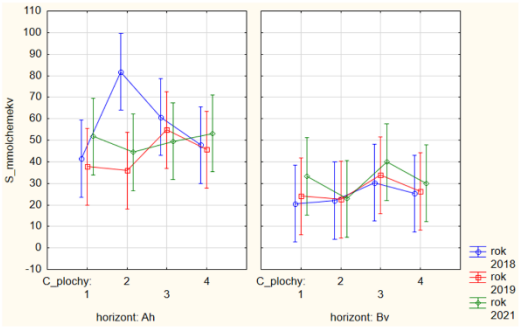
f



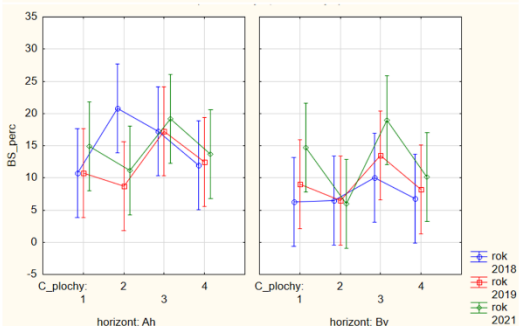
g



h

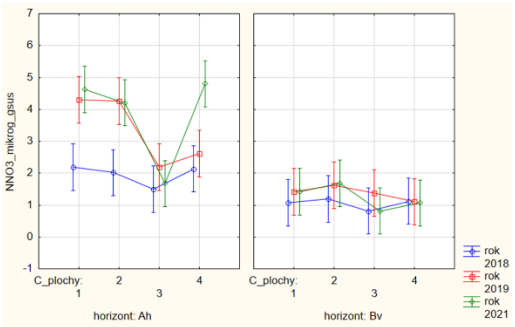


i

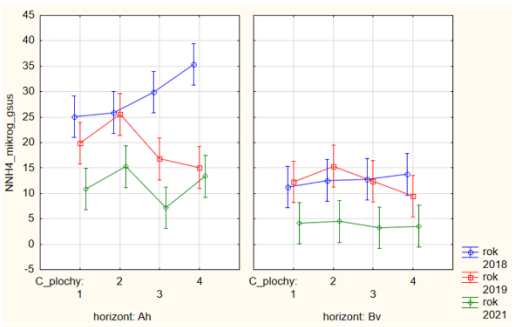


Příloha 5: Biochemické vlastnosti půdy na DO Pustá seč – LČR, část A (čísla ploch 1 – DB-HB kontrola, 2 – DB-HB těžba, 3 – DB těžba, 4 – DB kontrola; a – obsah dusičnanového dusíku; b – obsah amoniakálního uhlíku; c – aktivita kyselé fosfomonoesterázy; d – aktivita ureázy; e – obsah mikrobiálního uhlíku.

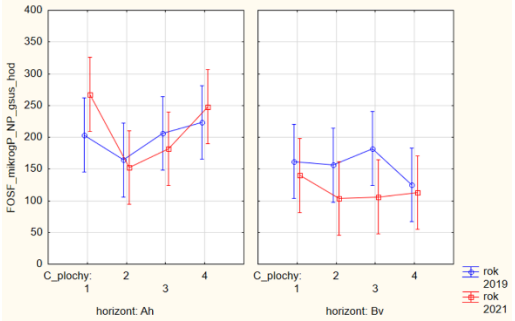
a



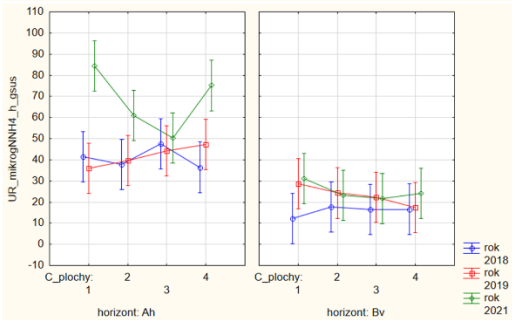
b



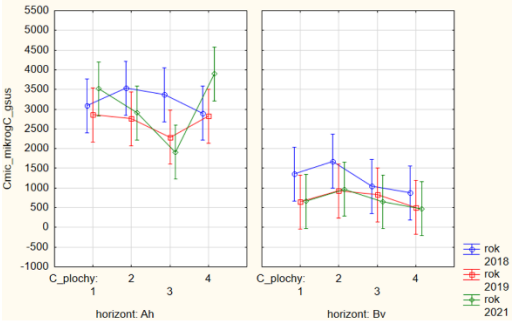
c



d

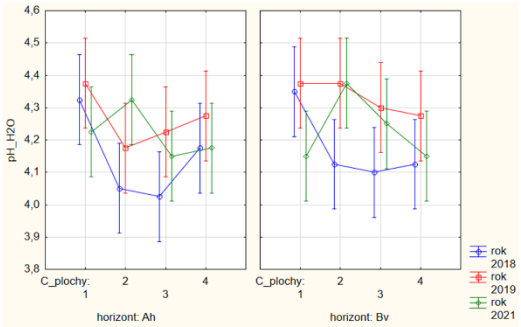


e

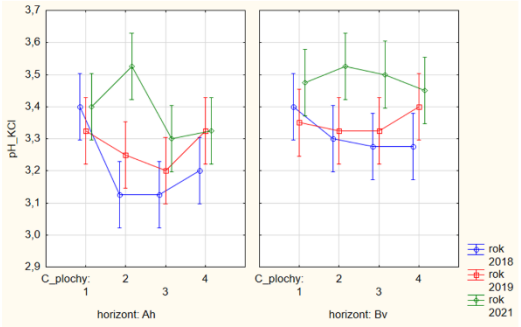


Příloha 6: Fyzikálně-chemické a chemické vlastnosti půdy na DO Colloredo-Mannsfeld, část A (čísla ploch 1 – DB-HB kontrola, 2 – DB-HB těžba, 3 – DB těžba, 4 – DB kontrola; a, b – pH/H2O a pH/KCl; c-e – obsah C a N v %, poměr C/N; f-i – frakcionace humusových látek).

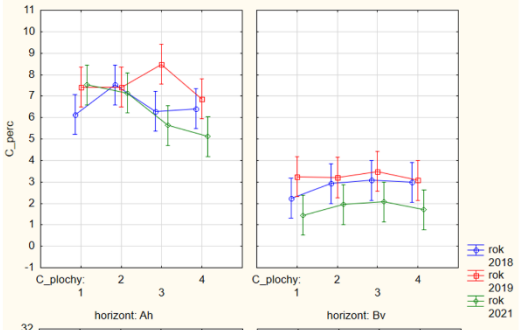
a



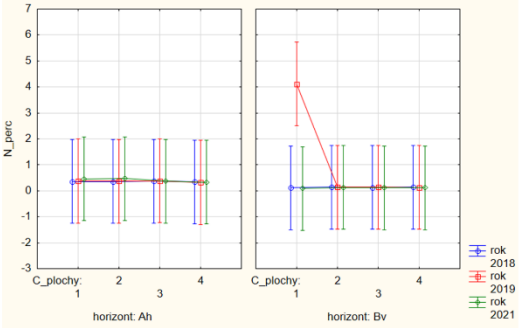
b



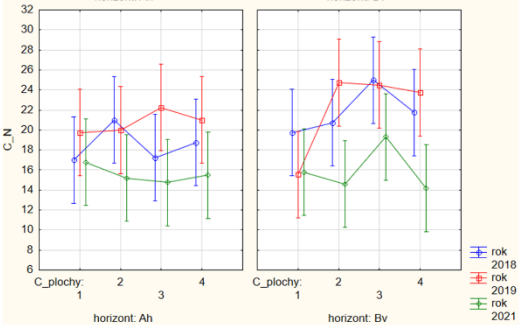
c



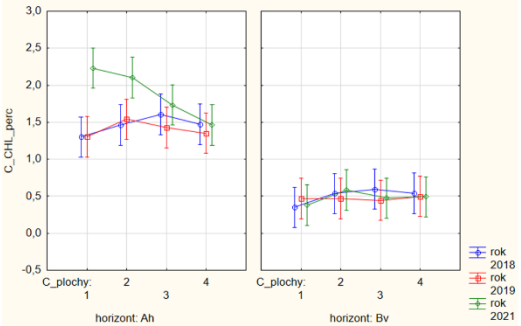
d



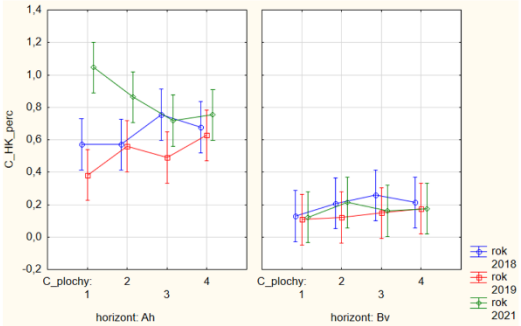
e



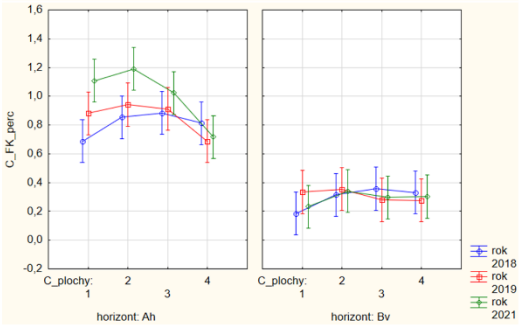
f



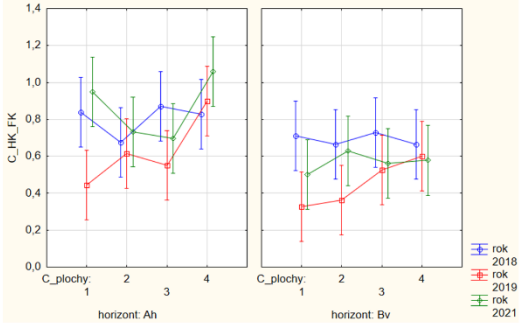
g



h

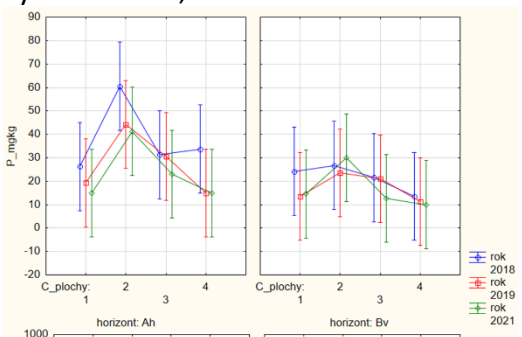


i

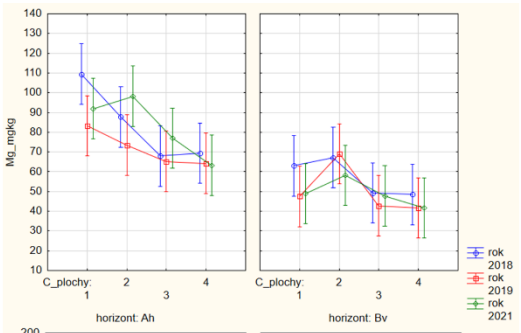


Příloha 7: Fyzikálně-chemické a chemické vlastnosti půdy na DO Colloredo-Mannsfeld, část B (čísla ploch 1 – DB-HB kontrola, 2 – DB-HB těžba, 3 – DB těžba, 4 – DB kontrola; a, d – koncentrace živin; e-f – obsah kyselých kationtů; g – kationtová výměnná kapacita; h – obsah bazických kationtů; i – bazická saturace.

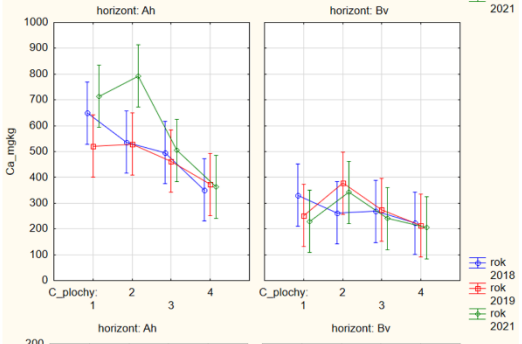
a



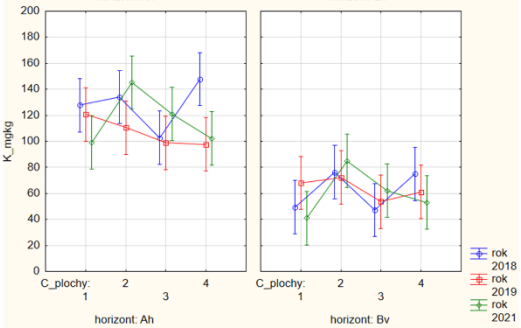
b



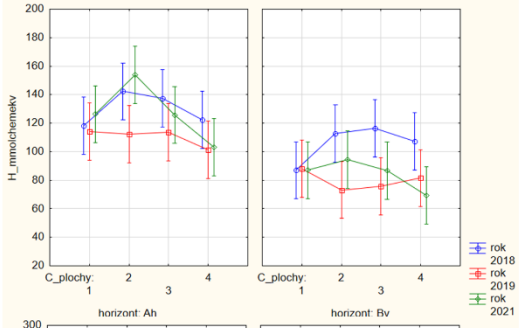
c



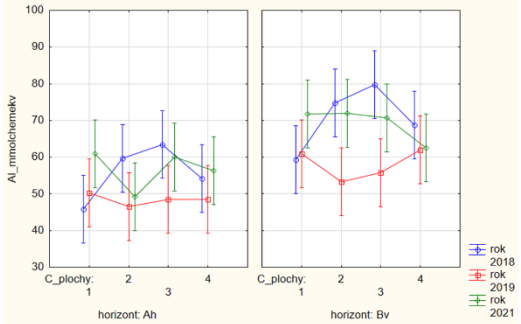
d



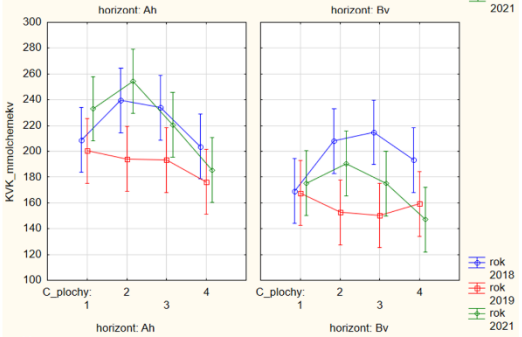
e



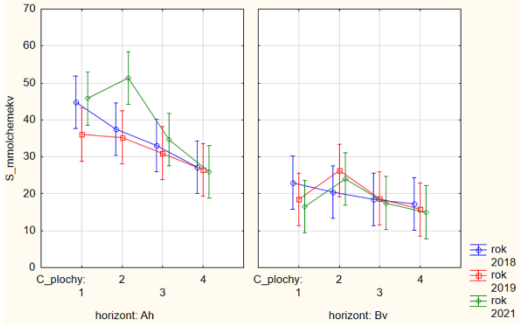
f



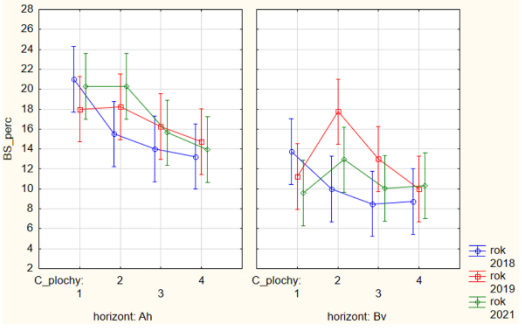
g



h

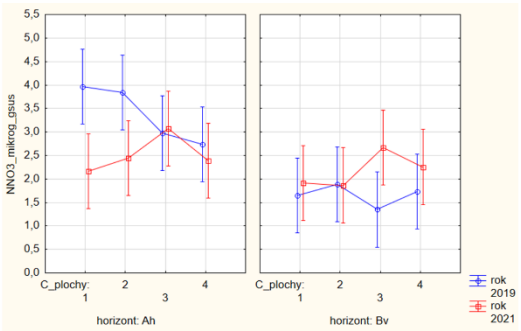


i

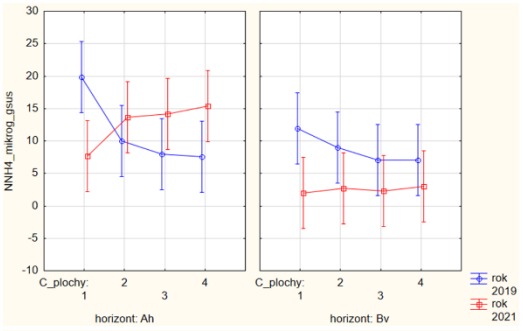


Příloha 8: Biochemické vlastnosti půdy na DO Colloredo-Mannsfeld, část A (čísla ploch 1 – DB-HB kontrola, 2 – DB-HB těžba, 3 – DB těžba, 4 – DB kontrola; a – obsah dusičnanového dusíku; b – obsah amoniakálního uhlíku; c – aktivita kyselé fosfomonoesterázy; d – aktivita ureázy; e – obsah mikrobiálního uhlíku.

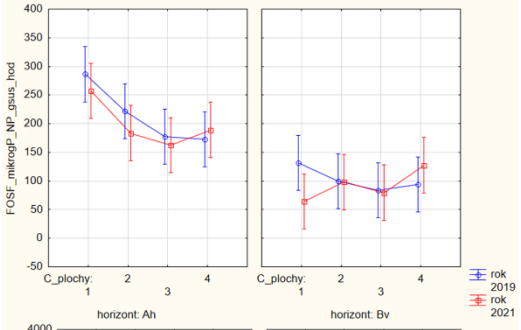
a



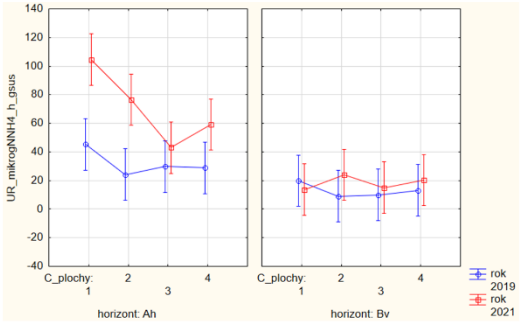
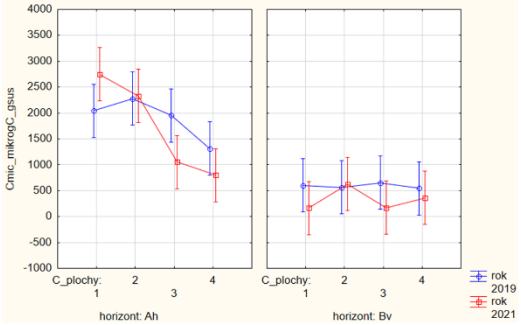
b



c



d



e