

studia. **OECOLOGICA**



VÍCEÚROVŇOVÁ
TYPOLOGIE ČESKA NA
ZÁKLADĚ LAND USE/
LAND COVER DAT

EVIDENCE
PSEUDOKRASOVÝCH
JESKYNNÍCH OBJEKTŮ
V NPR KAŇON LABE

PAVOUCI (ARANEAE)
TERESTRICKÝCH
RÁKOSIN V OKOLÍ
CHABAŘOVIC

ČASOPIS
STUDIA OECOLOGICA
Ročník VII
Číslo 1/2013

Redakční rada:

doc. Ing. Pavel Janoš, CSc. – šéfredaktor
† doc. Ing. Miroslav Farský, CSc. – výkonný redaktor
prof. RNDr. Olga Kontrišová, CSc.
doc. RNDr. Juraj Lesný, Ph.D.
Ing. Martin Neruda, Ph.D.
doc. MVDr. Pavel Novák, CSc.
prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.

Technický redaktor:

Mgr. Ing. Petr Novák

Recenzenti:

doc. RNDr. Ivan Bičík, CSc., PŘF Karlovy univerzity, Praha
doc. PhDr. RNDr. Martin Boltziar, Ph.D., Ústav krajinnej ekológie SAV, Bratislava
Mgr. Jiří Čmelík, Ph.D., Výzkumný ústav anorganické chemie, a. s., Ústí nad Labem
Ing. Petr Dvořák, Most
doc. Ing. Danica Fazekášová, CSc., FHPV Prešovské univerzity, Prešov
Ing. Borek Franěk, CHKO České středohoří, Litoměřice
doc. RNDr. Jaromír Hajer, CSc., PŘF Univerzity J. E. Purkyně, Ústí nad Labem
RNDr. Petr Chváta, AOPK ČR, Ústí nad Labem
Pavel Moravec, CHKO České středohoří, Litoměřice
Ing. Vítězslava Pešková, Ph.D., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Jíloviště
Ing. Jiří Pospíšil, Ústav pro hospodářskou úpravu lesů, Jablonec nad Nisou
Mgr. Antonín Roušar, ZŠ Ekoškola Údlice, Chomutov
RNDr. Michal Řehoř, Ph.D., Výzkumný ústav pro hnědé uhlí a.s., Most
Ing. Veronika Řezáčová, Ph.D., FCH Vysokého učení technického, Brno
Mgr. Martin Šlachta, Ph.D., ZF Jihočeské univerzity, České Budějovice
Ing. Josef Švec, Palivový kombinát Ústí, s.p., Ústí nad Labem
Ing. Soňa Tichá, Ph.D., LDF Mendelovy univerzity, Brno
RNDr. Slávka Tóthová, Ph.D., Národné lesnícke centrum, Zvolen

Foto obálky:

Mgr. Michal Holec, Ph.D.

Vydává: FŽP UJEP v Ústí nad Labem
Tisk: Tiskárna L. V. Print, Uherské Hradiště

Toto číslo bylo dáno do tisku v srpnu 2013
ISSN 1802-212X
MK ČR E 17061

OBSAH

VÍCEÚROVŇOVÁ TYPOLOGIE ČESKA NA ZÁKLADĚ LAND USE/LAND COVER DAT <i>Martin BALEJ, Jiří ANDĚL</i>	3
DISTRIBÚCIA VYBRANÝCH ŤAŽKÝCH KOVOV DO BIOMASY SEMENÁČIKOV <i>PICEA ABIES</i> (L.) KARST. Z NÁLETU PO JEDNORÁZOVEJ APLIKÁCIÍ DREVNÉHO POPOLA <i>Andrea ZACHAROVÁ, Hana OLLEROVÁ, Olga KONTRIŠOVÁ, Jaroslav KONTRIŠ</i>	13
EVIDENCE PSEUDOKRASOVÝCH JESKYNNÍCH OBJEKTŮ V NPR KAŇON LABE <i>Richard POKORNÝ, Dan EMINGER, Jaroslav KUKLA</i>	18
RELATIVNÁ VITALITA DRUHŮV BYLINNÉHO PODRASTU V MONOKULTÚRNÝCH SMREČINÁCH PO APLIKÁCIÍ DREVNÉHO POPOLA <i>Olga KONTRIŠOVÁ, Hana OLLEROVÁ, Jaroslav KONTRIŠ, Andrea ZACHAROVÁ</i>	36
PEDOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY VYBRANÝCH LOKALIT RADOVESICKÉ VÝSYPKY A JEJICH FYTOCENÓZY <i>Lenka ZOUBKOVÁ, Jiří ŠEFL, Iva ROUBÍKOVÁ, Zdeněk REMIAŠ</i>	48
KLOUBNATKA SMRKOVÁ (<i>GEMMAMYCES PICEAE</i>) VE VYBRANÝCH POROSTECH V OBLASTI FLÁJSKÉ PŘEHRADY V LETECH 2010 A 2012 <i>Jiří ŠEFL</i>	59
HODNOCENÍ RŮSTOVÝCH VLASTNOSTÍ LESNÍCH DŘEVIN NA SLATINICKÉ VÝSYPCE <i>Iva ROUBÍKOVÁ, Jiří ŠEFL</i>	72
STŘEVLÍCI (COLEOPTERA: CARABIDAE) KAMENITÉ AKUMULACE V BÝVALÉM LOMU NA VRCHU TŘTÍN U DĚKOVKY (ČESKÉ STŘEDOHOŘÍ) <i>Michal HOLEC, Jana TOMANCOVÁ</i>	88
PAVOUCI (ARANEAE) TERESTRICKÝCH RÁKOSIN V OKOLÍ CHABAŘOVIC (SEVERNÍ ČECHY) <i>Diana HOLCOVÁ, Lucie KONRÁTOVÁ</i>	93

VÍCEÚROVŇOVÁ TYPOLOGIE ČESKA NA ZÁKLADĚ LAND USE/LAND COVER DAT

MULTISCALE TYPOLOGY OF THE CZECHIA BY THE LAND USE/LAND COVER DATA

Martin BALEJ, Jiří ANDĚL

Univerzita J. E. Purkyně, Přírodovědecká fakulta, České mládeže 8, Ústí nad Labem, 400 96, Česká republika, martin.balej@ujep.cz

Abstrakt

Land use/land cover na území Česka autoři analyzují ve třech řádovostních úrovních a dvou časových horizontech posledních deseti let. Pro zpracování rozsáhlého souboru dat byly použity moderní statistické metody (CA – cluster analysis a PCA – principal component analysis). Za statistické jednotky byly na makroúrovni zvoleny kraje, mezoúrovni okresy a mikroúrovni spádové území obce s rozšířenou působností. Statistická analýza vedla ke stanovení typů území v daných prostorových úrovních a v čase. Výsledné typologie jsou diskutovány v kontextu geografické diferenciacce dalších relevantních proměnných.

Klíčová slova: Land use/land cover, typologie Česka, víceúrovňový prostorový přístup, statistické metody

Abstract

Land use/land cover of the Czechia is analyzed in the three spatial scales of last temporal decade. Modern statistical methods (CA – cluster analysis a PCA – principal component analysis) are used for dataset processing and simplifying. The regions are macroscale statistical units, the districts mesoscale statistical units (NUTS III, LAU 1), and catchment area of a municipality with extended government microscale statistical units. By statistical analysis particular types of units are determined in the individual spatial and temporal scale. Resulting typologies are discussed in the context of geographical distribution of other relevant variables.

Key words: Land use/land cover, typology of the Czechia, multiscale spatial approach, statistical methods

Úvod

Hlavním cílem článku je analýza aktuálního vývoje land use/land cover na území České republiky prostřednictvím moderních statistických metod. Analýza je provedena na prostorově srovnatelných jednotkách, které relativně objektivně odrážejí struktury využívání ploch. Rozmístění land use/land cover je nutné vnímat v širších prostorových souvislostech, tj. porovnávat územní jednotky nejen mezi sebou na jedné prostorové úrovni, ale také napříč jednotlivými prostorovými úrovněmi. Mohou se tak objevit přesnější nuance a trendy v land use/land cover distribuci spočívající v postupném nárůstu detailu pohledu na území. Tyto diference je pak vhodné sledovat v kontextu funkčních souvislostí (sociální a ekonomický vývoj území). Vedle objasnění územních změn a specifikace detailní struktury je smyslem těchto analýz i možná predikce vývoje land use/land cover distribuce.

Land cover je zhmotněný průmět přírodních prostorových podmínek a zároveň současného využití krajiny. Land cover lze chápat jako popis objektů a zemského povrchu (EEA, 1999). Na Slovensku se jako ekvivalent k anglickému land cover, vzhledem k jeho obsahové stránce, používalo např. pojmů fyziognomie krajiny (Feranec, 1992), materiálně fyziognomická forma či krajinný kryt (Oťahel, 1995). Později však Feranec a Oťahel (2001) doporučují jako synonymum k land cover používat termín krajinný pokryv, neboť zavedený pojem vegetační pokryv je tam, kde se nachází vegetace, i součástí land cover, a tedy oba pojmy jsou si blízké.

Komplexní poznání krajiny zahrnuje kromě identifikace pojmu land cover i identifikaci funkcí krajiny či způsobů jejího využití. Pochopení významu termínu land use vhodně vystihuje formule:

„Land use = land cover + land utilization“ (Burley, 1961). Podle ní land use vyplývá z poznání land cover a funkcí krajiny. V této práci se však budeme více držet názoru Skleničky (2003), který doporučuje využívat poměrně rozšířených anglických ekvivalentů. Argumentuje, že land use i land cover jsou v odborných kruzích natolik zavedené termíny, že je není třeba překládat. Místy, kde to nebrání správné interpretaci užití pojmu, budeme považovat za synonymum k termínu land use spojení využití území, resp. využití krajiny. Podle Turnera (1995) land use zahrnuje jak způsob biofyzikální manipulace s krajinou, tak záměr nebo účel, pro nějž se krajina využívá, tedy ve shodě s formulí Burley (1961). Jako příklad uvádí les (land cover kategorii), který se využívá jako hospodářský les se záměrem těžby dřeva (land use kategorie).

Pro stanovení land use/land cover typologií byla použita data jak land use, tak land cover (viz dále). Prostřednictvím statistické analýzy bylo možné zjistit nejnovější trendy vývoje land use/land cover, konkrétně v poslední dekádě 21. století. Důležité pro objasnění proměny struktury využívání ploch (land use) je nastínění rozhodujících ekonomicko-sociálních tendencí, charakterizující vývoj po roce 2000. V post-transformačním období se po roce 2000 ekonomika Česka oživuje a rozvíjí, nejvýrazněji pak v terciérních odvětvích. Utlumuje se těžební a těžký průmysl ve prospěch drobného (přesného) strojírenství, případně automobilového průmyslu. Zemědělská produkce (i zaměstnanost v tomto odvětví) se snižuje. V roce 2001 Evropská komise konstatuje plnění kodaňských kritérií i existenci fungující tržní ekonomiky v Česku. Intenzivně se rozvíjí komunikační a informační sítě. Objevuje se proces suburbanizace, který vyvolává velký tlak na půdu v blízkosti urbanizovaných oblastí. V kontextu tržního otevřeného hospodářství lze očekávat, že distribuce land use/land cover se bude v Česku, na základě jednotlivých geografických, přírodních a sociokulturních předpokladů, specializovat a v jednotlivých částech individualizovat.

Metodika

Land use/land cover data vycházejí z databáze CORINE land cover (CLC). Tato databáze je užitečná k analýze vývoje land cover zejména na regionální a národní, tedy mezo a makroúrovni. Používáme databázi CLC2000 a CLC2006, které jsou pro větší území osvědčeným zdrojem land cover dat (např. Perdigo and Annoni, 1997; Steenmans and Perdigo, 2001; Nunes de Lima, 2005; and Feranec et al., 2007). Data jsou zpracovanými interpretacemi satelitních snímků území Evropy z družice LANDSAT 7 ETM. CLC2006 je přímým pokračováním předchozích aktivit spojených s mapováním CLC2000.

Pro potřebu komparace databází byly hlavní metodické principy zpracování družicových snímků zachovány. Minimální mapovaná jednotka byla 25 ha, minimální šíře mapovaných liniových objektů byla 100 m. Identifikovaly se pouze plošné objekty (polygony). Výstupem byly mapy land cover v měřítku 1:100 000 se 44 třídami land cover. K analýze prostorové diferenciaci land cover tříd v makro a mezoregionech jsme generalizovaly počet land cover tříd vyskytujících se na území Česka. Pro svou zanedbatelnou rozlohu byly některé třídy pominuty a pro svou podobnost některé sloučeny (Tabulka 1).

Tabulka 1. Seznam land cover tříd podle databáze CORINE

Nově	Databáze CORINE	Nově	Databáze CORINE
1	1.1.1 Souvislá městská zástavka	6	3.1.1 Listnaté lesy
	1.1.2 Nesouvislá městská zástavba		3.1.2 Jehličnaté lesy
	1.2.1 Průmyslové a obchodní areály		3.1.3 Smíšené lesy
	1.2.2 Silniční a železniční síť a přilehlé areály	4	3.2.1 Přirozené louky
	1.2.3 Areály přístavů	X	3.2.2 Vřesoviště a slatiny
	1.2.4 Areály letišť	X	3.2.3 Tvrdolistá vegetace
	1.3.1 Areály těžby nerostných surovin	7	3.2.4 Přechnodné leso-křoviny
	1.3.2 Areály skládek (smetišť)	X	3.3.1 Pláže, duny, písky
	1.3.3 Areály výstavby	X	3.3.2 Skály
	1.4.1 Areály městské zeleně	7	3.3.3 Areály s řídkou vegetací
	1.4.2 Areály sportu a zařízení pro volný čas	X	3.3.4 Spáleníště

Nově	Databáze CORINE	Nově	Databáze CORINE
2	2.1.1 Nezavlažovaná orná půda	X	3.3.5 Ledovce a trvalý sníh
	2.1.2 Permanentně zavlažovaná orná půda	X	4.1.1 Močály
X	2.1.3 Rýžová pole	X	4.1.2 Rašeliniště
3	2.2.1 Vinice	X	4.2.1 Solné mokřiny
	2.2.2 Ovocné sady a plantáže ovocnin	X	4.2.2 Solná ložiska
	2.2.3 Olivové sady	X	4.2.3 Přílivové oblasti
4	2.3.1 Louky a pastviny	8	5.1.1 Vodní toky
5	2.4.1 Jednoroční plodiny s trvalými kulturami		5.1.2 Vodní plochy
	2.4.2 Mozaika polí, luk a trvalých kultur	X	5.2.1 Pobřežní laguny
	2.4.3 Zemědělské areály s podílem přirozené vegetace	X	5.2.2 Ústí řek
	2.4.4 Zemědělsko-lesní areály	X	5.2.3 Moře a oceány

Vysvětlivky: 1 – Zastavěné/umělé plochy, 2 – Orná půda, 3 – Vinice, sady a chmelnice, 4 – Louky a pastviny, 5 – Zahrady a zemědělské areály s podílem vegetace, 6 – Lesy, 7 – Sukcesní (přechodové) plochy, 8 – Vodní plochy a vodní toky, X pro svou nepatrnou rozlohu nebylo s danou land cover třídou uvažováno

Počítali jsme s relativními daty za land cover třídy, abychom předešli zkreslení výsledků statistických analýz různou velikostí územních jednotek. Analýza byla zpracována prostřednictvím softwarového programu STATISTICA 9 a kromě základních popisných statistik pro primární zpracování dat byla použita analýza hlavních komponent (principal component analysis, PCA) a klastrová analýza (cluster analysis, CA). Řada autorů již metody PCA a CA běžně na prostorovou distribuci land use/land cover používají (např. Byrne et al. 1980, Richardson, Milne 1983). Shluky, resp. typy územních jednotek byly grupovány metodou *k-means* a hierarchickým shlukováním.

Analýza na mikroúrovni, úrovni spádových území obcí s rozšířenou působností (SÚ ORP), vycházela z dat ČSÚ za roky 2000 a 2010. Na tato data byly aplikovány stejné statistické metody a přibližně stejné kategorizační klasifikace land use tříd.

Výsledky

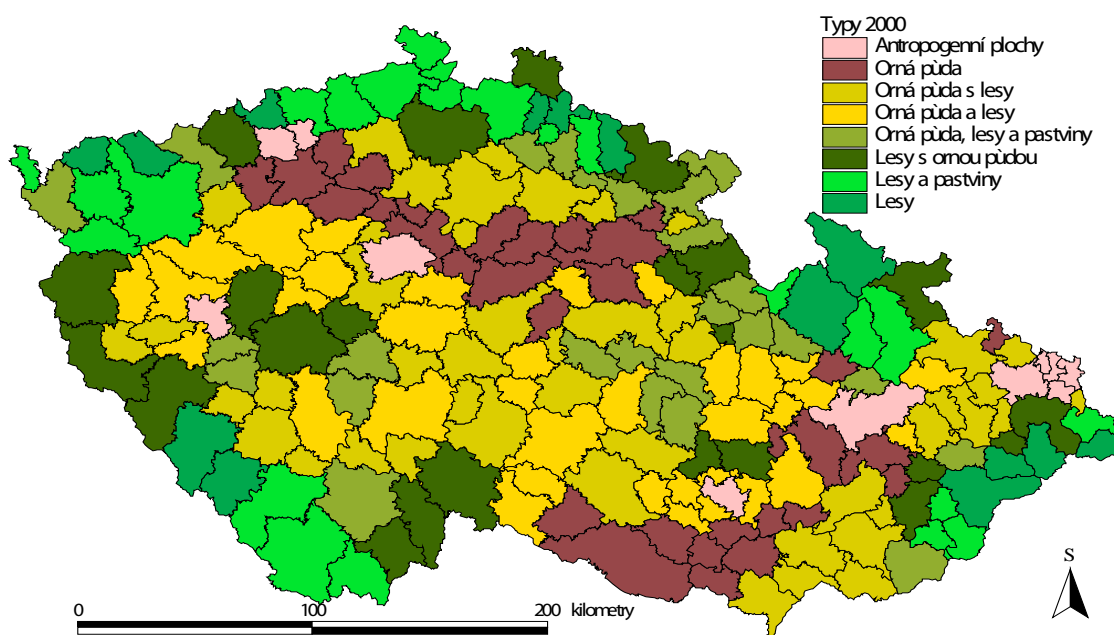
Podle struktury land use tříd je možné vytvořit typologii mikroregionů, jejichž struktury jsou mezi typy od sebe odlišné a uvnitř stejného typu podobné. Prostřednictvím dendrogramu a klastrové analýzy byla porovnávána pomyslná „vzdálenost“ struktury land use mezi všemi dvojicemi regionů v roce 2000 a v roce 2010. Celkem bylo vytvořeno 8 typů vyznačujících se specifickými rysy. Rozhodujícími plochami se ukazují orná půda a lesy ve vzájemné kombinaci, dále antropogenní plochy a louky a pastviny.

Tabulka 2. Typologie mikroregionů podle využití ploch

Typ	Název	Počet mikroregionů		Struktura ploch v roce 2010 (%)		
		2010	2000	Orná půda	Louky a pastviny	Lesy
1	Antropogenní plochy <i>Artificial area</i>	5%	5%	32,6	6,8	16,2
2	Orná půda <i>Arable land</i>	14%	15%	65,1	3,5	13,4
3	Orná půda s lesy <i>Arable l. with forest</i>	17%	21%	51,5	9,3	22,0
4	Orná půda a lesy <i>Arable l. and forest</i>	22%	17%	44,3	9,9	32,0
5	Orná p., lesy a pastviny <i>Arable l., forest and grassland</i>	13%	13%	34,3	19,0	33,7

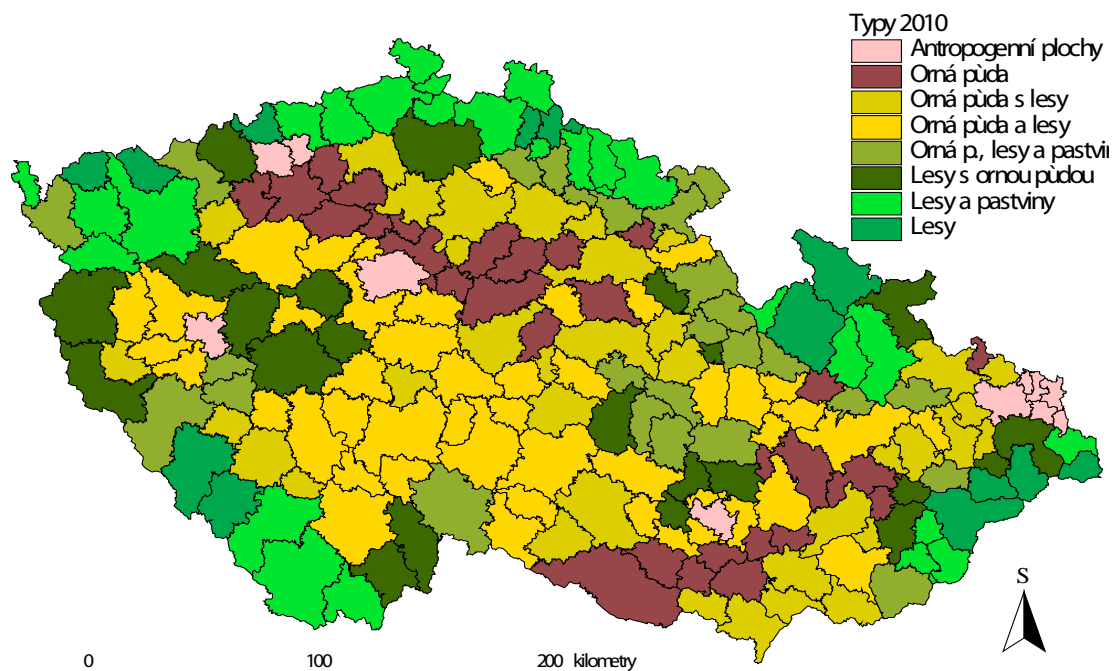
Typ	Název	Počet mikroregionů		Struktura ploch v roce 2010 (%)		
		2010	2000	Orná půda	Louky a pastviny	Lesy
6	Lesy s ornou půdou <i>Forest with arable l.</i>	11%	11%	29,6	11,8	44,4
7	Lesy a pastviny <i>Forest with grassland</i>	13%	11%	15,4	23,8	45,7
8	Lesy <i>Forest</i>	6%	7%	8,4	17,8	60,8

Nejspecifičtější je 1. typ (Artificial area), který zahrnuje nejvíce urbanizované a průmyslové plochy a v porovnání s ostatními typy jsou minimálně zastoupeny lesy (16 %) a orná půda (33 %), naopak maximálně sady (6 %). Do tohoto typu spadá 11 mikroregionů a patří sem vedle největších aglomerací rovněž Ostravsko a Most s Teplicemi. Typ se vyznačuje vysokou vývojovou stabilitou.



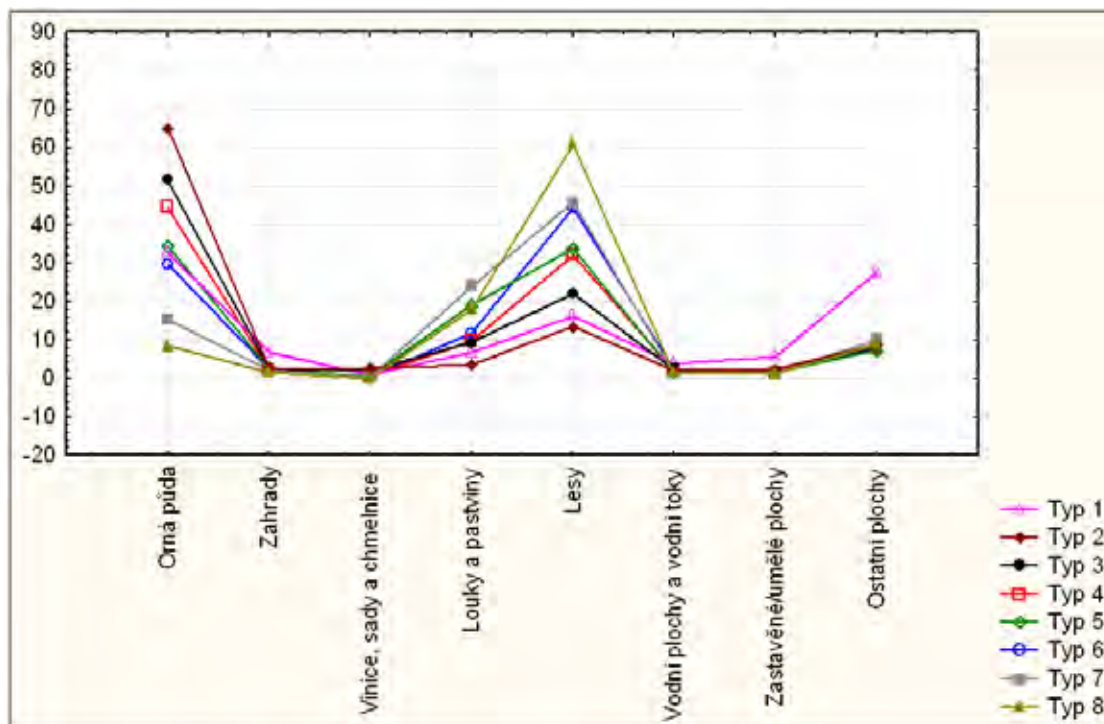
Mapa 1. Typologie mikroregionů podle land use v roce 2000

Následující tři typy se vyznačují vysokým podílem orné půdy. Úrodné oblasti Čech (Polabí, Poohří) a Moravy (Dolnomoravský úval a Haná) zaujímá 2. typ – Orná půda s dominantním podílem orné půdy (65 %) a s tendencemi snižování podílu tohoto typu ve sledovaném období (o 10 %). 3. typ – Orná půda s lesní plochou má zhruba 50 %, resp. 20 % zastoupení obou hlavních skupin. Lemuje sever Polabí a vyplňuje velkou část jižní Moravy. Oproti roku 2000 sledujeme výrazný pokles mikroregionů tohoto typu (o 45 %) a zároveň i mírné snížení lesních ploch. 4. typ – Orná půda a lesy má obě rozhodující skupiny více vyrovnané, 44 %, resp. 32 % a představuje plošně nejrozsáhlejší typ. Zahrnuje rozsáhlé plochy středních Čech, Vysočiny a střední Moravy (23 % mikroregionů v roce 2010). Charakteristický je dynamický nárůst mikroregionů tohoto typu mezi lety 2010 a 2000 a to o 32 %. 5. typ – Orná půda, lesy a pastviny se vyznačuje podobným zastoupením obou hlavních skupin (34 %) a vysokým podílem pastvin (20 %). Patří do ní 26 mikroregionů mozaikovitě rozložených po celém území hlavně Čech (podhůří hor) a severní Vysočiny. Vyznačuje se mírným poklesem orné půdy a nárůstem lesů v průběhu sledovaného období.

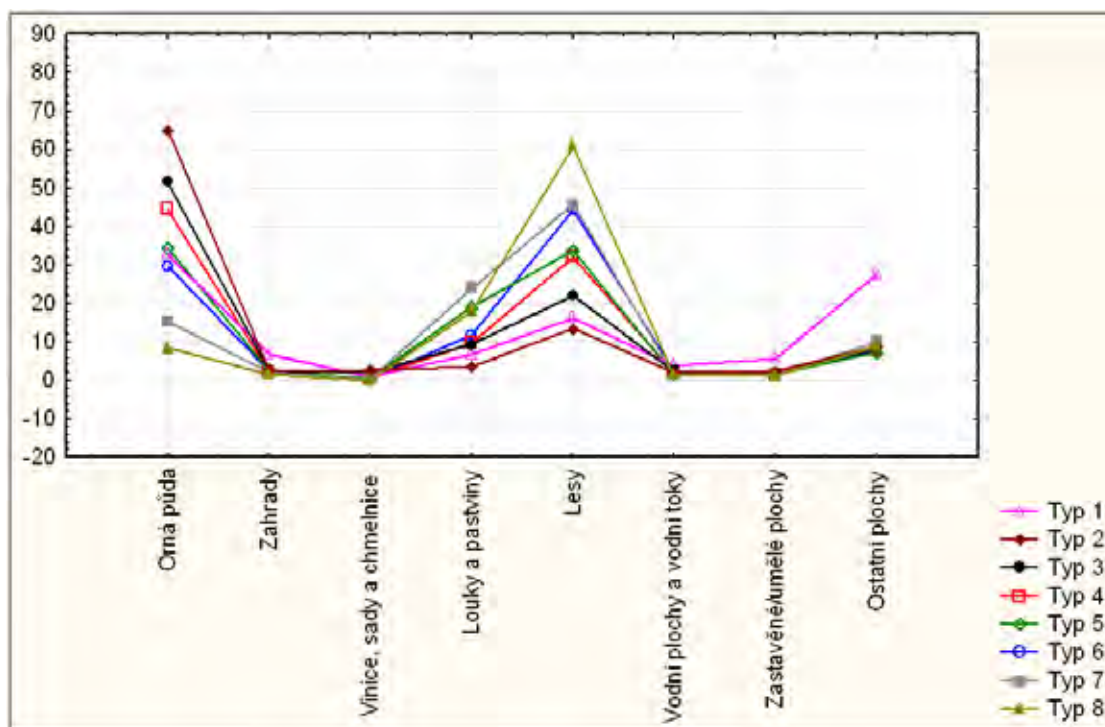


Mapa 2. Typologie mikroregionů podle land use v roce 2010

V ostatních typech již v různé míře dominují lesní plochy. 6. typ – Lesy s ornou půdou vyplňují lesní plochy z 45 % a orná půda ze 30 %. Tento typ se nachází zejména v povodí Berounky, v periferních polohách na severu a západě Plzeňského kraje. Vyznačuje se výraznou vývojovou stabilitou. Stejně výrazně je zastoupen i 7. typ – Lesy a pastviny, kde pastviny zaujímají 24 % ploch. Tento typ je rozmístěn v pohraničních oblastech Čech a severní Moravy podobně jako poslední – 8. typ Lesy, který zahrnuje maximálně zalesněné mikroregiony s podílem lesů na 60 % území.



Graf 1. Struktura využívání ploch podle typů v roce 2000



Graf 2. Struktura využívání ploch podle typů v roce 2010

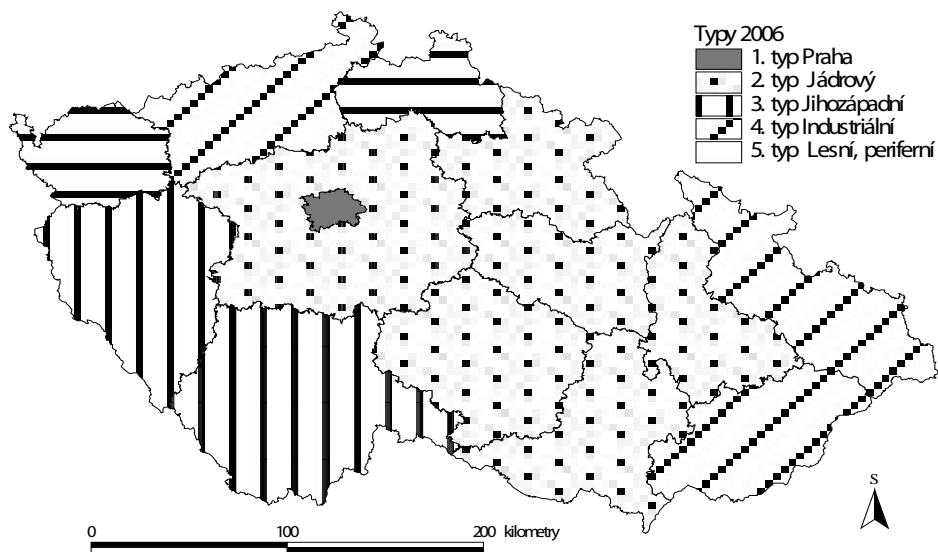
Diskuze a závěr

Obecně můžeme konstatovat, že největší land use/land cover změny souvisí s přesunem ploch z orné půdy do luk a pastvin a jsou nejintenzivnější v topograficky členitějších, případně periferních, územích. Jiné trendy sledujeme v urbanizovaných jádrech Česka a podél hlavních dopravních os. Kromě nárůstu zastavěných ploch v zázemí velkých urbánních jader (i na úkor kvalitních bonitních zemědělských půd) lze podobný trend sledovat i podél nových dopravních tahů. Zde je často orná půda nahrazena plochou zastavěnou logistickými, skladovými či industriálními objekty.

Zajímavé je porovnání typologie na mikroúrovni s adekvátně konstruovanými regiony, prostorově vyššího řádu, tedy s úrovní makroregionální (kraje) a mezoregionální (okresy Česka). Na úrovni makroregionální jsme stejným postupem dospěli k vymezení pěti typů regionů, z nichž jeden zcela specifický představuje Hlavní město Praha. Druhý typ můžeme označit za nodální oblast Česka s rostoucím tlakem na půdu v zázemí velkých měst či podél hlavních dopravních os. Je plošně nejrozsáhlejší. Třetí typ je díky své exponované geografické poloze v sousedství Německa (Bavorska) a Rakouska velmi homogenní. Převažuje družstevní vlastnictví půdy, která je méně úrodná a spíše vhodná pro pastevectví. Dynamicky zde vzrostla plocha pastvin a částečně i lesů. Čtvrtý typ zahrnuje makroregiony, které politické změny a přechod od centrálně řízené ekonomiky k tržnímu hospodářství postihly nejvýrazněji. Jejich odlišná situace vychází z dlouhodobé orientace ekonomiky na energetiku, těžební, hutní a chemický průmysl, tj. obory, které mají negativní vlivy na přírodní i sociální prostředí (Balej et al., 2008). Přírodní předpoklady nejsou příliš vhodné pro zemědělskou činnost. Nejmenší makroregiony (Karlovarský a Liberecký kraj) mají členitý reliéf s vysokým podílem lesů a s podprůměrnými přírodními předpoklady pro (intenzivní i extenzivní) zemědělskou činnost.

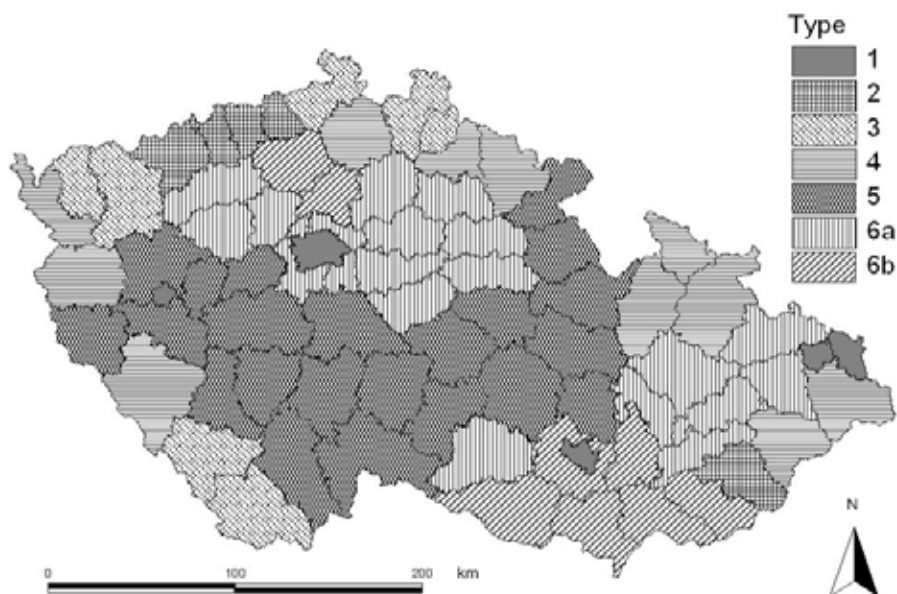
Tabulka 3. Typy regionů podle využití ploch a jejich hierarchie

Prostorová úroveň	Označení	Počet regionů	Prům. rozloha (km ²)	Počet typů
makroregionální	kraje	14	5633	5
mezoregionální	okresy	76	1038	6
mikroregionální	SÚ ORP	205	386	8



Mapa 3. Typologie makroregionů v roce 2006

Mezoregiony (76 okresů) byly grupovány do 6 typů (a 1 specifický podtyp). Nejvíce stabilní land cover a poměrně i ostře vymezené typy jsou první dva. 1. metropolitní typ představuje jádrové regiony (ekonomické a komunikační uzly) Česka (Praha, Plzeň, Ostrava a Brno). Mají vysoké zastoupení urbanizovaných ploch (nad 16 %) a průmyslových ploch (nad 5 %), nízké zastoupení orné půdy (pod 30 %) a lesů. Vývojové trendy směřují k dalšímu posilování jejich koncentrační role. 2. typ reprezentuje strukturálně postiženou oblast Podkrušnohoří (Ústí n. L., Teplice, Most a Chomutov) s obdobně vysokým zastoupením průmyslových a skladovacích ploch (v průměru 8 %), vysokým zastoupením luk (okolo 15 %), naopak s nízkým podílem orné půdy. Další typy již nepředstavují tak ostře vymezené skupiny a některé mezoregiony jsou na hranici mezi jednotlivými klastry. 3. a 4. typ tvoří převážně horské, pohraniční okresy, u 3. typu je silně rozvinutá průmyslová produkce. Většina okresů má vyšší zastoupení urbanizovaných a lesních ploch, naopak méně je orné půdy. 4. typ se vyznačuje periferní polohou s extrémně vysokou lesnatostí. 5. typ vrchovinný je plošně nejrozsáhlejší a zahrnuje území Středočeské pahorkatiny a Českomoravské vrchoviny. Ve svých základních charakteristikách využívání ploch se blíží průměru Česka. 6. nížinný typ zahrnuje Českou tabuli, Pražskou plošinu, na Moravě úvaly a nížiny směřující na Ostravsko. Vyznačuje se vysokým zastoupením jak orné půdy, tak urbanizovaných ploch a relativní vývojovou stabilitou. V rámci 6. typu tzv. vinařský můžeme vyčlenit podtyp 6b se zastoupením vinic.



Mapa 4. Typologie mezoregionů v roce 2006

Obecně můžeme z předcházejících analýz vypočítat následující zákonitosti. S rostoucí prostorovou úrovní se zvyšuje komplexita, ztrácí se specifika jednotlivých částí, snižuje se i intenzita land use/land cover změn a kontinuální je i pokles projevů přírodních determinací. Z komparace typologií Česka podle prostorových úrovní jednotlivých typů můžeme odvodit některé další poznatky. Na mikroúrovni se nejlépe odhaluje struktura a vývoj land cover. Při porovnání land use/land cover regionů ve více prostorových úrovních je možné se zabývat jednotlivými částmi krajů a následně i částmi jednotlivých okresů a uvažovat nad možnými specifiky a důvody, které k těmto diferenciacím vedou. Politické změny výrazně ovlivnily a stále ovlivňují land use/land cover strukturu a jeho vývoj. Z hlediska land use/land cover tříd byla prokázána rostoucí heterogenita regionů České republiky (a to na všech řádovostních úrovních). Na začátku transformačního období se ještě určitou setrvačností projevovala uniformita z období centrálního plánování. Role přírodních předpokladů nebyla tak podstatná a struktura tříd nebyla tak výrazně diferencovaná jako v dalším období. V současné době vhodnost či nevhodnost přírodních podmínek začíná být klíčová pro realizaci lidských aktivit a to nejen ekonomických.

Proces těchto změn je nutné vidět v širších funkčních souvislostech. Po vstupu Česka do Evropské unie (2004) se rychlost ekonomického rozvoje zvyšuje (až do krize v roce 2008). V letech 2005-07 se hodnota HDP zvyšovala každoročně o více než 6 %. Rozvoj v první letech vstupu do EU zaznamenávala i zemědělská produkce. Tlak na půdu se zintenzivňuje budováním dopravní a technické infrastruktury (skladové plochy, překladiště a další pomocná logistická infrastruktura). Mnohdy je tato výstavba podél dálnic neřízená a chaotická. Proces suburbanizace ve formě „urban sprawl“ je charakteristický umístováním rezidenčních a komerčních areálů (mamutí nákupní centra) do volné krajiny v blízkosti velkých měst. Na jejich okraji vznikají satelitní městečka (podobná americkým „edge cities“), která se stávají i novými centry pracovní dojížděky s nižší závislostí na jádrovém městě (Ouředníček, 2007). Dynamický ekonomický růst souvisí i s rozvojem průmyslové produkce v téměř dvou stech nových průmyslových zón vystavěných na zelené louce (*green-fields*). Většinou neřešené zůstávají, v kontrastu s *green-fields*, opuštěné chátrající areály průmyslových a zemědělských aktivit (*brown-fields*).

Výsledkem soudobých ekonomických a sociálních procesů je mozaikovitá struktura nově rozvíjených ploch v zázemí velkých měst, popř. podél dálnic. Změny struktury využívání ploch ovlivňují zejména v severozápadních Čechách rozsáhlé rekultivace (převážně hydrické, zemědělské a lesní) po velkopovrchové těžbě hnědého uhlí. Neurbanizované plochy v periferních prostorách i přes snahu cílených finančních dotací tendují zejména k marginalizaci a sukcesi. V posledních letech v Česku dochází k zaborům zemědělských ploch (pastvin) v souvislosti se vznikem „plantáží“ solárních panelů (Balej a Anděl, 2011).

V posttransformačním období také docházelo k rychlým změnám v objemu, struktuře a intenzitě především zemědělského hospodaření, které se pochopitelně odrazily v poměrně rychlých proměnách ve struktuře ploch, jakož i poklesu degradace krajiny (Bičík a Jančák 2001). Postupující globalizace a prosazování dotovaných, levnějších výrobků z Evropské unie, obecné suburbanizace či restrukturalizace městských aglomerací, nepochybně ovlivňují přímo či zprostředkovaně modifikaci daných struktur. Vývoj využití ploch může na těchto procesech podstatným způsobem záviset jak na globální úrovni, ale i v úrovni státu či jednotlivých regionů. To je způsobeno především skutečností, že v zemích ekonomicky vyspělých je venkov vnímán jako „prostorová dimenze kolektivní spotřeby“ (Cater a Jones 1989), kde je zemědělská produkce jednou z mnohých funkcí. „Očekává“ se, že venkovské regiony a oblasti zázemí měst budou plnit i funkce pro jádrové oblasti regionů (Bičík a Kupková 2006) a jeho populaci (rekreační plochy, ochrana vodních zdrojů, ochrana přírody, skládkové prostory atd.).

Z hlediska metodologického se ukazuje, že nejlépe je land use/land cover vystižen, vcelku logicky, na mikroregionální hierarchické úrovni. Takováto typologie může sloužit, podobně jako typologie venkova (Perlín, Kučerová, Kučera, 2010), jako jeden z podkladů pro tvorbu studií rozvoje zejména venkovských prostorů, jejím prostřednictvím lze lépe formulovat nástroje podpory vzhledem ke specifickým jednotlivých částí České republiky. Makroregionální typologie může mít dobrou vypovídací schopnost při mezinárodním srovnávání v rámci zemí Evropské unie (Balej a Anděl, 2010).

Poděkování

Výzkum byl podpořen prostřednictvím projektu Formování územních identit v oblastech s intenzivně pozměněnou krajinou: příklad severozápadních Čech (č. P404/12/1112), který je financován Grantovou agenturou České republiky.

Literatura

- BALEJ, M., ANDĚL, J., ORŠULÁK, T., RAŠKA, P. (2008) Development of environmental stress in Northwestern part of Czech Republic – new approaches and methods. *Geografie – sborník ČGS* 113, (3), pp. 320–336.
- BALEJ, M., ANDĚL, J. (2010) Political changes and consequences of their actions for land cover in the Czech Republic after 1989. *Geografický časopis*. Vol. 62, no. 3, pp. 201–220.
- BALEJ, M., ANDĚL, J. (2011) Typology of the districts in Czechia based on land cover structure. *Geografie*, 116, No. 2, pp. 172–190.
- BIČÍK, I., JANČÁK, V. (2001) České zemědělství po roce 1990. *Geografie–Sborník ČGS* 106, č. 4, CGS, Praha, pp. 209–222.
- BIČÍK, I., JELEČEK, L. (2005) Political events factoring into land-use changes in Czechia in the 20th century. In: Milanova, E., Himiyama, Y., Bičík, I. (eds.): *Understanding land-use and land cover change in global and regional context*. Enfield, USA and Plymouth, UK: Science Publishers, pp.165–186.
- BIČÍK, I., KUPKOVÁ, L. (2006) Vývoj využití ploch v Pražském městském regionu. In: *Ouředníček a kol. Sociální geografie Pražského městského regionu*. Univerzita Karlova v Praze. pp. 42–53
- Bolťiziar, M. a kol. (2006) *Atlas reprezentatívnych geoeosystémov Slovenska*. Bratislava : Ústav krajinej ekológie SAV, Ministerstvo životného prostredia SR, Ministerstvo školstva SR, 2006. 123 s.
- BYRNE, G.F., CRAPPER, P. F., MAYO, K. K. (1980) Monitoring land cover change by principal component analysis of multitemporal Landsat data. *Remote Sensing of Environment* 20, pp. 95–105.
- BURLEY, T. M. (1961) Land use or land utilization? *Professional Geographer* 13, 18–20.
- CATER, J., JONES, T. (1989) *Social Geography. An Introduction to Contemporary Issues*. Arnold, London, 260 s.

- FERANEC, J. (1992) Analýza multitemporálnych údajov DPZ – metodický nástroj geografických výskumov. *Geografický časopis*, roč. 44, 1992, č. 1, pp. 40–50
- FERANEC, J., OŤAHEL', J. (2001) Krajinná pokrývka Slovenska: Land Cover of Slovakia. Bratislava: Veda, 2001. 124 s.
- FERANEC, J., HAZEU, G., CHRISTENSEN, S., JAFFRAIN, G. (2007) Corine land cover change detection in Europe (case studies of the Netherlands and Slovakia). *Land Use Policy* 24, pp. 234–247.
- NUNES de LIMA, M. V. (2005) IMAGE2000 and CLC2000. Products and methods. European Environment Agency and Joint Research Centre, Ispra. 150 p.
- OŤAHEL', J. (1995) Krajinný (vegetačný) kryt a súčasná krajina. In: Vybrané problémy súčasnej geografie a príbuzných disciplín. Trizna, M. ed. Bratislava: PriF UK, 1995, pp. 49–54.
- OUŘEDNÍČEK, M. (2007) Differential suburban development in the Prague urban region. *Geografiska Annaler: Human Geography* 89B, 2, pp. 111–125.
- PERDIGAO, V., ANNONI, A. (1997) Technical and methodological guide for updating CORINE land cover data base. JRC, EEA, Luxembourg, 124 p.
- PERLÍN, R., KUČEROVÁ, S., KUČERA, Z. (2010) Typologie venkovského prostoru Česka. *Geografie*, No. 2, Vol. 115, pp. 161–178.
- RICHARDSON, A.J., MILNE, A.K. (1983) Mapping fire burns and vgetation regeneration using principal component analysis. Proceedings of IGARSS'83 Symposium, San Francisco, pp. 51–56.
- SKLENIČKA, P. (2003) Základy krajinného plánování. Praha: Naděžda Skleničková, 321 s.
- TURNER BWII (1997) The sustainability principle in global agendas: implications for understanding land use/cover change. *The Geogr.J.* Vol. 163, No. 2, pp. 133–140.
- STEENMANS, CH., PERDIGAO, V. (2001) Update of the CORINE land cover database. In Groom, G. and Reed, B., Landscape monitoring for the Nordic countries. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 101–107.

DISTRIBÚCIA VYBRANÝCH ŤAŽKÝCH KOVOV DO BIOMASY SEMENÁČIKOV *PICEA ABIES* (L.) KARST. Z NÁLETU PO JEDNORÁZOVEJ APLIKÁCII DREVNÉHO POPOLA

INPUT OF SELECTED HEAVY METALS INTO BIOMASS OF *PICEA ABIES* L. SEEDLINGS AFTER SINGLE WOOD ASH APPLICATION

Andrea ZACHAROVÁ¹, Hana OLLEROVÁ¹, Oľga KONTRIŠOVÁ¹, Jaroslav
KONTRIŠ²

¹ Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra environmentálneho inžinierstva, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika; andrea.m.zacharova@gmail.com, kontriso@tuzvo.sk, ollerova@tuzvo.sk

² Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra fytoľógie, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika

Abstrakt

V príspevku sme skúmali vplyv drevného popola na obsah ťažkých kovov (Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cd a Hg) v lesnej pôde a biomase semenáčikov smreka obyčajného (*Picea abies* (L.) Karst.) z náletu po jeho jednorázovej aplikácii v lesnom ekosystéme. Výsledky ukázali, že nedochádza výrazne k obohacovaniu pôdy o sledované ťažké kovy a nezaznamenali sme ani zvýšený obsah týchto prvkov v biomase (ihlice a kmienky) 2–3 ročných smrekov. Môžeme konštatovať, že záťaž pôdneho prostredia a akumulácia ťažkých kovov v nadzemnej časti semenáčikov smreka z náletu po aplikácii drevného popola v Lesnom hospodárskom celku Hriňová nie je významná.

Kľúčové slová: drevný popol, ťažké kovy, *Picea abies*, semenáčky z náletu

Abstract

Paper is focused on influence of wood ash on heavy metals content (Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cd and Hg) in forest soil and biomass of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) seedlings after its single application in forest ecosystem. Results showed that it is neither a significant enrichment of the soil by heavy metals nor significant accumulation of heavy metals in biomass (needles and woody stems) of 2–3 years old spruces. We conclude that accumulation of heavy metals in forest soil and spruce seedlings biomass is not significant after single wood ash application in condition of forest management unit Hriňová.

Key words: wood ash, heavy metals, *Picea abies*, seedlings

Úvod

Drevný popol sa už stáročia používa na dopĺňanie živín a stopových prvkov v poľnohospodársky využívaných pôdach. Jeho využitie v lesnom hospodárstve sa vo Fínsku začalo detailnejšie skúmať už v 30-tych rokoch minulého storočia. Výsledky rôznych štúdií ukazujú, že pozitívny vplyv popola na pôdach bohatých na dusík sa prejavuje aj po 30 – 50 rokoch od jeho aplikácie (Korpilathi et al., 1998).

Mäkké drevo obsahuje priemerne 296 ppm mangánu, 85 ppm železa, či 4 ppm medi. Tvrdé drevo obsahuje priemerne 83 ppm mangánu, 39 ppm zinku a 5 ppm medi (Taipale, 1996). Všetky ťažké kovy ako aj iné stopové prvky sa po spálení dostávajú do popola a po jeho aplikácii v lesnom alebo poľnohospodárskom ekosystéme, môže dochádzať k obohacovaniu pôdy o všetky prvky obsiahnuté v popole.

V našom príspevku hodnotíme obsah ťažkých kovov v lesnej pôde a v biomase (ihlice a kmienky) 2–3 ročných jedincov *Picea abies* po jednorázovej aplikácii drevného popola v lesnom ekosystéme.

Materiál a metódy

Sledovali sme zmeny v chemickom zložení pôdy a biomase semenáčikov smreka obyčajného (*Picea abies* (L.) Karst.) z náletu po aplikácii drevného popola. Monitorovacie plochy boli založené v približne 40-ročnom smrekovom poraste Lesného hospodárskeho celku (LHC) Hriňová. Na jeseň roku 2010 bol na povrch pôdy (na ploche 40 x 10 m) aplikovaný drevný popol v množstve 5 t.ha⁻¹. Aplikovaný popol predstavuje odpad z teplárne Hriňová, kde sa spaľuje len chemicky neošetrené drevo. Použitý bol roštový popol, ktorý bol stabilizovaný niekoľkokmesačnou expozíciou na vzduchu. Aktuálna reakcia popola je 9,15 pH (H₂O) a výmenná reakcia 8,77 pH (KCl).

Pôdne vzorky boli odobrané prostredníctvom sondovacej tyče z rizosféry (5 – 15 cm). Homogenizované boli z 10 náhodne odobraných vzoriek z kontrolnej monitorovacej plochy a z 10 vzoriek z monitorovacej plochy s aplikáciou popola v jesennom období roku 2010. Navážka 1 g vzorky bola rozkladaná zmesou kyselín HCl, HNO₃ a H₂O (6 ml zmesi v pomere 1:1:1) pri teplote 95 °C po dobu jednej hodiny. Metódou hmotnostnej spektrometrie s indukčne viazanou plazmou (ICP-MS) boli stanovené celkové obsahy prvkov Cu, Fe, Mn, Zn, Pb a Cd.

Z kontrolnej monitorovacej plochy ako aj monitorovacej plochy s aplikáciou popola boli v júli 2011 odobrané celé jedince semenáčikov smreka z náletu. Vzorky ihlič a kmienkov boli zomleté na guľovom mlyne (ihlice boli mleté 2 min. pri frekvencii 25 Hz a kmienky 4 min., opäť pri frekvencii 25 Hz).

Navážka 1 g rastlinnej vzorky bola najskôr hodinu lúhovaná v 2 ml HNO₃, potom bolo pridaných po 2 ml z HCl, HNO₃ a H₂O, pričom vzniknutá zmes bola vystavená teplote 95 °C po dobu ďalšej hodiny. Po zriedení do 20 ml boli vo vzorkách stanovené prvky Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cd a Hg metódou ICP-MS.

Rozklad a analýzu pôdnych a aj rastlinných vzoriek urobili pracovníci akreditovaného laboratória Acme Analytical Laboratories Ltd. v Kanade. Akreditácia laboratória je adekvátna normám ISO 9001 a ISO 17025. Laboratórium deklaruje zhodu svojich analýz s certifikovanými referenčnými materiálmi a súčasne zabezpečuje kvalitu paralelnou analýzou vybraných vzoriek, pričom relatívna smerodajná odchýlka týchto paralelných analýz nepresahuje 10 %.

Stanovenie ťažkých kovov v drevnom popole urobili v Centrálnych lesníckych laboratóriách Národného lesníckeho centra. Metodika stanovenia je uvedená v práci KONTRIŠOVÁ ET AL. (2010).

Výsledky a diskusia

V pôde po aplikácii drevného popola ako aj v ihliciach a kmienkoch semenáčikov *Picea abies* z náletu sme analyzovali obsah ťažkých kovov, konkrétne mikroživín Cu, Fe, Mn a Zn a ultrastopových prvkov Pb, Cd a Hg. Získané hodnoty sme porovnávali s obsahom uvedených prvkov vo vzorkách z kontrolných monitorovacích plôch.

Aplikácia drevného popola na lesnú pôdu výrazne neovplyvnila obsah ťažkých kovov v pôde (tab. 1). Jediný výrazný rozdiel je v obsahu medi. Príčinu, prečo došlo k takému výraznému poklesu medi vo vzorke pôdy, na ktorú bol aplikovaný drevný popol zatiaľ nepoznáme. Podobný pokles, aj keď nie až tak výrazný, zaznamenali napr. aj Omil et al. (2007). Po aplikácii popola sa v pôde zvýšil obsah olova a mangánu, a to o 20 % (olovo) a o necelých 10 % (mangán). Množstvo Cu, Zn a Fe v pôde sa naopak znížilo.

Tabuľka 1. Obsah ťažkých kovov v sušine aplikovaného popola (A), v pôdnom prostredí kontrolnej monitorovacej plochy (B) a monitorovacej plochy posypanej popolom (C) v mg.kg⁻¹

	Cu	Pb	Zn	Mn	Fe	Cd	Hg
A	74	32,03	424	4 515	25 000	3,58	101,93
B	100	30	76	462	30 100	< 0,4	-
C	9	36	71	505	28 800	< 0,4	-

Koncentrácia ultrastopových prvkov ako aj Zn a Cu v pôde po aplikácii popola je dokonca nižšia ako je limitná koncentrácia rizikových prvkov v poľnohospodárskej pôde v zmysle zákona 220/2004 Z. z. Už samotné zvýšenie pH pôdy po aplikácii zásaditého drevného popola vedie k zníženiu mobility ťažkých kovov v pôde (Kabata-Pendias, Pendias, 2001).

Otázkou zostáva prípadné zvýšenie extrahovateľných a mobilných foriem ťažkých kovov, a to najmä Mn a Zn, ktorých koncentrácia v drevnom popole je relatívne vysoká. Takéto zvýšenie však Solla-Gullón et al. (2006) zaznamenali až po tretej aplikácii drevného popola.

Porovnávali sme obsah Cu, Fe, Mn, Zn, Pb, Cd a Hg v biomase po aplikácii drevného popola na jeseň roku 2010 s hodnotami v biomase z kontrolnej plochy. Výsledky (tab. 2) ukazujú, že nedochádza k výraznému prestupu ťažkých kovov z pôdy obohatenej o prvky z drevného popola do biomasy smreka. Koncentrácia medi a zinku bola síce vyššia v ihliciach aj kmienkoch jedincov z plochy, kde bol aplikovaný drevný popol, ale rozdiely sú na úrovni 0,47 – 13,6 mg.kg⁻¹ (5 – 33 %). Najvyšší rozdiel (13,6 mg.kg⁻¹; 33 %) sme zaznamenali pri porovnávaní obsahu Zn v ihliciach. Vyššie koncentrácie Pb, Mn, Fe, Hg a Cd sme zaznamenali v ihliciach smrekov na kontrolnej ploche.

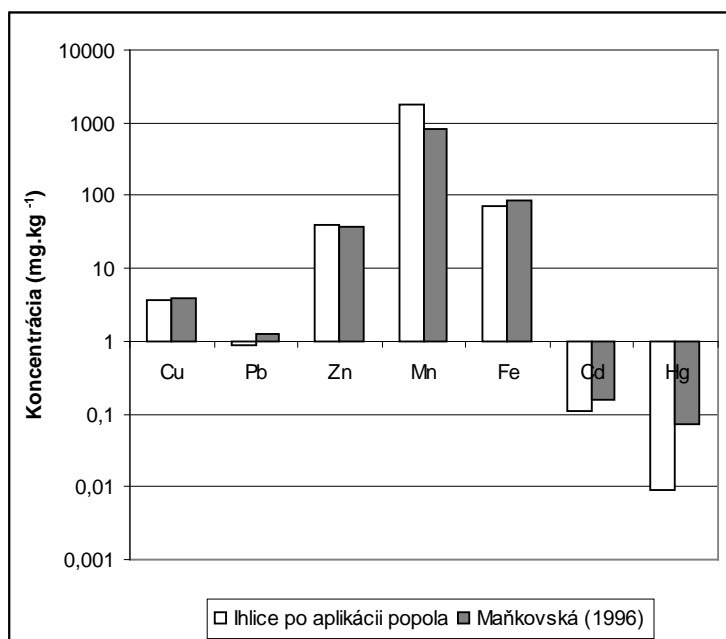
Pri porovnaní koncentrácií prvkov v smrekových kmienkoch na ploche s aplikovaným popolom a na kontrolnej ploche sme zistili rozdiely v rozmedzí od 0,09 mg.kg⁻¹ (Cd, 17 %) po 5,4 mg.kg⁻¹ (Zn, 5 %). Koncentrácia Pb, Fe a Cd je vyššia v kmienkoch smrekov z plochy s aplikovaným popolom.

Jediný prvok, ktorého koncentrácia v ihliciach aj v kmienkoch bola vyššia na kontrolnej ploche, je ortuť. Po aplikovaní popola sme najväčšie rozdiely zaznamenali v koncentráciách zinku a železa a to aj v ihliciach aj v kmienkoch. Celkovo môžeme zhodnotiť, že rozdiely v koncentráciách ostatných prvkov (Cu, Pb, Mn, Cd a Hg) sú nepatrné. Ani v jednom prípade sme nezaznamenali výrazne vyššie koncentrácie Cu, Pb, Zn, Mn, Fe, Cd a Hg v biomase smreka ako je uvádzané v literatúre.

Tabuľka 2. Obsah ťažkých kovov v sušine biomasy semenáčikov smreka z náletu

Analyzovaná vzorka		Cu	Pb	Zn	Mn	Fe	Cd	Hg
		mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	mg.kg ⁻¹	µg.kg ⁻¹
Ihlice	Kontrolná plocha	3,05	1,12	26,6	1847	170	0,12	28
	Po aplikácii popola	3,75	0,9	40,2	1809	70	0,11	9
Kmienky	Kontrolná plocha	7,14	3,58	102,9	842	100	0,43	16
	Po aplikácii popola	7,62	4,04	108,3	842	140	0,52	13

Bublinec (1991) uvádza prípustný obsah Fe (70 – 300 mg.kg⁻¹), Mn (100 – 2000 mg.kg⁻¹), Cu (2 – 12 mg.kg⁻¹) a Zn (15 – 80 mg.kg⁻¹) v biomase ihličnatých drevín. Jediný prípad, kedy boli uvedené hodnoty prekročené, bol obsah zinku v kmienkoch.



Obr. 1 Porovnanie koncentrácie ťažkých kovov v ihliciach semenáčikov smreka z náletu na monitorovacej ploche po aplikácii drewného popola s mediánom obsahu týchto prvkov v ihliciach smreka na Slovensku podľa Maňkovskej (1996) v logaritmickej mierke

Ďalším príkladom, ktorý potvrdzuje, že nedochádza k výraznej kumulácii ťažkých kovov z drewného popola v biomase smreka sú údaje Maňkovskej (1996). Porovnanie so získanými výsledkami je na obr. 1.

Ani iní autori nezaznamenali zvýšenie obsahu ťažkých kovov po aplikácii drewného popola: Dimitriou et al. (2006) vo vegetatívnych orgánoch vrúb, Levula et al. (2000) v orgánoch brusnice či Moilanen et al. (2006) v hubách a lesnom ovocí.

Záver

Hoci má drewný popol podľa viacerých autorov (napr. Zacharová et al., 2012) pozitívny vplyv na zastúpenie živín v lesnej pôde, jeho praktickej aplikácii v lesných ekosystémoch bránia legislatívne obmedzenia, ktoré okrem iného súvisia s obavami, či by nedošlo k (toxickému) zvýšeniu obsahu ťažkých kovov v lesnej pôde. Analýza obsahu ťažkých kovov v pôde ako aj v biomase semenáčikov smreka obyčajného (*Picea abies*) z náletu ukazuje, že jednorázová aplikácia popola v podmienkach monitorovacích plôch LHC Hriňová nespôsobuje výrazné obohacovanie pôdy o ťažké kovy a nedochádza ani k ich výraznej kumulácii v biomase semenáčikov smreka z náletu.

Na základe predbežných výsledkov môžeme konštatovať, že záťaž pôdneho prostredia a akumulácia ťažkých kovov v nadzemnej časti semenáčikov smreka z náletu v podmienkach Lesného hospodárskeho celku Hriňová po jednorázovej aplikácii drewného popola nie je významná. Je však žiadúce zopakovať výskum takéhoto charakteru na predmetnej lokalite po viacerých rokoch.

Podakovanie

Práca vznikla vďaka OP Výskum a vývoj, v rámci ktorého bol financovaný projekt 26 220 2200 16 Využitie drewného popola v lesnom hospodárstve a agentúre VEGA, ktorá podporila projekt 1/1275/12.

Zoznam literatúry

BUBLINEC, E. (1991) Ekoedafické kritériá pre tvorbu zelene. In SUPUKA, J., BENČAĎ, F., bublinec, e., gáper, j., hrubík, p., juhášová, g., maglocký, š., vreštiak, p.: Ekologické princípy tvorby a ochrany zelene. Bratislava : Veda – vydavateľstvo SAV, s. 51 –57. ISBN 80-224-0128-5.

DIMITRIOU I., ERIKSSON J., ADLER A., ARONSSON P., VERWIJST T. (2006) Fate of heavy metal after application of sewage sludge and wood-ash mixtures to short rotation willow coppice. *Environmental Pollution* 142, pp. 160–169.

KABATA-PENDIAS A., PENDIAS H. (2001) Trace Elements in Soils and Plants. Florida : CRC Press, 3. vydanie, 403 s.

KONTRIŠOVÁ O., KONTRIŠ J., MARUŠKOVÁ A., OLLEROVÁ H. (2010) Testovanie toxicity výluhu dreveného popola na semenách lesných drevín. In Kontrišová, O., Marušková, A., Váľka, J. (eds.): Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia IX. Zvolen : Vydav. Technickej univerzity vo Zvolene, s. 123–139. ISBN 978-80-228-2271-8.

KORPILAHTI A., MOILANEN M., FINÉR L. (1998) Biomass ash utilization in Finland. Joule III Programme / International Biomass Ash Workshop, Graz, Austria, October 1998.

LEVULA T., SAASALMI A., RANTAVAARA A. (2000) Effects of ash fertilization and prescribed burning on macronutrients, heavy metal, sulphur and ¹³⁷Cs concentrations in lingonberries (*Vaccinium vitis-idaea*). *Forest Ecology and Management* 126, pp. 269–279.

MAŇKOVSKÁ B. (1996) Geochemical Atlas of Slovakia – forest biomass. Bratislava : Geologická služba Slovenskej republiky. 87 s. ISBN 80-85314-517-7.

MOILANEN M., FRITZE H., NIEMINEN M., PIIRAINEN S., ISSAKAINEN J., PIISPANEN J (2006). Does wood ash application increase heavy metal accumulation in forest berries and mushrooms? *Forest Ecology and Management* 226, pp. 153–160.

OMIL B., PIÑEIRO V., MEINO A. (2007) Trace elements in soils and plants in temperate forest plantations subjected to single and multiple applications of mixed wood ash. *Science of the Total Environment* 381, pp. 157–168.

SOLLA-GULLÓN F., SANTALLA M., RODRÍGUEZ-SOALLEIRO R., MERINO A, (2006) Nutritional status and growth of a young *Pseudotsuga menziesii* plantation in a temperate region after application of wood bark ash. *Forest Ecology and Management* 237, pp. 312–321.

TAIPALE R. (1996) Kiinteiden polttoaineiden ominaisuudet (Characteristics of solid fuels). M.Sc. thesis, University of Jyväskylä, Dept. of Chemistry, Laboratory of Applied chemistry.

ZACHAROVÁ A., KONTRIŠOVÁ O., KONTRIŠ J., OLLEROVÁ H. (2012) Vplyv dreveného popola na obsah makroprvkov v juvenilných jedincoch smreka obyčajného. *Acta Facultatis Ecologiae* 26, pp. 61–65.

Zákon č. 220/2004 Z. z. o ochrane a využívaní poľnohospodárskej pôdy a o zmene zákona č. 245/2003 Z. z. o integrovanej prevencii a kontrole znečisťovania životného prostredia a o zmene a doplnení niektorých zákonov.

EVIDENCE PSEUDOKRASOVÝCH JESKYNNÍCH OBJEKTŮ V NPR KAŇON LABE

EVIDENCE OF THE PSEUDOKARST CAVES IN THE NNR KAŇON LABE

Richard POKORNÝ¹, Dan EMINGER¹, Jaroslav KUKLA²

1 Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96,

Česká republika, richard.pokorny@ujep.cz, eminger@astrosat.cz

2 Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze, Ústav pro životní prostředí, Benátská 2, 128 01 Praha 2,
jarda.kukla@email.cz

Abstrakt

V prostoru NPR Kaňon Labe byl proveden inventarizační geologický průzkum. Jeho součástí byla i evidence pseudokrasového podzemí. Přestože je přítomnost jeskyní v NPR i jejím okolí známá a historie mapování sahá již do konce 19. stol., stále dochází k objevování nových jeskyní. Předkládaný příspěvek tak představuje aktuální souhrn poznání tohoto fenoménu v NPR a zároveň přináší přehledné informace o lokalizaci a morfologii všech známých jeskyní. Ke 31. 12. 2012 je tak evidováno 63 jeskynních objektů.

Klíčová slova: NPR Kaňon Labe, CHKO Labské pískovce, pseudokras, inventarizační průzkum

Abstract

The inventory geological field search was performed in NNR Kaňon Labe with focus on pseudokarst subterranean objects. Although the occurrence of the caves in NNR is well known for long time (19. Century), the new caves are still discovered here. This paper therefore represents the actual situation of knowledge about the phenomena of the subterranean objects in NNR Kaňon Labe and also brings clear information about location and morphology of the all known caves. For 31.12.2012 we recorded 63 caves within the borders of the protected area.

Key words: NNR Kaňon Labe, Labské pískovce PLA, pseudokarst, the inventory survey

Úvod

Národní přírodní rezervace Kaňon Labe byla vyhlášena 1. 6. 2010 s účelem chránit geomorfologicky ojedinělý útvar pravého svahu labského údolí v prostoru mezi Děčínem a Hřenskem, tvořeného formami pseudokrasového reliéfu v kvádrových pískovcích svrchní křídly, tvořenými zejména rozsáhlými skalními stěnami, soutěskami a jeskyněmi (KRYL 2008).

Území je charakteristické svým velmi obtížně přístupným terénem, díky čemuž zůstalo až do současnosti relativně nepostíženě antropogenní činností. Jediným antropogenním činitelem, který v minulosti (19. stol. – první pol. 20. stol.) lokálně ovlivnil ráz krajiny, byla ojedinělá lomová těžba pískovce pro účely stavebního kamene a zčásti také pro výrobu mlýnských kamenů. Jak uvádí KRUTSKÝ a kol. (1992), kámen z těchto lomů byl použit při výstavbě pevnostního opevnění v Terezíně, mostu přes řeku Labe v Litoměřicích a údajně také při stavbě chrámu sv. Víta v Praze. Dobývání kamene však představovalo pouze nevýrazný zásah do krajiny, na rozdíl od pokračování labského údolí v Němecu, které na konci 19. stol. tvořilo v podstatě souvislý lom sahající od Schmilky po Bad Schandau (tzv. Postelwitzer Steinbrüche).

Geologie zájmového území

Dominantní postavení v geologické stavbě NPR Kaňon Labe zaujímají sedimenty svrchní křídly. Ty se zde uplatňují především ve svém písčitém litofaciálním vývoji v podobě kvádrových pískovců. Na bázi svrchnokřídlového profilu spočívají křemité, méně často jílovité a glaukonitické masivní, jemnozrnné až hrubozrnné pískovce, mnohdy s typickým křížovým zvrstvením. Hojně jsou zde proje-

vy bioturbace a biogenní textury. Tyto pískovce náleží litostratigraficky ke stupni svrchní cenoman, tzv. perucko-korycanskému souvrství. Výše pak leží křemenné, akcesoricky též štěrčíkovité, masivní pískovce se šikmým až HCS zvrstvením. Tyto pískovce již náleží spodnímu až střednímu turonu - bělohorskému souvrství. Nejvyšším stratigrafickým členem svrchní křídý v NPR Kaňon Labe jsou kompaktní křemenné pískovce středního turonu, náležící nejvyšší části progradačních cyklů v jizerském souvrství. Tyto nejmladší kvádrové pískovce lze pozorovat především v severní části rezervace. Vyšší polohy svrchní křídý se v regionu nedochovaly a pravděpodobně byly odstraněny plošnou erozí v průběhu kenozoika.

V nejhlubších partiích labského kaňonu prorazil tok řeky platformní pokryv až na krystalické podloží, které je reprezentováno horninami lužického granitového masivu se zbytky jeho pláště v podobě metamorfitů. V jižní a střední části NPR vystupuje v těsné blízkosti koryta Labe několik těles meta-drob a sericitických fylitů neoproterozoického stáří, které přísluší krkonošsko-jizerskému krystaliniku lužické oblasti. Největší takový výskyt lze nalézt západně od Kamenského vrchu (432 m n. m.), u paty tzv. Růžového hřebene. Ve střední části NPR se pak nalézá několik menších výskytů biotitických granodioritů lužického masivu, zpravidla silně kataklastických, místy i zbřidličnatělých, které lze datovat do svrchního ordoviku. Tyto granodiority byly těženy v lůmku v těsné blízkosti silnice Děčín – Hřensko. Dnes se na tomto místě nachází parkoviště.

Pro úplnost je třeba zmínit malé těleso silně metamorfovaných chlorit-sericitických fylitů světlé až šedé barvy, jemně zbřidličnatělých a místy detailně provrásněných. V souvrství fylitů jsou konkordantně uloženy polohy metabazitů až metadoleritů, krystalických vápenců, rohovců a kvarcitů kambrického stáří, které se nachází na levém břehu Labe jižně od železniční zastávky Děčín - Čertova Voda (GLÖCKNER 1995). Krystalinikum v labském údolí severně od Děčína prvně podrobně popsal EBERT (1932), který správně rozlišil všechny výše uvedené typy hornin. Nověji se této problematice věnovali v širším regionu české křídové pánve např. CHALOUPSKÝ (1973) a MALKOVSKÝ a kol. (1974).

Sz. od obce Labská Stráň (cca 250 m od obecní ČOV) se na hraně labského kaňonu zachoval relikt říční terasy svrchnopliocenního stáří. Tuto lokalitu popsal prvně již BECK a HIBSCH (1895) a GRAHMAN (1933). Jedná se převážně o křemenné a křemité štěrky obsahující horninový materiál ploučnického a vltavského původu. Silně jílovité písky pocházející z eluvia křídových pískovců obsahují různý podíl poměrně dobře opracovaných valounů křemenů, méně křemenců a buližníků, o velikosti převážně do 3-5 cm. Ojedinele se objevují větší valouny a špatně oválené balvany čedičů a pískovců s průměrem až přes 0,5 m v delší ose. Terasová plošina o rozměrech ca 130 x 90 m při hraně pravého svahu labského kaňonu leží při úpatí pravého svahu pliocenního údolí 10–15 m pod úrovní zarovnaného povrchu (BALATKA, KALVODA 1995).

Nívu Labe pokrývají kvartérní sedimenty tvořené především fluviálními hlínami, písky a štěrky holocenního stáří, na svazích kaňonu spočívá různě mocná vrstva deluviálních uloženin v podobě kame-nitých (resp. balvanitých) až hlinito-kamenitých svahovin.

Třetihorní vulkanity Českého středohoří se při stavbě NPR nepodílely, nicméně v nedaleké blízkosti od hranic rezervace se nachází několik izolovaných těles efuziv, které proráží vrstvy pískovců. 2 km z. od NPR se nachází Arnoltický vrch (424 m n. m.), budovaný subvulkanickou brekcií bazaltického charakteru. Cca 1 km jz. se pak nachází velmi malé těleso bazaltických hornin. Obdobné těleso oliviničkových bazaltoidů se rovněž nachází 500 m sv. od Labské Stráně, v blízkosti hranic rezervace (KLEIN 1967, PRAŽÁK 1970, VALEČKA 1970, 1994). Jedná se o lávové výplně sopouchů a žil, které byly vypreparovány selektivní denudací, postižené z velké části sekundární přeměnou. Jak konstatuje KALVODA (1980), tato vulkanická činnost přispěla ke konsolidaci soustavy pískovcových ker Děčínské vrchoviny – jednak lokálně silným proželedněním, tak i kaustickou kontaktní metamorfózou.

Geneze labského kaňonu

Základní morfostruktura širšího okolí NPR Kaňon Labe ve smyslu geomorfologického celku Děčínská vrchovina vznikla v oblasti křížení dvou významných a dlouhodobě aktivních tektonických zón. Jedná se o labský lineament o směru SZ-JV a podkrušňohorské zlomové pásmo, které má ve sledované oblasti směr Z-V. Jeho součástí jsou mj. děčínské a českokamenické zlomové pole. Opakovaná aktivizace této zóny probíhala od terciéru, zatímco činnost labského lineamentu lze pravděpodobně datovat již od proterozoika.

Jak uvádí KALVODA (1980), regrese ve svrchní křídě předznamenává zdvih a kerné rozlámání Českého masivu v průběhu vrcholné fáze saxonského vrásnění v kenozoiku. Rozlámání sedimentární výplně české křídové pánve zdvihy a poklesy na řadu samostatných, vzájemně posunutých bloků se

projevilo i ve vyčlenění samostatného celku v podobě Děčínské vrchoviny, která se nalézá v sv. části areálu intenzivní saxonské orogeneze.

Hlavní dislokace se podle své orientace označuje jako směr sudetský (SZ-JV), jizerský (S-J) a krušnohorský (ZJZ-VSV) a ve stavbě širšího okolí NPR se velmi výrazně projevují. Hlavním důsledkem je vznik tzv. děčínské zlomové pole, severněji pak došlo ke kernému rozlámání křídových sedimentů s úklonem k S a SZ, včetně lokálních dislokací, diferencovaných zdvihů a vzájemných natočení dílčích bloků na obou stranách antecedentního labského údolí. Dislokační systémy byly zčásti injektovány vulkanickou činností. Právě v území děčínské zlomové pole probíhaly maximální relativní pohyby dílčích bloků (BALATKA, KALVODA 1995).

Zdvih Českého masivu ve starším terciéru, díky kterému došlo k vytvoření klenby s vrcholem ve středních Čechách, podmínil vznik centrifugální říční sítě (MALKOVSKÝ 1976, 1979, KALVODA 1980). Tento pohyb se projevil silnou denudací křídových sedimentů v regionu. V důsledku neogenních saxonských kerných pohybů (tzv. sávska a štýrská alpínská fáze) byla původní staroterciární říční síť značně přetvořena, zejména pak zdvihem okrajových pohoří Českého masivu. Odvodňování západních, severních a středních Čech přes krušnohorský zarovnaný povrch k lipskému zálivu do eocenního saského moře pokračovalo patrně i ve spodním miocénu (MALKOVSKÝ 1979) a bylo přerušeno pozdějším zdvihem Krušných hor.

Mezihorské pásmo v oblasti dnešní Děčínské vrchoviny začalo fungovat pravděpodobně již ve středním miocénu jako labský prohyb s kernou stavbou, umožňující odtok ústřední řeky nové sítě toků větší části Českého masivu k Severnímu moři.

České středohoří bylo v neogénu prakticky pokračováním příkopu podkrušnohorského prolomu. Toto vulkanické území s bohatou zlomovou mozaikou bylo denudováno v plošiny postoligocenního zarovnání, z nichž vyčnívaly vrchy, kupy a suky lávových příkrovů a sopouchů. Labe se spolu s dolní Ploučnicí a dolní Bílinou stačilo do sopečných hmot Českého středohoří antecedentně prořezávat až na krystalinické podloží. Podkrušnohorská jezera v miocénu a částečně i v pliocénu spojovala Ohře a ve svrchním pliocénu protékala údolím Bíliny k Labi. Labský prohyb v prostoru severně od Ústí nad Labem se tedy udržel v různých paleogeografických podmínkách od paleogénu až do současnosti, přestože od ústupu miocenního lužického moře od sz. okraje Českého masivu měla oblast Děčínské vrchoviny tendenci k sekulárnímu zdvihu.

Výběžkem české křídové pánve podél Labe je tak nepřímým reliéfem kopírován až do drážďanské části severoněmecké nížiny pozdně druhohorní protáhlý šelfový mořský záliv s faciálně převažující deltovou sedimentací.

Jak uvádí KALVODA (1980), dílčí kry mesozoických sedimentů s protáhlými hřbety a nepravidelně omezenými tabulemi ovlivnily svým relativním tektonickým postavením i rozložení dalších toků okolí NPR Kaňon Labe. Ploučnice v té době tekla po sklonu paroviny na sever do lužické oblasti. Po miocenním vyklenutí Lužického hřbetu a poklesu Liberecké kotliny Ploučnice zařizla své údolí do Českého středohoří a tento směr již zachovala přes pliocenní tektonické zdvihy celé oblasti. Kamenice též vznikla na křídové části postčedičového zarovnání zdvihem Lužického hřbetu a její směr k Labi byl zejména na dolním toku v pozdním terciéru a v kvartéru udržován mohutnou zpětnou erozí.

Zlomové pásmo, na němž se vyvíjelo antecedentní údolí Labe, navazuje na středosaský zlomový systém s převahou směrů SZ-JV. Při porovnání relativních výšek rozhraní středního a spodního turonu nad levým a pravým břehem Labe BALATKA a KALVODA (1995) usuzují, že asymetrie antecedentního údolí je již pravděpodobně primárního charakteru (více viz KALVODA 1980). Levobřežní západní kra Děčínské vrchoviny je pravděpodobně vyzdvižena ve střední a severní části méně než kra labského okraje Arnoltické vrchoviny. Hlavní etapy těchto zdvihů proběhly v mladším pliocénu a pleistocénu, kdy zaklesnutí Labe do mesozoických kvádrových pískovců a jejich krystalinického podloží dosáhlo hloubky nejméně 300 m.

Plošinný až mírně zvlněný reliéf oblasti Děčínské vrchoviny byl v terciéru vytvářen převážně v podmínkách subtropického podnebí. Od počátku kvartéru se však tento reliéf stal součástí předpolí kontinentálního ledovce. Mění se klimaticko-morfogenetické procesy při střídání semiaridních velmi chladných glaciálů s humidními, mírně teplými obdobími interglaciálů vedly spolu s tektonickými zdvihy k postupnému zahlubování Labe a jeho přítoků a ke vzniku dnešních kaňonovitých údolí (což potvrzuje i CHVÁTALOVÁ (2001)). Průběh tohoto antecedentního zahlubování lze do určité míry rekonstruovat z hlavních rysů systému říčních akumuláčních teras Labe a jejich korelace se souborem dalších povrchových tvarů reliéfu Českého středohoří a zejména pak Děčínské vrchoviny (BALATKA, KALVODA 1995).

Jak konstatují BALATKA a KALVODA (1995), dynamika vývoje svahů v údolí Labe závisela v kenozoiku na průběhu jeho antecedentního prohlubování a na měnících se klimato-morfogenetických procesech jak v podmínkách chladného a semiaridního podnebí glaciálů, tak v humidním, sezónně periglaciálním či mírně teplém podnebí interglaciálů a holocénu. Rozsáhlá destrukce mrazem porušených svahů během glaciálů, včetně skalních řícení a sesuvů, probíhala pravděpodobně již v kataglaciálech a zejména pak v ranných interglaciálech (ZVELEBIL 1989). Během zahlubování říční sítě do kerně rozlámaných křídových sedimentů se mírné denudační svahy vyvíjely na úkor plochy zarovnaných povrchů. Při hloubkové erozi toků mohlo v nově odhalených skalních masivech probíhat intenzivní zvětrávání pískovců podél sekundárních ploch diskontinuity (KALVODA, ZVELEBIL 1989). V údolí Labe docházelo opakovaně k ústupu skalních stěn současně do masivu a ve směru odspoda nahoru. Úpatí skalních svahů byla rovněž zakrývána produkty rozrušování stěn a fluviálními akumulacemi.

Pseudokras NPR Kaňon Labe

Jak již bylo řečeno výše, prostor rezervace reprezentuje velmi pestrou škálu mezo- a mikrotvarů reliéfu. Charakteristické a mediálně známé jsou především pseudokrasové jeskyně, dále lze jmenovat např. voštiny, skalní římsy, pseudoškrapy a erozní dutiny či převisy.

Geneze jeskyní souvisí s erozně denudačním typem reliéfu území. Jak uvádí KALVODA (1980), v době, kdy se prostor kaňonu Labe nacházel v blízkém předpolí pleistocenního kontinentálního ledovce, postihly mrazové destrukční procesy původní povrch a připravily klastický materiál pro proluviální, fluviální a soliflukční sedimentaci. Periglaciální modelace zasáhla zejména povrchové tvary na měkčích křídových sedimentech. V interglaciálech a v holocénu se výrazně uplatnila akumulace fluviální, svahová, sesuvná činnost a také destrukční lineární eroze.

Během prohlubování kaňonu docházelo a stále dochází ke zvyšování gravitačního napětí obnažených skalních stěn, s čímž je spojena intenzivní zpětná eroze, projevující se rozvolňováním skalních bloků, vznikem a prohlubováním puklinových a rozsedlinových systémů, přičemž extrémním důsledkem je fenomén skalního řícení.

Důsledkem výše popisovaných faktorů je geneze pestrých tvarů přirozeného podzemí, počínaje prostředím podzemních povrchů (Superficial Underground Compartment i Deep Underground Compartment) ve smyslu JUBERTHIE a DECU (1994) a CHAPMANA (1993), po široce rozevřené rozsedliny přístupné člověku. Charakteristické jsou úzké a vysoké prostory, mnohdy velmi křivolaké, střídající se prostornějšími „dómy“. Známý a hojně citovaný je mj. komplex propojených chodeb Loupežnické a Pytlácké jeskyně, který představuje pravděpodobně nejdelší jeskynní systém v regionu (př. HROMAS a kol. 2009).

Metodika

Průzkum zájmového území byl proveden v rámci podrobné terénní pochůzky. GPS souřadnice všech nalezených pseudokrasových jeskyní byly zaměřeny s využitím přístroje Garmin Oregon 550T, průměrná přesnost ± 5 m. U všech jeskyní byla provedena podrobná fotodokumentace s použitím digitálního fotoaparátu Canon PowerShot SX1 IS.

U každého zaznamenaného objektu byly v terénu popsány základní topografické a morfometrické charakteristiky. Vybrané jeskyně byly prozkoumány s pomocí standardní speleologické techniky, přičemž v těchto případech je v popisu morfologie objektu zohledněna i charakteristika interiéru. Pokud jsou jeskyně evidovány v databázi AOPK ČR „Jednotná evidence speleologických objektů“, tzv. JESO, je u názvu jeskyně vždy uveden kód JESO z této databáze. Rozměry jsou zčásti převzaty z práce HROMASE a kol. (2009), zčásti se jedná o nově naměřené údaje, vzhledem k velmi komplikovaným podmínkám se jedná o generalizované hodnoty. Klasifikace obtížnosti průchodu jeskyní je uváděna v souladu s běžně užívanou škálou (S1 – S5), detailně popsanou např. v průvodci BELLMANNA (2010).

Jeskyně nacházející se v ochranné zóně NPR (např. Jílovitá díra, Vichřice, Jezevčí dóm aj.) nejsou v této práci řešeny.

Pseudokrasové jeskyně v území NPR

1. Hübnerova jeskyně (50°49'01,0" N, 14°14'11,3" E) – Nachází se poblíž Jarní věže a Večerní věže v úzké boční rokli. Objevena před rokem 1945, poté zapomenuta a znovuobjevena v r. 2004 německými jeskyňáři. Obtížnost S3. Délka: 5 m, hloubka: 10 m.

2. Malá bloková jeskyně (50°48'59,6" N, 14°14'11,5" E) – Nachází se na úpatí masivu naproti Jarní věži v široké rokli, na velké tektonické poruše zavalené skalními bloky. Na levé straně rokle je možné bloky prostoupit cca 10 – 12 m horizontálními plazivými puklinami. Levá boční rokle téhož masivu ukrývá vstup do Hübnerovy jeskyně. Délka: 10 m, hloubka: 2 m.

3. Černá díra (50°49'09,5" N, 14°13'57,1" E) – nachází se na patře nad Stelzigovou jeskyní cca 50 m proti proudu Labe. Vstup se otvírá uprostřed rozsedliny skalní věže (pod ní se nachází bivak) z náhorní strany přístupné lezecky obtížností I. Jedná se o velmi obtížnou jeskyni. Objevena v r. 2009, obtížnost S4. Délka: 10 m, hloubka: 2 m.

4. Rytířský sklep (50°49'06,7" N, 14°13'52,7" E, kód JESO: P141261A-J-00005) – Nachází se cca 50 m pod Stelzigovou jeskyní (pod věží Stalinova nebo též Josefova hlava). Objevena před rokem 1925 německými jeskyňáři. Jedná se poměrně prostornou vertikální rozsedlinu s úzkým vstupem pod převisem, dosahující místy rozměrů na šířku cca 3 m a výšku max. 10 m. Pro jeskyni jsou charakteristické skalní bloky a balvany ve stropě rozsedliny. Obtížnost S1. Délka: 20 m, hloubka: 10 m.

5. Stelzigova jeskyně (50°49'08,1" N, 14°13'51,0" E, kód JESO: P141261A-J-00004) – Nachází se v těsné blízkosti věže Josefova (též Stalinova) hlava, mohutného masivu o výšce cca 70 m, viditelného už z některých částí Děčína a majícího tvar lidského profilu. Výrazný vstup do jeskyně se nachází přibližně ve dvou třetinách svahu, sestupujeme-li z vrcholu masivu Josefova hlava vlevo k jeho úpatí. Hojně navštěvovaná jeskyně. Objevena zřejmě již roku 1881 (nejstarší záznam vyrytý v jeskyni), v roce 1925 pojmenována po F. Stelzigovi. Velký vstupní portál s historickými rytými nápisy vede vodorovnou chodbou do mohutného domu. Odsud je možné soustavou komínů sestoupit o dvě patra níž ke knize. Při sestupu levými puklinami směrem dolů se otvírá vstup do Hluboké Stelzigovy jeskyně. Obtížnost S1. Délka: 40 m, hloubka: 10 m.

6. Hluboká Stelzigova jeskyně (50°49'08,1" N, 14°13'51,0" E, kód JESO: P141261A-J-00008) – Součást soustavy komínů a otevřených puklin Stelzigovy jeskyně, charakteristická velkou obtížností, kterou je schopno absolvovat jen malé množství jeskyňářů – velmi dlouhé úseky s úzkými prostory. Směrem do hloubky přechází puklina v rozsedlinovou jeskyni. Na dně se nachází kniha. Objevena roku 1983 českými jeskyňáři. Obtížnost S4. Délka: 10 m, hloubka: 20 m.

7. Jeskyně skluzavka (50°49'10,4" N, 14°13'51,1" E) – Nachází se téměř na hraně skalní stěny a náhorní plošiny, cca 100 m vpravo od Josefovy hlavy, nad věží Zbrojnoš. Vertikální puklina s výrazným propastovitým vchodem, slánění nutné. Objevena roku 1989 českými jeskyňáři. Obtížnost S3. Délka: 5 m, hloubka: 10 m.

8. Sklep u Stalinovy hlavy (50°49'07,7" N, 14°13'47,4" E) – Nachází se na úpatí skalní věže Josefova (Stalinova) hlava v nakupených blocích pod stěnou. Jedná se v podstatě o hlubší převis tvořený skalními bloky. Délka: 2 m, hloubka: 0 m.

9. Kladivová sluj (50°49'09,9" N, 14°13'48,6" E) – Nachází se na úpatí masivu Zbrojnošova stěna. Jedná se o vertikální komín. Objevena 1990 německými speleology. Při vstupu se nachází několik volných skalních bloků, které jsou soudě podle čerstvosti a jasné barvy pískovce stále v pohybu. Obtížnost S2. Délka: 5 m, hloubka: 5 m.

10. Cipískova jeskyně (50°49'44,4" N, 14°14'03,7" E, kód JESO: P141261A-J-00003) – Nachází se v horním mezipatře v levé části strže u Srázové věže. Skály a věže jsou oddělené od masivu výraznou, více než 10 m širokou trhlinou. Přibližně v polovině této poruchy se nachází výrazný vchod složený z nakupených balvanů. Objevena 1970 českými speleology. Velikost a šířka trhliny, na které se nachází vchod do jeskyně, naznačují vysokou pravděpodobnost dalších podzemních prostor. Obtížnost S2 (špatný slaňovací kruh v cca polovině délky jeskyně). Délka: 10 m, hloubka: 25 m.

11. Jeskyně Srázové věže (50°49'46,2" N, 14°14'05,5 E) – Nachází se v boční strži nad věží Skříň u úpatí náhorních komínů vedoucích na Srázovou věž. Sestup vede levým komínem. Objevena v r. 2003 německými speleology. Obtížnost S2. Délka: 5 m, hloubka: 5 m.

12. Kabinet přírodovědy (50°50'0,289" N, 14°14'5,765" E) – Jeskyně se nachází nad severním okrajem údolí Studeného potoka. Vstup tvoří malý trojúhelníkový otvor, který přechází do několik metrů dlouhé chodby, která končí nevysokým skalním prahem. Pod ním chodba pokračuje do místnosti menších rozměrů. Celkově převažuje horizontální charakter jeskyně. Dno jeskyně vyplňuje z větší části naváté listí. Jeskyně objevena českými speleology. Obtížnost S2. Délka: 15 m, Hloubka: 4 m.

13. Gotické okno (50°49'58,5" N, 14°14'05,0" E) – Jeskyně se nachází u paty věže Planeta. Má dva vchody, každý v jednom komínu oddělujícím věž od masívu. Objevena v r. 2009 českými speleology. Obtížnost S2. Délka: 5 m, hloubka: 0 m.

14. Větrná šachta (50°50'11,372" N, 14°13'55,065" E) – Jeskyně se nachází na horním okraji masívu mezi údolím Studeného potoka a skalní věží Mnich. Vchod jeskyně je tvořen vertikální, velmi úzkou puklinou. Šířka pukliny je přibližně 5 metrů a hloubka 10. Na dně je málo prostorná komora, ze které pokračuje puklina hlouběji do masívu. Možné pokračování je však neprůlezná. Jeskyně byla objevena českými speleology. Obtížnost S4. Délka: 5 m, Hloubka: 10 m.

15. Odpadková díra (50°50'54,5" N, 14°13'17,0" E) – Nachází se na vrchní plošině masívu cca 50 m od Belvederu proti proudu Labe. Soustava širokých rozsedlin oddělujících polověže od masívů je zaplněna odpadem z nedaleké restaurace. Na dně se nachází komín vedoucí do komory. Případné slibné pokračování je zavaleno bloky a pískem. Délka: 5 m, hloubka: 10 m.

16. Jeskyně lebky (50°50'51,9" N, 14°13'16,1" E) – Nachází se cca 100 m od Belvederu proti proudu Labe u skalní věže nad turistickou cestou k Belvederu od Labe. K věži vede sestup strží s upravenými stupy. Jedná se o skalní převis a širokou otevřenou komoru o rozměrech cca 6x2x3m bez dalšího pokračování. Na skalní stěně je vyrytá lebka. Komora je zaplněna odpady z Belvederu, zjevně několik desetiletí starými (staré lahve, litinové secesní židle, bakelitové zásuvky atd.). Délka: 10 m, hloubka: 0 m.

17. Jeskyně Labských kameníků (50°50'53,6" N, 14°13'14,1" E) – Nachází se na úpatí skalních masívů pod Belvederem, nad rozsáhlým bývalým lomem. Obtížná jeskyně. Délka: 10 m, hloubka: 15 m.

18. Sluneční šachta (50°50'52,9" N, 14°13'15,8" E) – Nachází se ve strži u Belvederu pod skalní věží a pod Jeskyní lebky. Jedná se o vertikální tektonickou poruchu. Objevena v roce 2008 českými speleology. Obtížnost S2. Délka: 5 m, hloubka: 10 m.

19. Belvederský sklep (50°50'59,3" N, 14°13'17,4" E) – Nachází se přímo pod Belvederskou vyhlídkou. Jedná se o vodorovnou puklinu rozšiřující se až na malý dóm. Díky obtížnému přístupu i přes jednoduchý průstup nepříliš často navštěvovaná jeskyně – nutnost slaňování. Objevena v r. 1921 německými speleology. Obtížnost S1. Délka: 10 m, hloubka: 0 m.

20. Belvederská jeskyně (50°50'58,8" N, 14°13'17,6" E) – Nachází se několik metrů pod Belvederským sklepem, pokračování poruchy vertikálním směrem. Datum objevu není známo, pravděpodobně stejné, jako u Belvederského sklepu. Propojení mezi oběma jeskyněmi zatím není známo. Obtížnost S3. Délka: 5 m, hloubka: 3 m.

21. Plást včelky Máji (50°51'03,8" N, 14°13'18,3" E) – Nachází se na úpatí Zlomiskové věže. Jedná se o malé prostory tvořené na sebe nakupenými skalními bloky. Celá jeskyně má pouze několik metrů a má charakter plazivky. Objevena v r. 2005. Obtížnost S1. Délka: 5 m, hloubka: 0 m.

22. Jeskyně přátel Karla Gotta (50°51'05,5" N, 14°13'21,9" E) – Nachází se pod výrazným převisem na samém úpatí skal na pravé straně strže, kterou protéká občasný tok, první vpravo tekoucí od Belvederu. Jeskyně byla objevena v roce 1985 při hydrogeologickém průzkumu Labského kaňonu. Jedná se o tektonickou poruchu, která hned za úzkým vchodem přechází do horizontálních širších partií, tvořících poměrně velké prostory a poté spadá vertikálním úzkým komínem na dno ke knize. Obtížnost S3. Délka: 10 m, hloubka: 15 m.

23. Vodní království (50°51'05,8" N, 14°13'21,1" E) – Nachází se v závěru stejného údolí jako Jeskyně přátel Karla Gotta, v místech, kde tok vytváří cca 3 m vysoký vodopád. Po jeho pravé straně se nachází vchod do jeskyně. Délka: 10 m, hloubka: 2 m.

24. Pytlácká jeskyně (50°51'09,3" N, 14°13'22,2" E, kód JESO: P141261A-J-00002) – Spolu s Loupežnickou jeskyní patří mezi nejvyhledávanější a také největší jeskynní systém v regionu. Jeskynní systém má podobu převážně vertikálních puklin s krátkými horizontálními průlezy, který byl v 70. letech 20. stol. tzv. "Cestou děsu" (S3) propojen s Loupežnickou jeskyní. Vchod se nachází ve spodním patře na nejnižší plošině pod srubem „Rudých horolezců“. Na skalní stěně je ve skále vytyt nápis „Rot sport“ z dob 2. světové války. Úzký komín vede do rozlehlejšího domu, ze kterého je možné pokračovat úzkými plazivými dolů na dno Pytlácké jeskyně, v průběhu této trasy se nachází velmi úzká odbočka, komín do tzv. Medvědího domu (BÁRTA 1988, VESELÝ 2008). Objevena 1911 německými speleology. Obtížnost S1-S3. Délka: 40 m, hloubka: 15 m.

25. Medvědí dóm (50°51'09,1" N, 14°13'22,3" E) – Součást Pytlácké jeskyně. Samostatná komora s těžkým vstupním komínem obtížnosti S4. Objevena v r. 1920 německými speleology. V komoře byly nalezeny kosterní pozůstatky medvěda, odsud název. Délka: 10 m, hloubka: 0 m.

26. Loupežnická jeskyně (50°51'09,7" N, 14°13'23,0" E, kód JESO: P141261A-J-00001) – Největší jeskyně v celém prostoru kaňonu Labe. Má podobu systému vertikálních puklin. Objevena již r. 1895 německými speleology. Obtížnost S2-S3, od 70. let propojena „cestou děsu“ s Pytláckou jeskyní. Vstup se nachází v těsné blízkosti srubu Rudých horolezců. Po krátké vstupní chodbě se jeskyně otvírá 20 m dlouhým slaněním (slaňovací kruh) do velkého domu, odsud systémem chodeb a ještě jedním kratším slaněním (4 m) je možné prostoupit až ke vstupu do Pytlácké jeskyně, či poměrně obtížným komínem vystoupit druhým vchodem, který se nachází cca 20 m od srubu u úpatí masivu naproti Dolní jeskynní věži (v sestupu též doporučeno slanění, šachta osazena slaňovacím kruhem). Délka: 120 m, hloubka: 40 m.

27. Netopýří jeskyně (50°51'26,7" N, 14°13'35,5" E, kód JESO: P141261A-J-00027) – Nachází se spolu s Krakonošovou jeskyní na poslední široké plošině v blízkosti od pěšiny mezi jeskyněmi na Zlatém ranci a Loupežnickou jeskyní. Má společný vchod s Krakonošovou jeskyní v podobě široké propásky o hloubce cca 5 m. Ze dna vede vstup vpravo (nahlíženo směrem do údolí) do Netopýří jeskyně a vlevo do Krakonošovy jeskyně. U obou jeskyní se jedná o jednu vertikální poruchu v podobě systému vertikálních komínů, avšak propojení mezi jeskyněmi není známo. Po krátké horizontální chodbě se jeskyně mění na kolmé komíny. Objevena byla před r. 1913 pravděpodobně německými speleology. Obtížnost S2. Délka: 20 m, hloubka: 20 m.

28. Krakonošova jeskyně (50°51'26,7" N, 14°13'35,5" E, kód JESO: P141261A-J-00026) – Viz Netopýří jeskyně, se kterou má totožný vchod. Ten vytváří menší dóm, než se změní na vertikální komíny. Jedná se o rozsedlinovou jeskyni propastovitého charakteru. V blízkosti vstupu volné bloky. Na dně se nachází průlez do komory, tvořící zakončení jeskyně. Objevena před r. 1913, pravděpodobně německými speleology. Obtížnost S2. Délka: 15 m, hloubka: 20 m.

29. Máslová díra (50°51'29,0" N, 14°13'38,3" E, kód JESO: P141261A-J-00025) – Nachází se na poslední horní široké plošině v blízkosti lesní cesty, cca 200 m od Zlatého rance poblíž velkého bivaku. Malý, avšak výrazný trojúhelníkovitý vchod vytvářejí dva přes sebe zaklíněné skalní bloky. Šikmo dolů se svažující komora přechází do vertikální pukliny, širokého komínu. Objevena v r. 1915 německými speleology. Obtížnost S2. Délka: 20 m, hloubka: 10 m.

30. Lesní díra (50°51'31,4" N, 14°13'41,6" E, kód JESO: P141261A-J-00024) – Nachází se poblíž červené turistické značky, cca 10 m od cesty vedoucí nad skalními masivy z Děčína do Hřenska nad velkým bivakem u Máslové díry. K jeskyni vede od bivaku vyšlapaná pěšina. Vlastní vchod má tvar podobný krasovému závrtu, je zarostlý vegetací. Datum objevení není známo. Obtížnost S2. Délka: 20 m, hloubka: 15 m.

31. Jeskyně nadějí (50°51'32,6" N, 14°13'38,3" E, kód JESO: P141261A-J-00020) – Nejvýše položená jeskyně v tzv. Zlatém ranci – širokém údolí, ve kterém se nachází několik významných jeskyní v těsné blízkosti. Soustava zřícených skalních bloků a vertikálních i horizontálních puklin vytváří jeskynní labyrint rozčleněný do několika jeskyní. Propojení je známo zatím pouze mezi Jeskyní přátel přírody a Dámskou jeskyní. Na konci údolí se nachází výrazná hranatá skalní věž. Jeskyně nadějí se nachází na široké plošině, cca 10 – 15 výškových metrů nad vstupy do Dámské jeskyně a Jeskyně přátel přírody. Název odvozen od naděje na propojení s ostatními systémy, které je velmi pravděpodobné, avšak zatím nenalezeno. Obtížnost S2. Objevena v r. 1915 německými speleology. Délka: 20 m, hloubka: 20 m.

32. Okenní jeskyně (Hladomorna) (50°51'32,0" N, 14°13'37,5" E) – Nachází se v masivu za skalní věží (za jeskyní Šachta u věže). Jedná se o horizontální chodbu, která má po několika metrech průhled komínem vzhůru. Chodba pokračuje ještě několik metrů, kde končí následné vertikální komíny závaly. Velmi pravděpodobně propojena se Šachtou u věže. Objevena v r. 1920. Obtížnost S1. Délka: 15 m, hloubka: 2 m.

33. Šachta u věže (50°51'32,2" N, 14°13'36,9" E, kód JESO: P141261A-J-00022) – Vchod se nachází naproti skalní věži na úpatí skalního masivu. Jeskyně má dva vchody, druhý vchod se nachází několik metrů vlevo (nahlíženo směrem do údolí) mezi Okenní jeskyní a prvním vchodem. Jedná se o rozsedlinovou propastovitou jeskyni tvořenou systémem šikmých vertikálních puklin. Na dně se nachází prostornější dutina. Objevena před r. 1920 pravděpodobně německými speleology. Obtížnost S1. Délka: 10 m, hloubka: 10 m.

34. Dámská jeskyně (50°51'32,9" N, 14°13'37,8" E, kód JESO: P141261A-J-00023) – Jeskyně se třemi vchody, které se spojují v první vstupní komoře. Hlavní vchod se nachází na vodorovném širokém prostoru uprostřed údolí Zlatého rance. Nakupené skalní bloky v jeho levé části vytváří vcelku nenápadný vchod, odkud vede horizontální chodba do vstupní komory. Ostatní vchody se nacházejí v dosahu 10 m od hlavního vchodu. Jeskyně má velký dóm, ze kterého je možné prostoupit poměrně obtížně (S3) do Jeskyně přátel přírody. Objevena před r. 1920 pravděpodobně německými speleology, kteří v této lokalitě prováděli před 2. sv. válkou rozsáhlý průzkum. Obtížnost S1. Délka: 20 m, hloubka: 5 m.

35. Dětská jeskyně (Pavoučí systém) (50°51'32,8" N, 14°13'37,6" E) – Nachází se jen několik metrů pod Dámskou jeskyní (mezi Dámskou jeskyní a Šachtou u věže). Systém horizontálních chodeb. Objevena před r. 1920 pravděpodobně německými speleology. Obtížnost S1. Délka: 10 m, hloubka: 3 m.

36. Jeskyně přátel přírody (50°51'33,0" N, 14°13'38,1" E, kód JESO: P141261A-J-00021) – Patří spolu se Stelzigovou jeskyní, Pytláckou jeskyní, Loupežnickou jeskyní a Jeskyní přátelství k největším a nejvýznamnějším jeskyním v Labském údolí. Vchod se nachází na opačném konci vodorovného prostoru u Dámské jeskyně, druhý obtížnější vchod leží několik metrů nad původním vchodem u cesty (sestupový komín). Vchod ústí do poměrně velké komory, pokračování jeskyně však nevede touto komorou, ale velmi úzkým vodorovným komínem, několikrát zalomeným (do něj ústí i propojení z Dámské jeskyně). Následuje prostorný, svažující se dóm a systém chodeb, které všechny vedou k několika vertikálním šachtám, kterými se dá dostat do spodní etáže jeskyně a do dalšího dómu. Objevena v r. 1912 německými speleology. Obtížnost S3. Délka: 20 m, hloubka: 30 m.

37. Králičí nora (50°51'33,7" N, 14°13'38,5" E) – Nachází se několik metrů nad vchodem do Jeskyně přátel přírody přímo na přístupové cestě. Jedná se o systém vodorovných, mírně se svažujících puklin

s dvěma komorami, který tvoří horní, nepropojené patro Jeskyně přátel přírody. Datum objevu neznámé, obtížnost S2. Délka: 5 m, hloubka: 4 m.

38. Hades (50°51'35,4" N, 14°13'39,9" E) – Nachází se v posledním mezipatře nad bývalým lomem s přístupovou cestou ke Zlatému ranci od dolní zelené značky. Tento lom je dnes používán jako jedno z velkých monitorovacích stanovišť pohybů skalních bloků. Cesta v poslední části odbočuje doleva do úzkého žlabu, v závěru se nachází malý žebřík. V místě odbočení se nachází vstup do jeskyně. Zpočátku vodorovná chodba se asi po 10 m změní na systém vertikálních a velmi úzkých komínů. Objevena v r. 2001 německými speleology. Obtížnost S5. Délka: 20 m, hloubka: 15 m.

39. Sklep 41 (50°51'36,0" N, 14°13'39,5" E) – Nachází se cca 20 m a 5 výškových metrů pod vstupem do jeskyně Hades u skalní věže na druhé straně masivu u jeskyně Hades. Vchod je záhy ukončen pouze jednou menší komorou. Možné pokračování vertikálními puklinami ve dně je zavaleno. V komoře vyryt nápis 41. Objevena při hledání Hádese, datum objevu je zřejmě i datum počátku monitorování pohybu skal. Obtížnost S0. Délka: 3 m, hloubka: 0 m.

40. Berlínská jeskyně (Vlčí jeskyně) – (50°51'37,6" N, 14°13'41,7" E, kód JESO: P141261A-J-00009) Významná jeskyně, patří mezi objekty objevené ve zlaté éře německých průzkumů v první polovině 20. stol. Je velmi obtížně přístupná, neboť se nachází v podstatě uprostřed skalní stěny na skalní plošině u výrazného skalního pilíře, na kterém se nachází v současnosti monitorovací body a žebřík, v těsné blízkosti nedávného řízení skalních bloků. Přístup shora i odspoda zjednodušen systémem žebříků a fixních lan, dnes ve velmi špatném stavu. Objevena v r. 1921 německými speleology. Obtížnost S2. Délka: 45 m, hloubka: 20 m.

41. Průchozí jeskyně (50°51'40,1" N, 14°13'43,2" E) – Jedná se o hluboký komín nedaleko Berlínské jeskyně, kterým lze prostoupit z jedné strany masivu na druhý. V podstatě nesplňuje definici jeskyně. Délka: 20 m, hloubka: 15 m.

42. Jílovité peklo (50°51'42,0" N, 14°13'43,0" E, kód JESO: P141261A-J-00019) – Nachází se na úpatí ve výrazném koutu skalního masivu Severní terasa. Společný vchod s Mezerní jeskyní – vchod do Mezerní jeskyně se nachází mezi skalními bloky asi tři metry nad vchodem do Jílovitého pekla. Jedná se o tutéž tektonickou poruchu, o její vertikální část. Poměrně obtížná jeskyně, několik vertikálních úzkých komínů. Propojení s Mezerní jeskyní je evidentní, úzkými puklinami je možné do Mezerní jeskyně dosvítit. Objevena v roce 1971 německými speleology. Obtížnost S3. Délka: 15 m, hloubka: 15 m.

43. Mezerní jeskyně (50°51'42,0" N, 14°13'43,0" E, kód JESO: P141261A-J-00028) – Jeskyně s mohutným dómem u vstupu, snadná dostupnost od parkoviště u Suché Kamenice. Vchod se nachází cca 3 m nad vchodem do jeskyně Jílovité peklo ve spodní části masivů, u paty věže Severní terasa. Spolu s touto jeskyní se jedná o jediné dva objekty, které se nenacházejí v horních partiích masivů či na skalních plošinách, ale začínají u paty masivů, tedy cca o 50 – 70 výškových metrů níže. Úzký vstup se rozšiřuje do mohutné vysoké vstupní komory, která pokračuje cca 20 m, další průstup je možný obtížně několik metrů vzhůru, či soustavou komínů cca 10 metrů dolů. Objevena v r. 1920. Obtížnost S1. Délka: 20 m, hloubka: 0 m.

44. Jeskyně na terase (50°51'41,2" N, 14°13'46,2" E) – První z jeskyní, soustředěných na náhorní plošině za věží Severní terasa, na levém ostrohu při ústí Suché Kamenice. Jedná se o velmi obtížnou úzkou jeskyni s celkem výrazným komínovým vstupem ve strži za věží Severní terasa a následnou soustavou úzkých komínů s výškovým rozdílem více než 30 m od vchodu. Pro sestup a zejména výstup doporučeno fixní lano. Objevena v r. 1987 českými speleology. Obtížnost S5. Délka: 10 m, hloubka: 15 m.

45. Plochá jeskyně (50°51'41,3" N, 14°13'46,6" E) – Spolu s Jeskyní na terase, jeskyní Slepé střevo a jeskyní Tenké střevo velmi pravděpodobně tvoří jeden systém, propojení dosud nenalezeno. Na-

chází se několik metrů od vchodu do Jeskyně na terase a cca 5 m od slaňovacího komínu do jeskyně Tenké střevo. Objevena v r. 2008 českými speleology. Obtížnost S4. Délka: 15 m, hloubka: 5 m.

46. Slepé střevo (50°51'40,9" N, 14°13'45,1" E) – Patří k jedné tektonické poruše ostatních jeskyní Na terase. Propojena s jeskyní Tenké střevo. Ke vchodu do jeskyně sestupem roklí začínající přímo u Jeskyně na terase a končící komínem vedou od Jeskyně na terase uměle vysekané stupy. Objevena v r. 1986 českými speleology. Obtížnost S4. Délka: 20 m, hloubka: 5 m.

47. Tenké střevo (50°51'41,3" N, 14°13'46,6" E) – Vchod se nachází v komíně masivu, kam je třeba slanit cca 20 m. Vlastní komín se nachází jen několik metrů od vchodu do Ploché jeskyně. Komín tvoří přerušování mezi třetí a čtvrtou polovětí Na terase. Objevena v r. 2001 německými speleology při hledání propojení mezi ostatními jeskyněmi. Obtížnost S4. Délka: 10 m, hloubka: 5 m.

48. Kokonová jeskyně (50°51'41,1" N, 14°13'47,3" E) – Nachází se v závěru tektonické poruchy – odtržení věže Severní terasa a přilehlých polovětí od masivu. Vstup je v místech, kde končí samotná průrva směrem proti proudu Suché Kamenice. V nedávné době došlo přímo nad vchodem ke zřícení skal a vyvrácení několika stromů a přístup k jeskyni je značně nestabilní a nebezpečný. Obtížnost S3. Délka: 5 m, hloubka: 5 m.

49. Pivní sklep (50°51'44,3" N, 14°13'46,2" E) – Uměle upravená jeskyňka. Nachází se v údolí Suché Kamenice přímo u turistické cesty vedoucí na Labskou stráň. Jedná se o upravený převis o rozměrech cca 5x3x2 m, vzniklý z nakupených bloků, ve kterém se nacházel sklep pro zaniklou výletní restauraci. Zbytky základů možné najít v nejbližším okolí. V nakupených blocích krátká pokračování chodeb v délce cca 1 m. Délka: 5 m, hloubka: 0 m.

50. Jeskyně Otto Mörtzsche (Liščí nora) (50°51'43,5" N, 14°13'53,3" E) – Vstup do rozsáhlé jeskyně se nachází v horním mezípatře cca 50 m od Stromové věže po vrstevnicovém chodníku. Vstup do jeskyně má podobu obtížného úzkého komínu, celková obtížnost jeskyně je S4 a překonává několik 3 – 6 m vysokých stupňů. Objevena v r. 2002 německými speleology. Délka: 30 m, hloubka: 15 m.

51. Jeskyně v lomu (50°51'44,3" N, 14°13'49,2" E) – Nachází se v lomu pod Toreadorem, několik metrů pod cvičnou stěnou. Vstup má podobu horizontální pukliny ve skalním bloku, v polovině chodby se nachází jedna větší komora (2x2x1 m), jeskyně je zakončena další menší komorou. Datum objevu není známo. Obtížnost S1. Délka: 10 m, hloubka: 0 m.

52. Hluboká Mezerní jeskyně (50°51'45,8" N, 14°13'50,5" E, kód JESO: P141261A-J-00014) – Vstup se nachází v údolí Suché Kamenice v komíně oddělujícím věž Toreador od ostatních masivů. Ke vstupu je nutné slanit cca 20 m. Velmi obtížná úzká vertikální puklina propastovitěho charakteru. Po vertikálním klesání tvoří zakončení jeskyně horizontální chodba. Objevena v r. 1971 německými speleology. Obtížnost S4. Ve speleologické literatuře je uváděna jako nejhlubší jeskyně v regionu. Délka: 20 m, hloubka: 40 m.

53. Mechová jeskyně (50°51'46,3" N, 14°13'51,8" E, kód JESO: P141261A-J-00015) – Nachází se ve skalní průrvě cca 20 m od Stromové věže, napravo směrem na údolí, v posledním mezípatře masívu za Toreadorem, nad strží se vstupy do Bílé jeskyně. Nápadný komínový vchod. Jedná se o soustavu vertikálních puklin, resp. jednu vertikální puklinu přerušovanou vklíněnými bloky na několik etáží. V jeskyni je možné pozorovat jílové figurky, které někteří návštěvníci vytvářejí při sestupu a umísťují na skalní římsy. Objevena v r. 1971 německými speleology. Obtížnost S2. Délka: 15 m, hloubka: 25 m.

54. Bílá jeskyně (50°51'47,3" N, 14°13'49,1" E, kód JESO: P141261A-J-00017) – Nachází se v roklí nad údolní stěnou věže Toreador, na počátku pravé strany kaňonu Suché Kamenice. Má několik vchodů. Hlavní vchod se nachází v horní třetině levé rokli nad Toreadorem v místě, kde je patrný široký vchod do soustavy komínů. Další vchod se nachází v pravé roklí a jedná se o prodloužení původního vstupního komínu. Třetí vchod se nachází v těsné blízkosti vchodu do jeskyně Ulita a jedná se o výrazný horizontální úzký a obtížný komín ústící téměř na dno Bílé jeskyně. Vlastní jeskyně je

soustavou poměrně obtížných vertikálních komínů, pro výstup je vhodnější fixní lano. Objevena v r. 1921 německými speleology. Obtížnost S3. Délka: 70 m, hloubka: 25 m.

55. Zelená puklina (50°51'47,3" N, 14°13'50,0 E) – Nachází se cca 20 m nad hlavním vchodem do Bílé jeskyně v horních partiích rokle. Jedná se o cca 0,5 m širokou vodorovnou puklinu bez následného pokračování. Není považována za jeskyni v pravém smyslu. Délka: 7 m, hloubka: 0 m.

56. Ulita (50°51'46,2 N, 14°13'48,2" E, kód JESO: P141261A-J-00012) – Nachází se na skalním ostrohu mezi první a druhou roklí napravo od Treadora u náhorní hrany skalní věže. Jedná se o pokračování vertikální tektonické poruchy Bílé jeskyně. Vstup do spodní komory se nachází několik metrů nad dnem – bez fixního lana velmi obtížný výstup. Objevena v r. 1971 německými speleology. Obtížnost S4. Délka: 10 m, hloubka: 10 m.

57. Jeskyně Suché Kamenice (50°51'48,5" N, 14°13'48,6" E) – Jeskyně má tři vchody, dva horní vchody leží cca 8 m od sebe na horní polici nad Jeskyní přátelství, vpravo od hlavního vchodu do Jeskyně přátelství nad krátkým skalním koutem, třetí vchod tvoří pokračování levé části vertikálního komínu vstupního dómu Jeskyně přátelství (nejtěžší vchod). Vlastní jeskyně má podobu soustavy horizontálních i vertikálních puklin. Objevena před r. 1972. Obtížnost S2. Délka: 5 m, hloubka: 3 m.

58. Jeskyně přátelství (50°51'48,9" N, 14°13'48,3" E, kód JESO: P141261A-J-00018) – Pro relativně snadný průstup se stává častokrát jednou z prvních navštívených jeskyní v regionu a patří tedy též mezi nejnavštěvovanější. Má dva vstupy. Hlavní vstup, mohutný portál vedoucí do velkého vstupního dómu o výšce až 20 m se nachází nad výraznou polověží cca 200 m vlevo od věže Treadora. K Jeskyni přátelství vede výrazná vyšlapaná pěšina. Druhý vchod se nachází o několik výškových metrů níže u spodní části polověže a jedná se o výrazný, až geometricky přesný úzký komín vedoucí do spodní části vstupního dómu. Do koncové části jeskyně vede několik různých, mírně klesajících variant přes říčené bloky. Objevena v roce 1912 spolkem Přátelé přírody (Die Naturfreunde) z Drážďan. Obtížnost S1. Délka: 50 m, hloubka: 20 m.

59. Ledová jeskyně (50°51'49,8" N, 14°13'47,0" E, kód JESO: P141261A-J-00011) – Nachází se o cca 20 výškových metrů níž pod hlavním vstupem do Jeskyně přátelství, u levé hrany skalního masivu. Vertikální tektonická porucha nemá kolmý směr, ale posunem skalních bloků vznikla tektonická porucha pod úhlem cca 45°. Poměrně nenápadný a úzký vchod vede do zajímavých šikmých komínů, sestup je možný více variantami. Jeskyně je ukončena větší komorou. Objevena v r. 1967 českými speleology. Obtížnost S2. Délka: 10 m, hloubka: 10 m.

60. Bivaková jeskyně (50°51'49,7" N, 14°13'49,5" E, kód JESO: P141261A-J-00010) – Jedná se o prostorný bivak, který svými parametry takřka splňuje parametry malé jeskyně. Nachází se v posledním patře před vrcholem masivů cca 50 m nad Jeskyní přátelství, vede k ní stezka. Před jeskyní lavička a ohniště. Úzký vchod je uměle upraven a vede do nejnižšího patra vertikální pukliny, které vytváří vodorovnou komoru o rozměrech cca 10x4x2m, upravenou pro spaní a bivakování (chvojí, nádobí, svíčky atd.). U vstupu cca 5 m komín vedoucí vzhůru a vytvářející jednu malou komůrku. Obtížnost S0. Délka: 10 m, hloubka: 0 m.

61. Sklep lesního ducha (50°51'31,7" N, 14°14'22,6" E) – Nachází se pod horolezci využívanou skalní věží Lesní duch. Věž samotná je spíše velkým skalním blokem, který se uvolnil během řízení. Pod ní tak vzniknul nepřilíživý rozměrný podzemní prostor s několika vchody. Jeskyně má nízký strop a je vyplněna vrstvou nafoukaného listí. Vchody tvoří plazivky, kterými do nevelké komory proniká světlo. Její řazení mezi jeskyně je spíše spekulativní, přestože bývá uváděna v průvodcích. Obtížnost S1. Délka: 5 m, hloubka: 0 m.

62. Oko Suché Kamenice (50°51'29,4" N, 14°14'24,9" E) – Nachází se jv. od jeskyně Sklep lesního ducha. Jedná se o jeskyni tvořenou jedinou rozsedlinou s vysokým stropem. Ke vchodu do jeskyně je možné vystoupit od toku Suché Kamenice, rovněž je však možný vstup průlezem v suťovém stropu a následným sestupem na dno rozsedliny. Obtížnost S0. Délka 10 m, hloubka: 0 m.

63. Chodba u bunkru (50°51'37,734" N, 14°13'55,654" E) – Jeskyně se nachází v údolí Suché Kamenice, nedaleko od jejího ústí do Labe. Vchod do jeskyně je viditelný z turistické cesty, nedaleko pevnůstky lehkého opevnění. Jeskyně je tvořena dlouhou a vysokou puklinou, která od vchodu stoupá a končí malou komorou. Šířka pukliny je přibližně 0,5 m. Vysoký strop je tvořen přepadlými bloky. Obtížnost S1, délka: 15 m, hloubka: 0 m.

Diskuse a závěry

Průzkumu podzemních prostor v NPR Kaňon Labe se v současné době věnuje několik týmů speleologů. Systematickému vyhledávání nových jeskyní se věnují zejména členové základní organizace České speleologické společnosti 4-03 *Labské pískovce*. Za podobným účelem v území operovali i speleologové z Německa zejména z Höhlenforschergruppe Dresden e. V. a Sächsischer Bergsteigerbund e. V, přičemž obě skupiny pracují z velké části autonomně. V posledních letech zaměřili svou pozornost na pseudokras zájmového území i pracovníci Fakulty ŽP Univerzity J. E. Purkyně. Tento výzkum však vždy sleduje konkrétní řešené téma, např. studium arachnofauny, osteologické analýzy sedimentů aj. (HOLEC, KADORA, HOLCOVÁ 2010, POKORNÝ, VRABEC 2011) a pozornost je věnována pouze vybraným objektům.

I přes intenzivní mapovací práce nelze dosud konstatovat, že by bylo území NPR po speleologické stránce kompletně prozkoumáno. Důvodem je především velká rozlehlost rezervace a především mnohdy velmi obtížný a náročný terén. Nadto vstup do podzemí zpravidla bývá nenápadný a v poměru s délkou vlastních podzemních dutin velmi malý.

O první systematické zpracování pseudokrasových jeskyní v kaňonu Labe i přilehlém okolí se pokusil HEINICKE (1979). Z území dnešní NPR eviduje 22 jeskyní (Rytířský sklep, Stelzigova jeskyně, Hluboká Stelzigova j., Cipískova j., Pytlácká j., Loupežnická j., Netopýří j., Krakonošova j., Máslová díra, Lesní díra, J. nadějí, Šachta u věže, Dámská j., J. přátel přírody, Jílovité peklo, Mezerní j., Hluboká mezerní j., Mechová j., Bílá j., Ulita, J. přátelství, Ledová j.). Heinickeho lezeckým průvodcem se pravděpodobně ve svém výčtu jeskyní Českého Švýcarska inspiruje WINKELHÖFER (1997), který komentuje 26 jeskyní, z nichž 22 se již objevuje ve výše zmíněném průvodci a výčet doplňuje pouze o Jeskyni Oko Suché Kamenice, J. Sklep lesního ducha, Berlínskou j. a Bivakovou j. Přestože k řadě objektů přináší Winkelhöfer množství podrobných informací, včetně historických a vlastivědných postřehů, zpravidla chybí údaje umožňující exaktní identifikaci a lokalizaci v terénu.

Databáze JESO eviduje z území NPR v současné době 24 objektů (v podstatě výčet objektů dle Winkelhöfera vyjma Jeskyně Oko Suché Kamenice a J. Sklep lesního ducha, všechny tyto jeskyně jsou zároveň alespoň formou stručné zmínky popsány v práci HROMASE a kol. (2009). Nicméně současně známý publikovaný výčet je podstatně širší. Aktuální vydání lezeckého průvodce německého autora BELLMANN (2010) eviduje 51 jeskyní a zohledňuje tak nové, nepublikované objevy českých i německých speleologů. Tyto objekty jsou v Bellmannově průvodci evidovány formou stručného popisu. Jsou zakresleny a pojmenovány rovněž v orientačních mapkách, uvedených v průvodci. V těchto mapkách se však objevuje sedm dalších zákresů jeskynních objektů, které jsou pouze označeny jménem, avšak bez jakéhokoli popisu a nevyskytují se ani v abecedním rejstříku průvodce. V předkládaném článku byly tyto jeskyně jednoznačně identifikovány v terénu a opatřeny souřadnicemi a popisem. Jedná se o: Malou blokovou jeskyni, Sklep u Stalinovy hlavy, Odpadkovou díru, Jeskyni lebky, Průchozí j., J. Pivní sklep a J. Zelená puklina.

V předkládaném článku je nadto výčet jeskyní nově rozšířen o pět dalších objektů – Jeskyni Labských kameníků, J. Vodní království, Sklep 41, Větrná šachta a Chodba u bunkru. Tyto jeskyně dosud nebyly publikovány.

Dalším přínosem článku je též uvedení GPS souřadnic a morfometrických charakteristik (délka, hloubka) ke všem známým jeskyním (tedy nově popsaným i již dříve publikovaným). Tyto informace byly dosud v literatuře uváděny jen nahodile a obdobný přehledný souhrn dosud nebyl publikován.

V prostoru NPR Kaňon Labe je tak v současné době známo 63 jeskynních objektů. Je však více než pravděpodobné, že ani tento údaj není finální a do budoucna budou dále přibývat nové objevy.

Poděkování

Terénní průzkum byl realizován v rámci projektu „Implementace soustavy NATURA 2000 na územích v péči AOPK ČR a jejich monitoring“, který byl podpořen Evropským fondem pro regionální rozvoj v rámci Operačního programu Životní prostředí.

Příprava rukopisu byla podpořena z prostředků studentského grantového projektu v rámci specifického vysokoškolského výzkumu IGA UJEP „Paleontologický výzkum pseudokrasu severních Čech“.

Literatura

BALATKA B., KALVODA J. (1995): Vývoj údolí Labe v Děčínské vrchovině. *Sborník České geografické společnosti*, 100, 3: 173 – 192.

BÁRTA Z. (1988): Reste eines Braunbärenskeletts in der Wildschützenhöhle (LSG Labské pískovce) gefunden (Mammalia, Carnivora, Ursidae). *Faunistische Kurzmitteilungen. Faun. Abh. Mus. Tierkd.*, Dresden, 15: 200 str.

BECK R., HIBSCH J. (1895): *Erläuterungen zur geologischen Spezialkarte des Königreichs Sachsen. Section Grosser Winterberg - Tetschen*. Leipzig, 81 str.

BELLMANN M. (2010): *Der Höhlenführer. Höhlen der Sächsisch-Böhmischen Schweiz*. Heimatbuchverlag, Dresden, 368 str.

EBERT H. (1932): H.: Der variszische Untergrund Nordböhmens zwischen Erzgebirge und Jeschken. *Zeitschr. Deutsch. Geol. Ges.*, 84: 703–707.

GLÖCKNER P. (1995): *Fyzickogeografické a geologické poměry okresu Děčín*. Vlastivěda okresu děčínského, řada příroda. Nadace Vlastivěda okresu děčínského, Děčín, 191 str.

GRAHMANN R. (1933): Die Geschichte des Elbetales von Leitmeritz bis zu seinem Eintritt in das norddeutsche Flachland. *Mitteilungen des Vereins für Erdkunde zu Dresden*, 133–194.

HEINICKE D. (1979): *Kletterführer Elbsandsteingebirge - Böhmisches Schweiz*. Sportverlag Berlin, 448 str.

HOLEC M., KADORA T., HOLCOVÁ D. (2010): Pavouci zemních pastí vybraných pískovcových jeskyní Národní přírodní rezervace Kaňon Labe (Chráněná krajinná oblast Labské pískovce, Česká republika). *Studia Oecologica*, 4/4: 153–158.

HROMAS J., CHVÁTAL P., BÍLKOVÁ D., MLEJNEK R., VAŘILOVÁ Z. (2009): Krasová a pseudokrasová území severočeských hnědouhelných pánví s křídou a vulkanity. In: HROMAS, J. (ed.) a kol.: Jeskyně. In: MACKOVČIN P., SEDLÁČEK M. (eds.): *Chráněná území ČR, svazek XIV*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha, str. 270–276.

CHALOUPSKÝ J. (1973): The basement of the Cretaceous and the Permo-Carboniferous of northern Bohemia. *Geologische Rundschau*, 62, 2: 581–594.

CHAPMAN P. (1993): *Carst and Cave Life*. New Naturalist, 79, Harper-Collins, London, 219 str.

CHVÁTALOVÁ A. (2001): Morfostrukturní specifika labského kaňonu v úseku Střekov – státní hranice. *Miscellanea geographica*, 9: 55 – 62.

JUBERTHIE C., DECU V. (eds.) (1994): *Encyclopedia Biospeleologica. Tome I*. Société de Biospéologie, Moulis and București.

KALVODA J. (1980): *Výzkum stability skalních stěn podél silnice Děčín - Hřensko. Dílčí zpráva za rok 1980, 2. část*. MS Geofond Praha, 33 str. GF P034437.

KALVODA J., ZVELEBIL J. (1989): Vývoj skalních svahů a pseudokrasových jeskyní údolí Labe v Děčínské vrchovině. *Sborník „Symposium o krasu Sudetské soustavy“*, *Knihovna České speleologické společnosti*, 10: 112 – 126.

KLEIN V. (1967): Geologická mapa zakrytá, list M-33-41-A-d Hřensko, 1 : 25 000, Český geologický ústav, Praha. In: ČEJCHANOVÁ A., FIFERNA P. (ed.) (2003): *Interaktivní geologické mapy České republiky 1 : 25000 (DVD-ROM)*. Česká geologická služba, Praha.

KRUTSKÝ N., PECHAR T., RYBAŘÍK V., ŠPAČEK K. (1992): *Souhrnná zpráva předprojektové studie Kámen pro obnovu památek - Čechy, 29 91 2505. Surovina: stavební a dekorační kámen, stav ke dni: 30.9.1992*. MS – Geofond Praha, 8 str.

KRYL M. (2008): *Plán péče pro NPR Kaňon Labe na období 1.6.2010 – 31.12.2023*. Č.j. 55061/ENV/10-2172/620/10.

MALKOVSKÝ M. (1976): Saxonische Tektonik der Bohmischen Masse. *Geol. Rundschau*, 65, 1.: 127–143.

MALKOVSKÝ M. (1979): Tektogeneze platformního pokryvu Českého masívu. *Knihovna ÚÚG*, 53, Praha, 1–176.

MALKOVSKÝ M., BENEŠOVÁ Z., ČADEK J., HOLUB V., CHALOUPSKÝ J., JETEL J., MÜLLER V., MAŠÍN J., TÁSLER R. (1974): *Geologie české křídové pánve a jejího podloží*. ÚÚG v Akademii Praha, 264 str.

POKORNÝ R., VRABEC J. (2011): Osteologický průzkum vybraných jeskyní Ústeckého kraje v kontextu závěru posledního glaciálního cyklu. *Sborník Oblastního muzea v Mostě, řada přírodovědná*, 33:3–14.

PRAŽÁK J. (1970): Geologická mapa zakrytá, list M-33-41-B-c Růžová, 1 : 25 000, Český geologický ústav, Praha. In: ČEJCHANOVÁ A., FIFERNA P. (ed.) (2003): *Interaktivní geologické mapy České republiky 1 : 25000 (DVD-ROM)*. Česká geologická služba, Praha.

VALEČKA J. (1970): Geologická mapa zakrytá, list M-33-41-C-b Děčín, 1 : 25 000, Český geologický ústav, Praha. In: ČEJCHANOVÁ A., FIFERNA P. (ed.) (2003): *Interaktivní geologické mapy České republiky 1 : 25000 (DVD-ROM)*. Česká geologická služba, Praha.

VALEČKA J. (1994): Geologická mapa zakrytá, list 02-232 Arnoltice, 1 : 25 000, Český geologický ústav, Praha. In: ČEJCHANOVÁ A., FIFERNA P. (ed.) (2003): *Interaktivní geologické mapy České republiky 1 : 25000 (DVD-ROM)*. Česká geologická služba, Praha.

VESELÝ M. (2008): Kosterní nález medvěda hnědého v Pytlácké jeskyni u Labské stráně. *Děčínské vlastivědné zprávy*, 18/2: 69–78.

WINKELHÖFER R. H. (1997): *Durch Höhlen der Böhmischen Schweiz*. Verlag Der Höhlenforscher, Dresden, 154 str.

ZVELEBIL J. (1989): *Inženýrskogeologické aspekty vývoje skalních svahů v Děčínské vrchovině*. MS – kandidátská disertační práce, ÚÚG, Praha, 282 str.



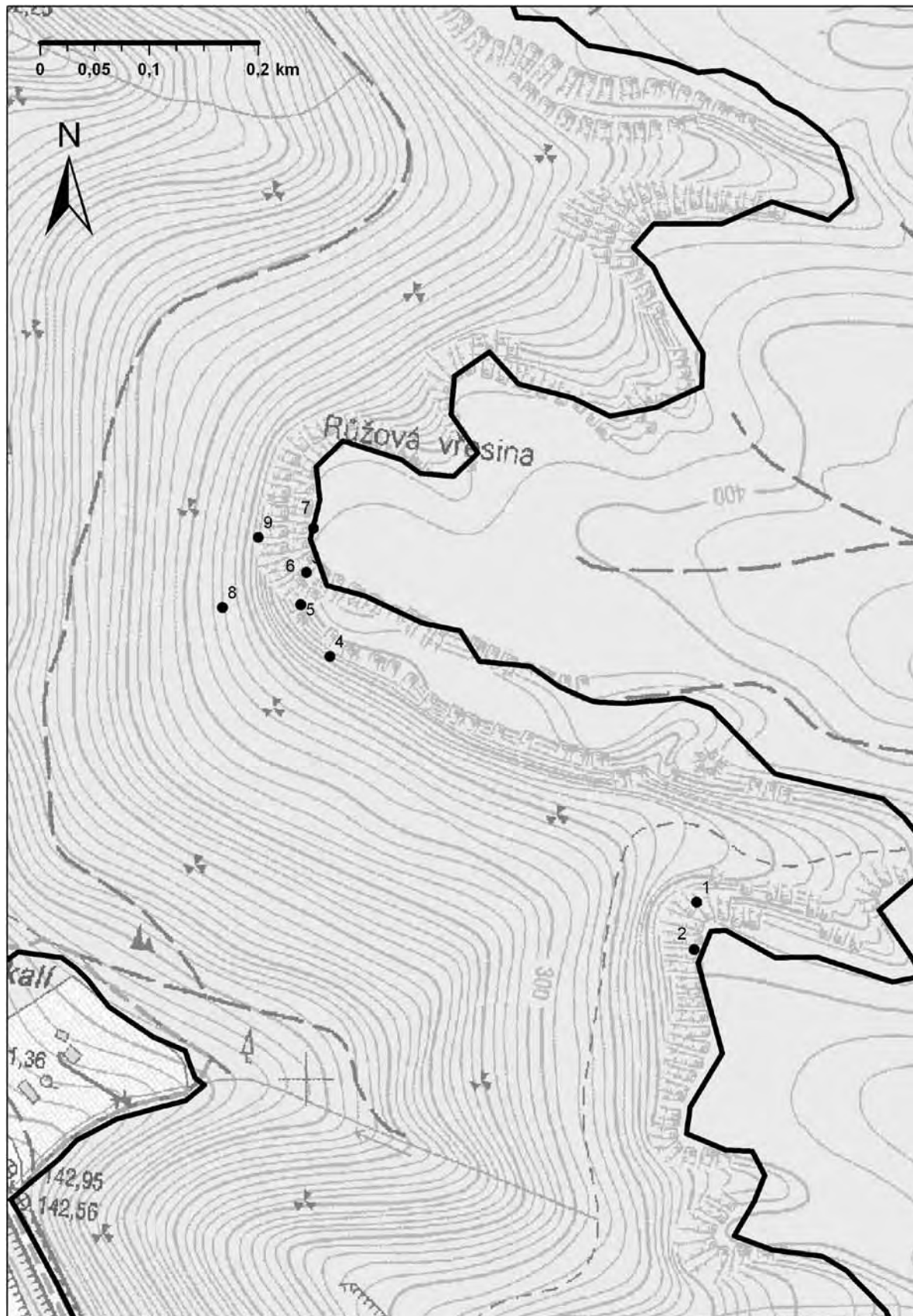
Obr. 1: Jeskyně v severní části NPR Kaňon Labe, ležící v okolí údolí Suché Kamenice. Čísla zákresů odpovídají výše uvedenému komentovanému seznamu



Obr. 2: Jeskyně v severní části NPR Kaňon Labe, ležící v blízkosti hotelu Belveder. Čísla zákresů odpovídají výše uvedenému komentovanému seznamu



Obr. 3: Jeskyně ve střední části NPR Kaňon Labe, ležící v okolí Suchého potoka. Čísla zákresů odpovídají výše uvedenému komentovanému seznamu



Obr. 4: Jeskyně ve střední části NPR Kaňon Labe, ležící v okolí plošiny Růžová vřesina. Čísla zákresů odpovídají výše uvedenému komentovanému seznamu

Zdroj mapového podkladu Obr. 1.-4.: <http://izgard.cenia.cz>

RELATÍVNA VITALITA DRUHOV BYLINNÉHO PODRASTU V MONOKULTÚRNYCH SMREČINÁCH PO APLIKÁCIÍ DREVNÉHO POPOLA

RELATIVE VITALITY OF HERB LAYER SPECIES IN SPRUCE MONOCULTURE AFTER WOOD ASH APPLICATION

Oľga KONTRIŠOVÁ¹, Hana OLLEROVÁ¹, Jaroslav KONTRIŠ², Andrea ZACHAROVÁ¹

¹ Technická univerzita vo Zvolene, Fakulta ekológie a environmentalistiky, Katedra environmentálneho inžinierstva, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika; kontrisova@tuzvo.sk, ollerova@tuzvo.sk, andrea.m.zacharova@gmail.com,

² Technická univerzita vo Zvolene, Lesnícka fakulta, Katedra fytológie, T. G. Masaryka 24, 960 53 Zvolen, Slovenská republika

Abstrakt

V príspevku spracovávame výsledky merania relatívnej vitality bylenného podrastu v smrekovej monokultúre asociácie *Oxali acetosellae* (culti) - *Piceetum excelsae* lesného celku Hriňová, v ktorom bol aplikovaný drewný popol.

Prostredníctvom odporu elektrického prúdu v pletivách asimilačných orgánov bola po dvojročnom pôsobení aplikovaného popola hodnotená relatívna vitalita rastlinných populácií. Na jarnú a jesennú aplikáciu drewného popola reagovali zvýšenou hodnotou relatívnej vitality semenné hemikryptofyty, *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, geohemikryptofyt *Oxalis acetosella*, nanofanerofyt *Rubus hirtus*, semenáčiky eu-fanerofytov *Sorbus aucuparia*, *Picea abies*. Populácie výtrusných papraďorastových hemikryptofytov *Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata*, bylenný plazivý chamaefyt *Veronica officinalis* a terofyt *Galeopsis tetrahit* reagovali na aplikáciu drewného popola znížením hodnoty relatívnej vitality v jarnom i jesennom období.

Analýzou variancie sme potvrdili, že rozdiely v relatívnej vitalite medzi hemikryptofytmi a fanerofytmi na plochách s aplikáciou popola sú štatisticky významné.

Kľúčové slová: drewný popol, relatívna vitalita, smreková monokultúra, byliny

Abstract

In a present work are shown measurements of relative vitality of herb layer in a spruce monoculture of association *Oxali acetosellae* (culti) - *Piceetum excelsae* in Forest Management Unit Hriňová, where wood ash had been applied.

After 2 years from woodash application, relative vitality of plant populations was studied through measurement of electric resistance of assimilation organs. After spring and autumn application of wood ash, the relative vitality of seed-bearing hemicryptophytes *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, geohemicryptophytes *Oxalis acetosella*, nanophanerophyte *Rubus hirtus* and seedlings of eu-phanerophytes *Sorbus aucuparia* and *Picea abies*. On the other hand, populations of fern hemicryptophytes *Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata*, trailer herb chamaephyte *Veronica officinalis* and therophyte *Galeopsis tetrahit* responded to the application of wood ash with lower relative vitality in spring and autumn.

On the basis of analysis of variance we can confirmed that the differences in relative vitality between hemicryptophytes and phanerophytes on the plots after wood ash application are statistically significant.

Key words: wood ash, relative vitality, spruce monocultures, herb layer

Úvod

Využívaním drewnej biomasy v energetike dochádza k produkcii odpadov – drewného popola, ktorý sa v prevažnej miere dostáva na skládky komunálneho odpadu, čo prináša výrobcom energie zvýšené výdavky na jeho zneškodnenie. Drewný popol je v zmysle Vyhlášky 284/2001 Ministerstva

životného prostredia SR zaradený do kategórie ostatné odpady, do skupiny odpadov č. 1001 – odpad z elektrární a iných spaľovacích zariadení; 1001 01 – popol, škvára a prach z kotlov (O). Nemá vlastnosti nebezpečného odpadu. Obsahuje množstvo živín (Oberberger et al., 1997), ktoré podľa viacerých literárnych údajov (Ludwig et al., 2002, Bundt et al., 2001, Jacobson, 2003, Tóthová, 2007, Kuokkanen, 2009 a ďalší) je možné využiť na hnojenie pôd v lesnom hospodárstve a ako médium na vápnenie pôd (Sahota, 2007, Lickacz, 2002) aj v poľnohospodárstve. Popol všeobecne znižuje aciditu pôdy, obsah výmenného hliníka, celkového uhlíka v humusovej vrstve, transfer dusíka a rozpuštného organického uhlíka, zvyšuje pôdnu respiráciu, podiel prístupného Ca a Mg, jednomocných a dvojmocných katiónov a tým aj výmennú pôdnu kapacitu.

V predložennom príspevku sme sústredili pozornosť na vplyv aplikovaného drevného popola na relatívnu vitalitu druhov bylinného podrastu na experimentálnych plochách v monokultúre smreka na území LZ Hriňová.

Na hodnotenie vitality druhov sa používajú rôzne vizuálne (v lesníckej praxi), prístrojové a experimentálne (laboratórne) metódy. Prístrojové hodnotenie vitality je objektívnou metódou, založenou na exaktne merateľných hodnotách, nezávislých od subjektu posudzovateľa. Vitalita nemá žiadnu mernú jednotku, preto je možné zisťovať len relatívnu vitalitu jedincov prostredníctvom rôznych prístrojov a nimi nameraných hodnôt. Ide o prístroje, ktoré sú technicky jednoduché, ekonomicky nenáročné a objektívne. Úspešné používanie elektronických prístrojov na meranie vitality drevín je známe od roku 1985 a s rozvojom techniky pokračoval aj vývoj používaných prístrojových metód, ktoré uvádzajú Jura et al. (1988, 1990), Čaboun (1994, 1998), Hlávka (2007), Vrábliková & Vráblik (1999), Kontrišová et al. (2009) a ďalší.

Vitalita rastlinných druhov predstavuje životaschopnosť organizmu, jedinca alebo celej populácie rastlín žiť a obnovovať život v určitých podmienkach prostredia. Ak podmienky prostredia nie sú v príslušnom optime, dochádza vo vývojovom cykle jednotlivých druhov k určitým zmenám. Fyziologická vitalita je prejavom procesu rastu, vývinu, rozmnožovania a zároveň tiež schopnosti reagovať na najrôznejšie vonkajšie podnety. Niektoré druhy veľmi rýchlo reagujú zmenou vitality hlavne v kontaminovanom prostredí.

Materiál a metódy

Vplyv aplikovaného drevného popola na relatívnu vitalitu druhov bylinného podrastu sme sledovali na monitorovacej ploche lokalizovanej v monokultúrnej, cca 40-ročnej smrečine ass. *Oxali acetosellae* (culti) - *Piceetum excelsae* (Kontriš et al., 2010). Z hľadiska základných lesohospodárskych charakteristík patrí vybraný porast do hospodárskeho súboru 45 HV 90, do skupiny lesných typov živné bučiny, lesný typ 4312 marinková typická bučina, ekologický rad B – živný, lesný celok Hriňová, dielec 138B.

Aplikácia drevného popola z teplárne v Hriňovej bola realizovaná v množstve 5 kg.m⁻² (ekv. CaCO₃ 20,53%, C_{ox} 3,48%, K 35 900, Mg 12 300, Ca 118 700, Fe 22600, P 7975, Mn 4 512, Zn 424, Cu 74, Cr 39,05, Pb 30,27, As 9,01, Cd 3,49, Mg 0,0102 mg.kg⁻¹) na monitorovacej ploche P1 na jar 23. apríla 2010 a na monitorovacej ploche P2 v jeseni 21. októbra 2010.

Na sledovanie vplyvu drevného popola na relatívnu vitalitu populácií druhov *Oxalis acetosella*, *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, *Rubus hirtus*, *Sorbus aucuparia*, *Picea abies* (semenáčky z prirodzeného náletu), *Galeopsis tetrahit*, *Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata* a *Veronica officinalis* sme použili nedeštruktívnu, elektrodiagnostickú metódu. Je to metóda, pri ktorej sme využili meraciu techniku - bioindikčné kliešte KSM-3, model 100 firmy ELASCO na Kolín - ČR, modifikované pre naše potreby s prepojeným káblom na digitálny multimeter napájaný 9V batériou. Prietok prúdu sme zaznamenávali hodnotou elektrického odporu v rozsahu 0-2000 kΩ a prepočítali na mA podľa vzorca:

$$RV = \frac{9}{\Omega} \cdot 10^{-3}$$

kde RV je relatívna vitalita, Ω nameraná hodnota el. odporu.

Merania sme urobili jednorazovo 3. 7. 2012 na plochách s jarnou a jesennou aplikáciou popola a na kontrolnej lokalite.

Ekologická terminológia a hodnotenie ekologickej konštitúcie rastlinných populácií bolo urobené podľa metód uvedených v prácach Jurka (1990), Ellenberga (1992) a Jeníka (1964). Botanická terminológia je uvádzaná podľa Marholda a Hindáka (1998).

Významnosť vplyvu drevného popola (skúmaný faktor) na relatívnu vitalitu sledovaných populácií druhov sme overili pomocou analýzy variancie, významnosť rozdielov medzi priemermi jednotlivých úrovní faktora sme testovali s použitím Duncanovho testu (Šmelko 1991).

Výsledky a diskusia

Výsledky meraní relatívnej vitality skúmaných populácií druhov (*Oxalis acetosella*, *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, *Rubus hirtus*, *Sorbus aucuparia*, *Picea abies*, *Galeopsis tetrahit*, *Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata* a *Veronica officinalis*) na trvalej výskumnej ploche P1 po jarnej, na P2 po jesennej aplikácii drevného popola a na kontrole (K – bez aplikácie popola) sú uvedené v tab. 1 a 2 a na obr. 1 a 2. V tab. 1 a na obr. 1 uvádzame skupinu druhov, ktoré vykazovali vyššie hodnoty relatívnej vitality oproti kontrole, v tab. 2 a na obr. 2 uvádzame druhy, u ktorých sme zaznamenali hodnoty nižšie, ako na kontrolnej ploche.

Z tabuliek 1 a 2 a z grafov 1 a 2 je zrejmé, že hodnoty relatívnej vitality (RV) jednotlivých druhov sú rozdielne. Súvisí to s ekologickou, ako aj genetickou konštitúciou jedincov vyskytujúcich sa na plochách. Všeobecne vyššie hodnoty oproti kontrole po aplikácii popola sme zaznamenali u *Oxalis acetosella*, *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, *Rubus hirtus*, *Sorbus aucuparia* a *Picea abies*. Priemerné hodnoty RV po jarnej aplikácii boli v rozmedzí 14,71 – 22,03 mA, čo predstavovalo zvýšenie nameraných hodnôt oproti kontrole o 5–55 %. Po jesennej aplikácii sa namerané hodnoty pohybovali v rozmedzí 13,98 – 20,94 mA a predstavovali hodnoty vyššie oproti kontrole o 5–74 %. Na kontrole vykazovali priemerné hodnoty 11,98 – 17,97 mA. Všeobecne vyššie hodnoty RV jedincov sme zaznamenali na plochách s aplikovaným popolom na jar. Z tabuliek a grafov je zřejmý rozdiel v relatívnej vitalite aj po porovnaní jarnej a jesennej aplikácie popola. Výrazne sa to prejavilo v populácii *Luzula pilosa*, kde sa po jesennej aplikácii jej hodnota RV zvýšila až o 74 % (8,96 mA) a po jarnej aplikácii o 40 % (4,77 mA).

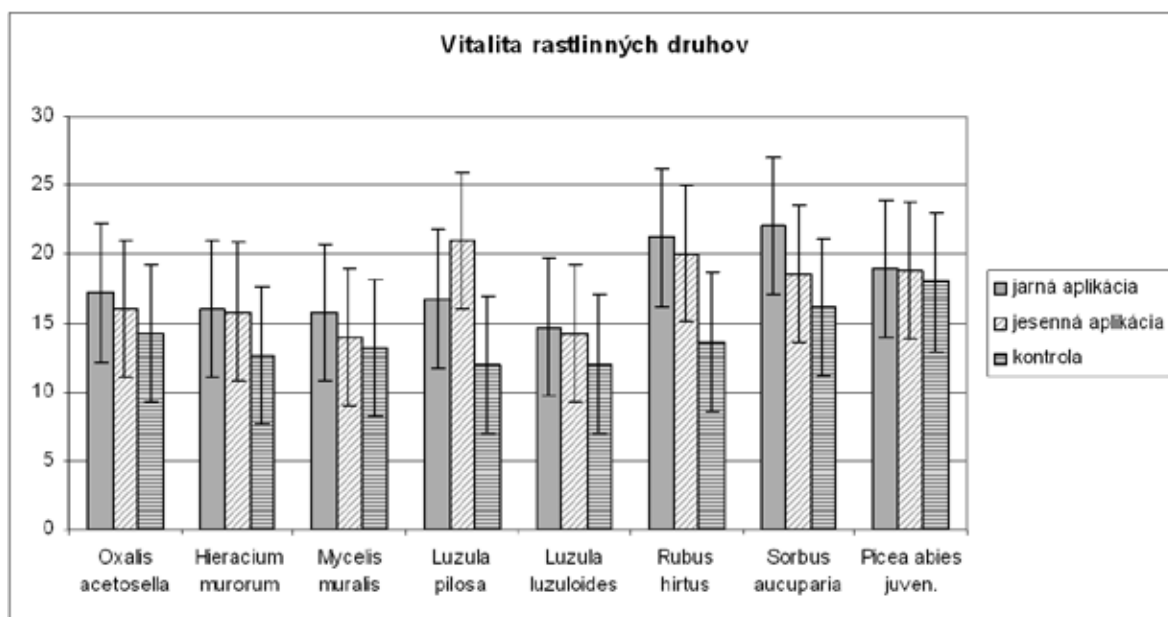
Tabuľka 1 Relatívna vitalita (mA) rastlinných populácií na trvalých monitorovacích plochách

TVP 1	Jarná aplikácia popola							
Názov druhu	<i>Oxalis</i>	<i>Hieracium</i>	<i>Mycelis</i>	<i>Luzula</i>	<i>Luzula</i>	<i>Rubus</i>	<i>Sorbus</i>	<i>Picea</i>
	<i>acetosella</i>	<i>murorum</i>	<i>muralis</i>	<i>pilosa</i>	<i>luzuloides</i>	<i>hirtus</i>	<i>aucuparia</i>	<i>abies</i>
n	20	10	11	10	8	11	10	10
x (mA)	17,17	16,03	15,71	16,75	14,71	21,2	22,03	18,94
median	13,42	15,4	13,21	12,31	13,015	20,88	18,88	16,61
max.	34,35	23,56	28,03	35,85	23,62	36,29	41,09	33,41
min.	9,3	9,27	9,37	9,07	9,37	10,46	12,11	10,53
smer. odch.	8,37	5,28	6,38	9,22	4,76	8,88	8,69	7,51
var. koef. %	48,73	32,91	40,61	55,04	32,35	41,88	39,49	39,66
TVP 2	Jesenná aplikácia popola							
n	10	10	10	10	10	10	10	10
x (mA)	15,98	15,79	13,98	20,94	14,26	20,00	18,57	18,87
median	14,44	14,935	11,56	21,66	14,11	18,83	18,12	17,99
max.	24	23,62	26,08	37,81	22,33	31,57	38,13	28,3
min.	9,22	9,11	9,03	9,92	9,12	9,26	9,05	9,61
smer. odch.	5,47	4,07	6,02	11,48	4,09	8,67	8,28	6,15
var. koef. %	34,29	25,77	43,06	54,87	28,68	43,35	44,58	32,59

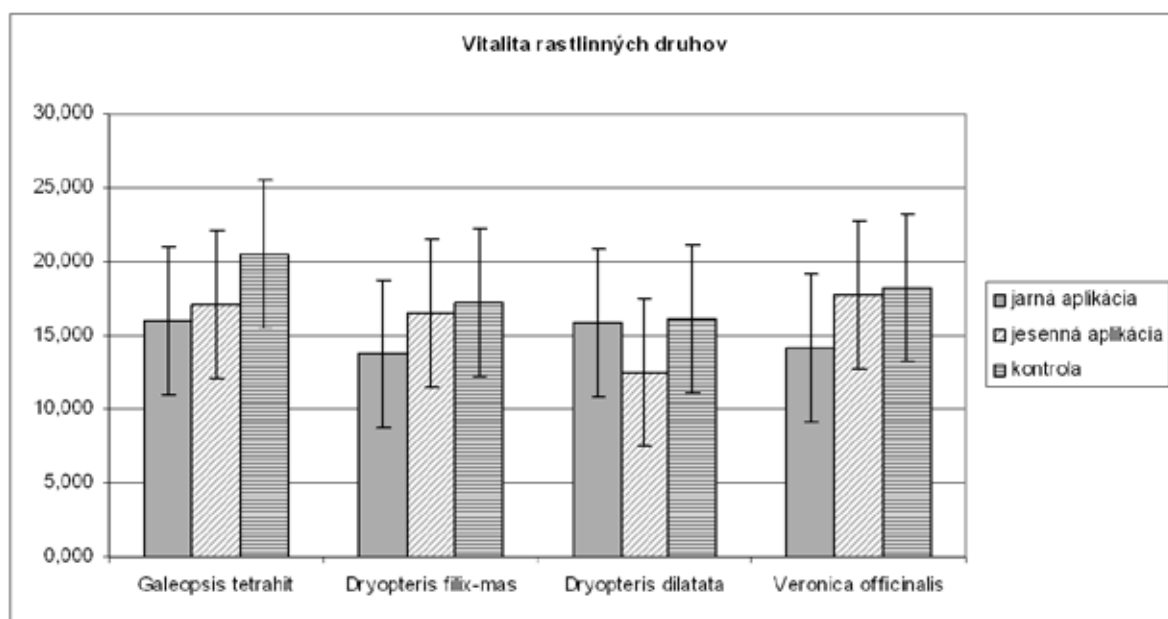
TVP K	Kontrola							
n	10	6	10	10	10	10	10	10
x (mA)	14,23	12,65	13,17	11,98	12,03	13,65	16,11	17,97
median	11,18	11,17	10,31	10,84	11,38	12,49	15,19	13,95
max.	27,52	22,11	27,1	24,19	15,7	21,79	35,01	46,39
min.	9,41	9,51	9	9,03	9,07	9,09	9,7	9,37
smer. odch.	6,85	4,77	5,79	4,44	2,62	3,95	7,76	10,91
var. koef. %	48,13	37,7	43,96	37,06	21,77	28,93	48,16	65,03

Tabuľka 2 Relatívna vitalita (mA) rastlinných populácií na trvalých monitorovacích plochách

TVP 1	Jarná aplikácia popola			
Názov druhu	<i>Galeopsis</i>	<i>Dryopteris</i>	<i>Dryopteris</i>	<i>Veronica</i>
	<i>tetrahit</i>	<i>felix-mas</i>	<i>dilatata</i>	<i>officinalis</i>
n	10	9	10	10
x (mA)	16,01	13,77	15,84	14,17
median	11,75	10,81	14,39	11,89
max.	45,68	33,83	23,31	26,01
min.	9,06	9,13	9,65	9,3
smer.odch.	11,17	7,94	5,62	5,19
var. koef. %	69,78	57,71	35,49	36,66
TVP 2	Jesenná aplikácia popola			
n	9	10	10	11
x (mA)	17,48	16,56	12,47	17,49
median	16,57	16,235	12,015	12,51
max.	28,12	24	18,55	33,68
min.	9,01	10,88	9,2	9,04
smer.odch.	6,95	4,69	3,18	10,23
var. koef. %	39,77	28,36	25,51	58,51
TVP K	Kontrola			
n	2	10	9	10
x (mA)	20,56	17,31	16,18	18,22
median	20,56	12,39	16,69	15,7
max.	25,13	43,68	33,7	35,57
min.	15,98	9,16	9,07	10,63
smer.odch.	6,47	10,53	7,52	9,01
var. koef. %	31,48	60,87	46,46	49,45



Obr. 1 Priemerné hodnoty relatívnej vitality (mA) a rozpätie variability skúmaných druhov (*Oxalis acetosella*, *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, *Rubus hirtus*, *Sorbus aucuparia*, *Picea abies*) na monitorovacích plochách



Obr. 2 Priemerné hodnoty relatívnej vitality (mA) a rozpätie variability skúmaných druhov (*Galeopsis tetrahit*, *Dryopteris filix- mas*, *D. dilatata* a *Veronica officinalis*) na monitorovacích plochách

Nižšie hodnoty RV oproti kontrole vykazovali druhy *Galeopsis tetrahit*, *Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata* a *Veronica officinalis*. Rozpätie variability priemerných hodnôt predstavovalo 13,77–16,01 mA. Po jarnej aplikácii bola hodnota nižšia o 2–28 % po jesennej aplikácii o 4–29 %.

V neovplyvnenom prostredí kontrolnej trvalej výskumnej plochy (TVPK) mali najnižšiu hodnotu RV oligotrofné trstnaté hemikryptofyty *Luzula pilosa* (11,98 mA) a *Luzula luzuloides* (12,03 mA). Najvyššie hodnoty RV mali semenáčky makrofanerofytov *Picea abies* (17,97 mA) a *Sorbus aucuparia* (16,11 mA), eutrofné hemikryptofytne papraďorasty *Dryopteris dilatata* (16,18 mA), *Dryopteris filix mas* (17,31 mA), oligotrofný bylenný plazivý chamaefyt *Veronica officinalis* (18,22 mA) a eutrofný euterofyt *Galeopsis tetrahit* (20,56 mA). Širokolistové a ružicové hemikryptofyty *Mycelis muralis*, *Hieracium murorum*, nanofanerofyt *Rubus hirtus* a geohemikryptofyt *Oxalis acetosella* patria do skupiny druhov so strednými hodnotami RV (12,65–14,23 mA).

RV po jarnej aplikácii dreveného popola bola u bylinného hemikryptofytu *Luzula luzuloides* 14,71 mA a u geohemikryptofytu *Oxalis acetosella* 17,17 mA. Vyššiu hodnotu RV ako bylinné hemikryptofyty majú eufanerofyty *Picea abies* (18,94 mA), *Sorbus aucuparia* (22,03 mA) a nanofanerofyt *Rubus hirtus* (21,20 mA). V porovnaní s rastlinnými populáciami z TVPK sa hodnota RV najviac líšila v populácii *Rubus hirtus* o 7,55 mA (55 %) a u *Sorbus aucuparia* o 5,92 mA (36 %). Z bylinných hemikryptofytov sa najviac zvýšili hodnoty RV v populácii trsnatého hemikryptofytu *Luzula pilosa* o 4,85 mA (39 %) a ružicového hemikryptofytu *Hieracium murorum* o 3,38 mA (26 %). Najmenej sa zvýšila RV v populácii bylinno-listnatého hemikryptofytu *Mycelis muralis* o 2,54 mA (19 %). *Luzula luzuloides*, ako druh s najmenej zvýšenou hodnotou RV (14,71 mA) má oproti TVPK vyššiu RV o 2,69 mA (22 %) a geohemikryptofyt *Oxalis acetosella* o 2,9 mA (21 %). V populácii semenáčikov smreka sa hodnota RV zvýšila najmenej, t.j. iba o 0,97 mA (5 %).

Jesenná aplikácia popola mala pozitívny vplyv na RV tých istých populácií, u ktorých sa po jeho jarnej aplikácii zvýšila hodnota RV. Najvyššia variabilita v zvyšovaní hodnôt RV bola v populáciách semených hemikryptofytov. V populácii *Mycelis muralis* sa oproti kontrole zvýšila hodnota RV o 0,81 mA (6 %), *Luzula pilosa* o 8,96 mA (74 %), *Luzula luzuloides* o 2,23 mA (18 %) a *Hieracium murorum* o 3,14 mA (24 %). V populáciách fanerofytov sa v porovnaní s kontrolou najmenej zvýšila hodnota RV o 0,9 mA (5 %) v populácii semenáčikov *Picea abies* a najviac o 2,46 mA (15 %) v populácii semenáčikov *Sorbus aucuparia*. Nanofanerofyt *Rubus hirtus* mal hodnotu RV vyššiu o 6,35 mA (46 %) a geohemikryptofyt *Oxalis acetosella* o 1,75 mA (12 %).

Hemikryptofyty papraďorastových populácií, bylinný chamaefyt a terofyt reagovali na jesennú aplikáciu popola podobne ako na jarnú, t.j. znížením hodnoty RV. Hodnota RV sa oproti kontrole znížila o 3,71 mA (29 %) v populácii *Dryopteris dilatata* a *Galeopsis tetrahit* o 3,08 mA (17 %). V populácii *Dryopteris filix-mas* bola hodnota RV v porovnaní s kontrolou nižšia o 0,75 mA (4 %) a *Veronica officinalis* o 0,73 mA (4 %).

Inhibícia chemických látok z popola do pôdy bola pri jesennej aplikácii o jedno vegetačné obdobie kratšia. To sa prejavilo v tom, že hodnoty RV boli oproti jarnej aplikácii nižšie pri druhoch s pozitívnym vplyvom popola na RV o 0,07 mA (0,3 %) u *Picea abies*, až o 3,46 mA (18 %) u *Sorbus aucuparia*. Výnimkou je *Luzula pilosa*, u ktorej bola oproti jarnej aplikácii popola hodnota RV vyššia o 4,19 mA (25 %). Malé rozdiely medzi jarnou a jesennou aplikáciou boli zistené vo všetkých formách semených hemikryptofytov (*Luzula luzuloides* o 0,45 mA (3 %), *Oxalis acetosella* o 1,2 mA (7 %), *Mycelis muralis* o 1,73 mA (12 %).

V populáciách papraďorastových hemikryptofytov, bylinného chamaefytu *Veronica officinalis* a terofytu *Galeopsis tetrahit* gradovalo znižovanie hodnoty RV v rozmedzí 13,77 mA (*Dryopteris filix mas*) až 16,01 mA (*Galeopsis tetrahit*). Bylinný chamaefyt *Veronica officinalis* mala hodnotu RV 14,17 mA a *Dryopteris dilatata* 15,84 mA. Po jarnej aplikácii popola sa oproti kontrole najvýraznejšie znížila hodnota RV v populáciách *Dryopteris filix mas* o 3,54 mA (25 %), *Veronica officinalis* o 4,05 mA (28 %) a *Galeopsis tetrahit* o 4,55 mA (28 %). V populácii *Dryopteris dilatata* sa hodnota RV po jarnej aplikácii popola znížila iba o 0,34 mA (2 %).

Z rastlinných populácií, u ktorých popol po jarnej aplikácii pôsobil negatívne na RV, bola hodnota RV po jesennej aplikácii nižšia v populácii *Dryopteris dilatata* o 3,37 mA (27 %). V ostatných populáciách tejto skupiny rastlín je RV po jesennej aplikácii popola oproti jarnej vyššia u *Dryopteris filix-mas* o 2,79 mA (20 %), *Veronica officinalis* o 3,32 mA (23 %) a *Galeopsis speciosa* o 1,47 mA (9 %).

V prirodzených podmienkach kontrolnej monitorovacej plochy mali populácie bylinných hemikryptofytov a geofytov najnižšiu priemernú hodnotu RV (12,8 mA), dreviny mali priemernú hodnotu RV oproti nim vyššiu o 3,0 mA. Populácie rastlín, u ktorých sa popol negatívne prejavil na hodnote RV, majú oproti bylinám v prirodzených podmienkach vyššiu priemernú hodnotu RV o 5,26 mA (43 %) a oproti fanerofytom o 2,26 mA (14 %). Po jesennej a jarnej aplikácii popola mali najvyššiu priemernú hodnotu RV fanerofyty 17,7 mA. Byliny majú oproti nim nižšiu priemernú hodnotu RV o 1,62 mA (9 %). Skupina druhov, u ktorých sa aplikácia popola prejavila znížením hodnoty RV, majú RV oproti fanerofytom nižšiu o 2,8 mA (15 %). Po jesennej aplikácii popola mali dreviny priemernú hodnotu RV 19,7 mA, čo je oproti bylinným hemikryptofytom viac o 2,8 mA (14 %) a oproti papraďorastom vrátane bylinného chamaefytu a terofytu o 3,7 mA (18 %). Priemerné hodnoty hemikryptofytov (12,8 mA) boli po jarnej aplikácii vyššie o 3,72 mA (18 %) a po jesennej aplikácii o 4,1 mA (20 %). Dreviny majú po jarnej aplikácii oproti kontrole (18,06 mA) vyššie hodnoty o 1,9 mA (10 %) a po jesennej aplikácii viac o 3,9 mA (21 %). Papraďorasty, chamaefyty a terofyty majú oproti kontrole po jarnej aplikácii popola nižšiu priemernú relatívnu vitalitu o 3,16 mA (17 %) a po jesennej aplikácii o 2,06 mA (11 %). V prirodzených podmienkach smeruje gradient zvyšovania RV od hemikryptofytov

(12,8 mA) cez dreviny (15,8 mA) k papraďorastom (18,06 mA). Po jarnej aplikácii je gradient opačný, najnižšiu hodnotu RV majú papraďorasty vrátane chmaefytu a terotyty (16,0 mA), hemikryptofyty (16,9 mA) a najväčšiu dreviny (17,7 mA).

Populácie semenných hemikryptofytov zo zvýšenou RV patria podľa ekologickej konštitúcie do kategórie sciofytných rastlín s relatívnym svetelným požitkom od 1 do 10 %. Táto skupina rastlinných populácií okrem *Mycelis muralis* je k teplote prostredia indiferentná. Ťažiskom ich rozšírenia je oceánická až suboceánická oblasť. Pôdy, na ktorých sú rozšírené, sú čerstvo vlhké až vlhké s kyslou až stredne kyslou pôdnou reakciou. Populácie tejto skupiny indikujú pôdy stredne bohaté, len *Oxalis acetosella* indikuje pôdy humózne. Stromové a krovinné fanerofyty patria do kategórie hemiscio- až hemiheliofytov s relatívnym svetelným požitkom 20–30 %. Vyskytujú sa prevažne v chladných až mierne teplých polohách suboceánickej a subkontinentálnej oblasti na mierne vlhkých pôdach. Druhy tejto kategórie ekoelementov sú indiferentné k pôdnej reakcii i k obsahu živín v pôde. Populácie so zníženou RV patria podľa morfoelementov k sciofytom (*Veronica officinalis*) až hemiheliofytom (*Galeopsis tetrahit*) s relatívnym svetelným požitkom 5–30 %. Voči teplote prostredia sú indiferentné, vyskytujú sa v oceánickej a suboceánickej oblasti na stredne vlhkých až vlhkých, kyslých až stredne kyslých, na živiny spravidla bohatých pôdach. Iba *Veronica officinalis* je indikátorom pôd chudobných na živiny.

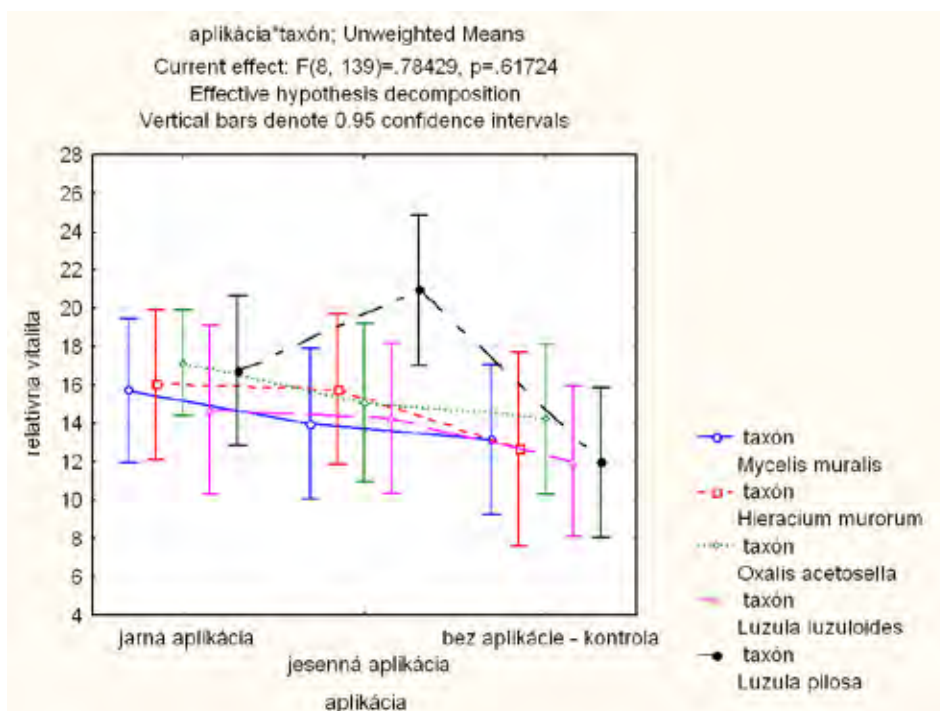
Anatomický typ stavby listov je u väčšiny rastlinných populácií so zvýšenou i so zníženou vitalitou mezotrofný. Len populácia *Oxalis acetosella* má prechodný typ mezohydromorfný. Zo štrukturálnych znakov rastlinných populácií má na diferenciáciu RV najvýhodnejší vplyv trvácnosť listov. V populáciách rastlín so zvýšenými hodnotami RV prevládajú druhy, ktoré majú časť listovej hmoty zelenú počas celej zimy (75 %), druhy so zelenými listami v letnom období majú v tejto skupine len 25% zastúpenie. Pomer týchto druhov je v populáciách rastlín so zníženou RV opačný. Druhy s listami v lete zelenými majú 75% podiel a druhy s listami vytrvalými aj v zime 25% podiel.

Analýza spektra morfoelementov poukazuje na to, že na diferencovanej reakcii rastlinných populácií sa podieľa pozícia, spôsob a ochrana obnovovacích orgánov pred nepriaznivými životnými podmienkami tak v rámci druhov, ktorých RV sa zvýšila, ako aj u druhov so zníženou vitalitou. V populáciách rastlín so zvýšenou RV sa vyskytujú druhy hemikryptofytne (trstnaté), u ktorých sú meristematické pletivá chránené pred nepriaznivými podmienkami živými, alebo odumretými listovými pošvami, listami, resp. stebkami (sitiny), ružicou listov (*Hieracium murorum*), byl'ovými listami (*Mycelis muralis*), opadankou a pôdou (*Oxalis acetosella*), alebo šupinami a pokožkovými pletivami (dreviny).

V skupine druhov so zníženou RV sú papraďorastové hemikryptofyty, ktoré majú meristematické pletivá chránené šupinami a odumretými sporotrofofilmi, plazivý bylinný chamaefyt (*Veronica officinalis*) s vytrvalou poliehavou zakoreňujúcou bylou nesúcou obnovovacie púčiky a jednoročné terofyty, u ktorých sú meristematické pletivá chránené morfológicko-anatomickými štruktúrami zrna a spór (*Galeopsis tetrahit*). Morfoelementy sa výraznejšie prejavujú na gradiente priemerných hodnôt RV. V prirodzených podmienkach majú najvyššiu priemernú RV druhy papraďorastových hemikryptofytov, bylinných chamaefytov a terofytov (18,06 mA). Fanerofyty majú 15,8 mA, najmenšie hodnoty RV majú bylinné hemikryptofyty (12,8 mA). Po jarnej a jesennej aplikácii majú najvyššiu RV fanerofyty (17,7 mA – jar, 19,7 mA – jeseň), bylinné hemikryptofyty mali na jar a na jeseň takmer rovnakú hodnotu RV (16,07 mA; 16,9 mA). Najnižšiu hodnotu RV mali papraďorasty, *Veronica officinalis* a *Galeopsis tetrahit* (16,0 mA).

Z ekologického spektra sa na diferenciácii RV prejavuje vzťah taxónov k parametru svetelného požitku, k teplote prostredia, čiastočne ku kontinentalite, pôdnej reakcii a k živinám. Svetelné pomery sa výrazne prejavujú v rámci druhov, ktoré majú po aplikácii popola vyššiu RV. Podľa priemerného ekočísła 2,5 patria hemikryptofyty tejto skupiny k sciofytom a fanerofyty s priemerným ekočísлом 6,0 k hemisciofytom až hemiheliofytom. Skupina druhov so zníženou RV sa od tejto skupiny odlišuje tým, že sa v nej nevyskytujú sciofyt. Podobne sa na diferenciácii týchto skupín prejavuje vzťah taxónov k teplote a ku kontinentalite. Hemikryptofyty sú hemitermofilné (ekočíslo 5), oceánické (ekočíslo 2,5). Fanerofyty sú viac-menej sciofytné (ekočíslo 3,5) a intermediárne (ekočíslo 5). Všetky druhy so zníženou RV sú k faktoru teplo indiferentné a suboceánické (ekočíslo 3). Vzťah k pôdnej vlhkosti je v oboch skupinách približne rovnaký. Druhy so zvýšenou RV osídľujú pôdy kyslejšieho charakteru (ekočíslo 5) a druhy so zníženou RV pôdy mierne kyslé (ekočíslo 5). Vzťah k živinám je pri oboch skupinách relatívne rovnaký (ekočíslo 4,2; 5,3).

Významnosť vplyvu aplikácie popola na relatívnu vitalitu druhov sme overovali pomocou analýzy variancie (tab. 3–6, obr. 3–6)

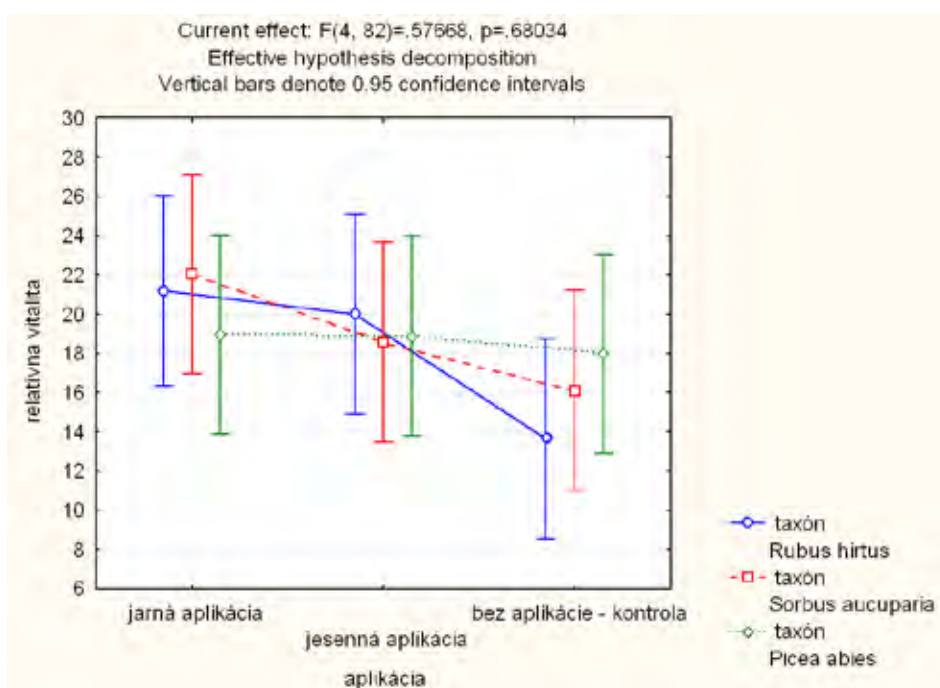


Obr. 3 Porovnanie relatívnej vitality (mA) hemikryptofytov v závislosti od obdobia aplikácie popola

Tabuľka 3 Výsledky analýzy variancie pre hodnotenie významnosti rozdielov v relatívnej vitalite u hemikryptofytov v závislosti od aplikácie popola

	suma štvorcov	stupne voľnosti	rozptyl	F-hodnota	p
vnútorná	32650.32	1	32650.32	832.7856	0.000000
aplikácia popola	322.28	2	161.14	4.1101	0.018442
taxón	146.77	4	36.69	0.9359	0.445172
aplikácia popola*taxón	245.99	8	30.75	0.7843	0.617237
reziduálna	5449.66	139	39.21		

$F_{0,05} = 2,03$, $F_{0,01} = 2,69$

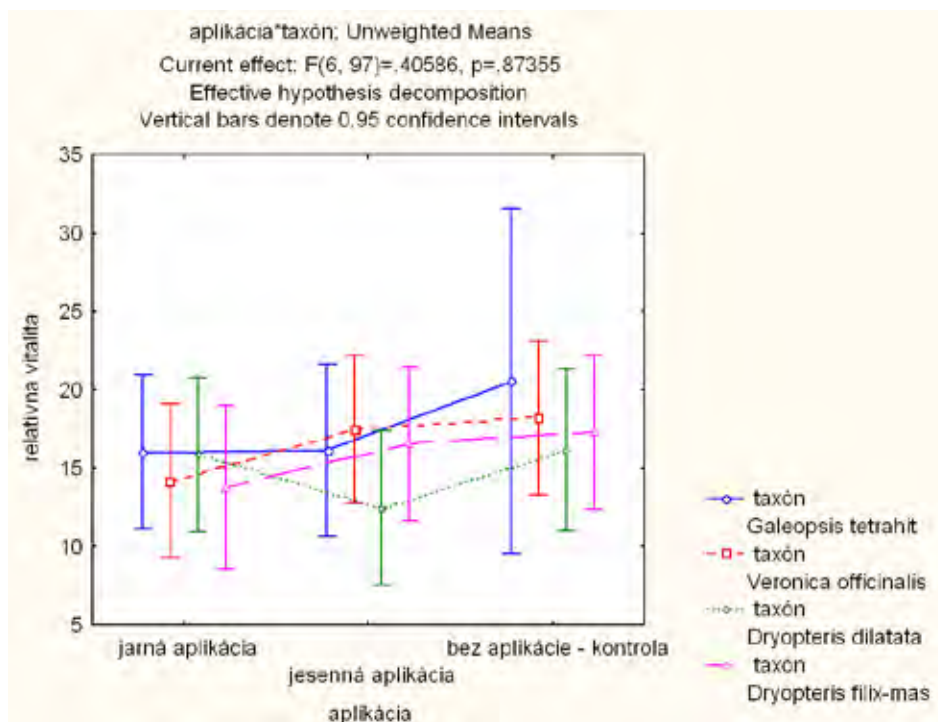


Obr. 4 Porovnanie relatívnej vitality (mA) fanerofytov v závislosti od obdobia aplikácie popola

Tabuľka 4 Výsledky analýzy variancie pre hodnotenie významnosti rozdielov v relatívnej vitalite u fanerofytov v závislosti od aplikácie popola

	suma štvorcov	stupne voľnosti	rozptyl	F-hodnota	p
vnútorná	31433.45	1	31433.45	480.4453	0.000000
aplikácia popola	365.92	2	182.96	2.7965	0.066855
taxón	5.84	2	2.92	0.0446	0.956402
aplikácia popola*taxón	150.92	4	37.73	0.5767	0.680337
reziduálna	5364.90	82	65.43		

$F_{0,05} = 2,46$, $F_{0,01} = 3,51$



Obr. 5 Porovnanie relatívnej vitality (mA) u zmiešanej skupiny morfoelementov v závislosti od obdobia aplikácie popola

Tabuľka 5 Výsledky analýzy variancie pre hodnotenie významnosti rozdielov v relatívnej vitalite u zmiešanej skupiny morfoelementov v závislosti od aplikácie popola

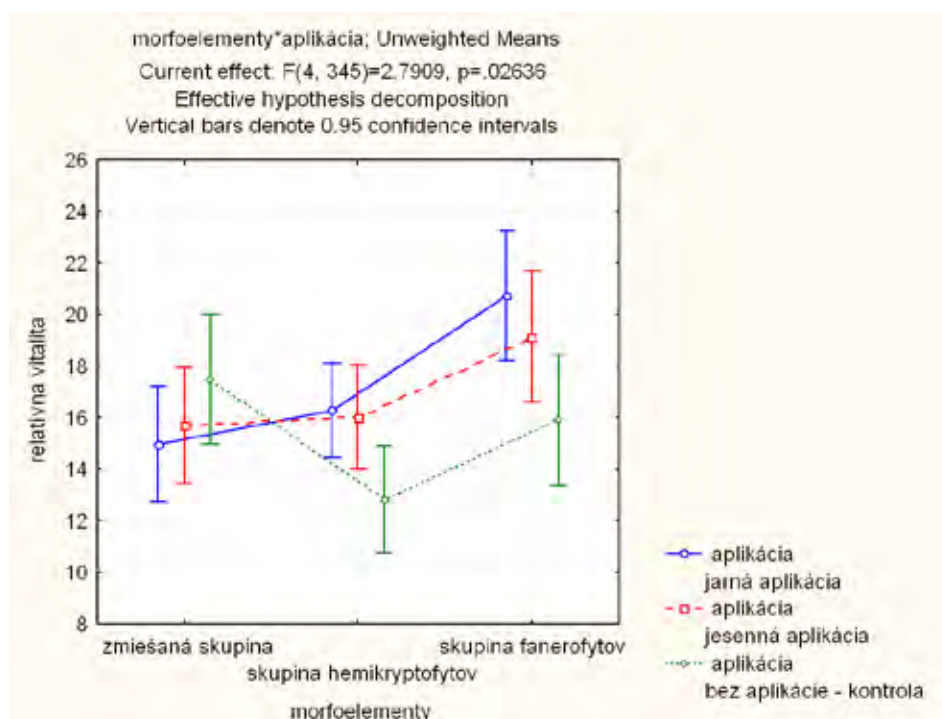
	suma štvorcov	stupne voľnosti	rozptyl	F-hodnota	p
vnútorná	23143.33	1	23143.33	375.7193	0.000000
aplikácia popola	129.82	2	64.91	1.0537	0.352584
taxón	82.99	3	27.66	0.4491	0.718505
aplikácia popola*taxón	150.00	6	25.00	0.4059	0.873554
reziduálna	5974.95	97	61.60		

$F_{0,05} = 2,19$, $F_{0,01} = 2,99$

Na základe získaných výsledkov v analýze variancie môžeme konštatovať, že rozdiely medzi priemerými hodnotami relatívnej vitality druhov v závislosti od aplikácie popola nie sú štatisticky významné. Rozdiely medzi jednotlivými plochami sú malé, intervaly spoľahlivosti sa prekrývajú a aplikácia popola neovplyvnila štatisticky významne vitalitu väčšiny druhov v porovnaní s kontrolnou plochou (obr. 3–5, tab. 3–5).

Výnimky spomedzi 12 druhov tvoria 2 druhy - *Luzula pilosa* a *Rubus hirtus*. Štatisticky významný rozdiel v hodnotách relatívnej vitality je u *Luzula pilosa* len medzi plochou s jesennou aplikáciou popola a kontrolnou plochou (obr. 3). Hodnota relatívnej vitality na ploche s jesennou aplikáciou popola je 20,94 a na kontrolnej ploche 11,98. U *Rubus hirtus* je štatistický významný rozdiel

v hodnotách relatívnej vitality medzi plochou s jarnou aplikáciou – 21,20 a kontrolnou plochou – 13,65 (obr. 4).



Obr. 6 Relatívna vitalita (mA) bylinného poschodia v závislosti od aplikácie popola a morfoelementov

(hemikryptofyty: *Mycelis muralis*, *Hieracium murorum*, *Oxalis acetosella*, *Luzula luzuloides*, *Luzula pilosa*, fanerofyty: *Picea abies*, *Rubus hirtus*, *Sorbus aucuparia*, zmiešaná skupina: papraďorasty - *Dryopteris dilatata*, *D. filix-mas*, terofyt - *Galeopsis tetrahit*, *chamaefyt* - *Veronica officinalis*)

Tabuľka 6 Hodnotenie vplyvu drevného popola a morfoelementov rastlinných populácií na relatívnu vitalitu druhov bylinného poschodia

	suma štvorcov	stupne voľnosti	rozptyl	F-hodnota	p
vnútorná	92035.95	1	92035.95	1806.947	0.000000
morfoelement	724.11	2	362.06	7.108	0.000944
aplikácia popola	226.73	2	113.37	2.226	0.109538
morfoelement * aplikácia popola	568.62	4	142.15	2.791	0.026356
reziduálna	17572.41	345	50.93		

$F_{0,05} = 2,39$, $F_{0,01} = 3,36$

Analýzou variancie sme testovali vplyv drevného popola a súčasne morfoelementov rastlinných populácií na relatívnu vitalitu (obr. 6). Z obr. 6 vyplýva, že najvyššia vitalita bola zaznamenaná u fanerofytov (*Picea abies*, *Rubus hirtus* a *Sorbus aucuparia*) po jarnej aplikácii drevného popola – 20,74. Rozdiel medzi priemernými hodnotami hemikryptofytov a fanerofytov po jarnej aj jesennej aplikácii je štatisticky významný. Priemerná hodnota relatívnej vitality hemikryptofytov po jarnej aplikácii je 16,30, po jesennej 16,03, fanerofytov po jarnej aplikácii 20,74 a po jesennej 19,15. Hodnoty relatívnej vitality na kontrolnej ploche bez aplikácie drevného popola sú u skupiny hemikryptofytov i fanerofytov nižšie (12,83; 15,91). Môžeme preto konštatovať, že aplikácia popola pozitívne vplyva na relatívnu vitalitu. U skupiny druhov (*Dryopteris dilatata*, *D. filix-mas*, *Galeopsis tetrahit* a *Veronica officinalis*) s označením zmiešané je situácia opačná. Najnižšie hodnoty relatívna vitalita dosiahla na ploche s jarnou aplikáciou (14,98) a najvyššie na kontrolnej ploche (17,48). Rozdiel medzi týmito dvomi plochami je štatisticky významný na 5% hladine.

Súhrn

Aplikácia dreveného popola z teplárne Hriňová bola realizovaná na monitorovacích plochách v smrekovej 40-50-ročnej monokultúre asociácie *Oxali acetosellae* (culti) - *Piceetum excelsae* lesného celku Hriňová, dielec 138 B. Prostredníctvom odporu elektrického prúdu v pletivách asimilačných orgánov bola hodnotená relatívna vitalita rastlinných populácií. Na jarnú a jesennú aplikáciu dreveného popola reagovali zvýšenou hodnotou relatívnej vitality semenné hemikryptofyty, *Hieracium murorum*, *Mycelis muralis*, *Luzula pilosa*, *L. luzuloides*, geohemikryptofyt *Oxalis acetosella*, nanofanerofyt *Rubus hirtus*, semenáčky eu-fanerofytov *Sorbus aucuparia*, *Picea abies*. Populácie výtrusných papradňorastových hemikryptofytov *Dryopteris filix-mas*, *D. dilatata*, bylenný plazivý chamaefyt *Veronica officinalis* a terofyt *Galeopsis tetrahit* reagovali na aplikáciu dreveného popola znížením hodnoty relatívnej vitality v jarnom i jesennom období. Okrem spôsobu ochrany meristematických pletív a rastových púčikov sa medzi týmito dvomi skupinami vyskytli rozdiely v trvácnosti listov, v priemerných hodnotách ekočísel ekologického faktora svetlo, teplo, v kontinentalite a čiastočne aj pôdnej reakcii a zásobe živín. Analýzou variancie sme potvrdili, že rozdiely v relatívnej vitalite medzi hemikryptofytmi a fanerofytmi a medzi fanerofytmi a zmiešanou skupinou morfoelementov na plochách s aplikáciou popola sú štatisticky významné. Štatistická významnosť sa potvrdila aj na kontrolnej ploche medzi hemikryptofytmi a zmiešanou skupinou morfoelementov.

PodĎakovanie

Práca je súčasťou riešenia projektu „Využitie dreveného popola v lesnom hospodárstve“, na základe podpory Operačného programu Výskum a vývoj financovaného z Európskeho fondu regionálneho rozvoja zmluvou č. 26220220016 a projektu VEGA 1/1275/12.

Zoznam literatúry

BUNDT, M., ZIMMERMANN, S., BLASER, P., HAGEDORN, F., 2001: Sorption of metals in preferential flow paths and soil matrix after the addition of wood ash. In: *European Journal of Soil Science*, 52, 3: 423–431.

ČABOUN, V., 1994: Sledovanie relatívnej vitality drevín elektrickou odporovou metódou. *Acta Facultatis Ecologiae (Zvolen)*, 1, s. 53–75.

ČABOUN, V., 1998: Elektrický odpor kambiálneho pletiva a biopole vzorníkov drevín v imisnej oblasti Jelšava – Lubeník. *Vedecké práce Lesníckeho výskumného ústavu vo Zvolene* 42, s. 3–16.

ELLENBERG, H., 1992: Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18. Göttingen, s. 1–258.

HLÁVKA, M., 2007: Studium metod environmentálnych analýz v antropogenně postihenej krajine. Dizertační práce. FEE TU vo Zvolene, 122 s.

JACOBSON, S., 2003: Addition of stabilized wood ashes to Swedish coniferous stands on mineral soils-effects on stem growth and needle nutrient concentrations. *Silva Fennica* 37:437–450.

JENÍK, J., 1964: Geobotanika. SPN Praha, 235 s.

JURA, S., 1988: Condiometr AS-1, přístroj na zjišťování vitality a hniloby živých stojících stromů. *Lesnická práce* 4, s. 421–423.

JURA, S., SEQUENS, J., GLOMB, V., 1990: Některé výsledky a zkušenosti s měřením vitality stromů elektrickou odporovou metódou. *Lesnictví* 36, 8, s. 663–673.

JURKO, A., 1990: *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Príroda, Bratislava, 195 s.

KONTRIŠ, J., KONTRIŠOVÁ, O. MARUŠKOVÁ, A., 2010: Stav štruktúrálnych znakov as. *Oxalido (culti) – Piceetum excelsae* na monitorovacích plochách LHC Hriňová pred aplikáciou dreveného popola. In: Kontrišová, O., Marušková, A., Váľka, J. (eds): Monitorovanie a hodnotenie stavu životného prostredia IX. FEE TU Zvolen, s. 51–56.

KONTRIŠOVÁ, O., KONTRIŠ, J., OLLEROVÁ, H., 2009: Relatívna vitalita rastlín na plochách kontaminovaných impregnačným olejom. *Studia oecologica*, 3, 2, s. 24–30. ISSN 1802-212X

KUOKKANEN, M., POYKIO, R., KUOKKANEN, T., NURMESNIEMI, H., 2009: Wood ash – a potential forest fertilizer. In: *Energy research at the University of Oulu*, s. 89–93.

LICKACZ, J., 2002: Wood ash: An alternative Liming Material for Agricultural Soils. In: *Agdex*, 534,2.

LUDWIG, B., RUMPF, S., MINDRUP, M., METWES, K.J., KHANN, P.K., 2002: Effects of lime and wood ash on soil-solution chemistry, soil chemistry and nutritional status of a pine stand in Northern Germany. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 17:225–237.

MARHOLD, K., HINDÁK, F. (eds.), 1998: Zoznam vyšších a nižších rastlín Slovenska. Veda, Bratislava, 687 s.

OBERNBERGER, I., BIEDERMANN, F., WIDMANN, W., RIEDL, R., 1997: Concentrations of inorganic elements in biomass fuels and recovery in the different ash fractions. *Biomass and Bioenergy*, 12 : 211 s.

SAHOTA, T.S., 2007: Lime or wood ash? Which one should I apply? In: *Northwest Link*, s. 6–7.

ŠMELKO, Š., 1991: Štatistické metódy v lesníctve. VŠLD, Zvolen, 276 s.

TÓTHOVÁ, S., 2007: *Aplikácia dreveného popola do pôdy a jeho vplyv na chemizmus pôdy a výživu drevín*. Dizertačná práca, Lesnícka fakulta Technickej univerzity vo Zvolene, Depon. LF TU Zvolen. 113 s.

VRÁBLIKOVÁ, J., VRÁBLIK, P., 1999: Rekultivace území po těžbě hnědého uhlí na lome Most. Acta Universitatis Purkynianae 49. *Studia Oecologica* VII. Univerzita J. E. Purkyně, Ústí nad Labem.

PEDOLOGICKÉ CHARAKTERISTIKY VYBRANÝCH LOKALIT RADOVESICKÉ VÝSYPKY A JEJICH FYTOCENÓZY

SOIL CHARACTERISTICS OF SERVICED AREAS IN RADOVESICE DUMP AND THEIR PHYTOCOENOLOGY

Lenka ZOUBKOVÁ, Jiří ŠEFL, Iva ROUBÍKOVÁ, Zdeněk REMIAŠ

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova Výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96, Česká republika

lenka.zoubkova@ujep.cz, jiri.sefl@ujep.cz, iva.roubikova@ujep.cz, remias.zdenek@seznam.cz

Abstrakt

Předložený příspěvek porovnává fyzikální a chemické půdní vlastnosti vzhledem k fytoocenologii na tělese Radovesické výsypky (Mostecká pánev), konkrétně na ploše ponechané přirozené sukcesi, na rekultivované ploše a na těžbou nenarušeném území. Na rekultivované ploše byly naměřeny nejvyšší hodnoty v rámci chemických analýz, zatímco vlhkost půdy dosahovala průměrných hodnot (okolo 8 %). Sukcesní plocha vykazovala v obou těchto údajích nejnižší hodnoty, avšak co do druhového zastoupení vegetace byla pestřejší. Mezi nejdominantnější bylinné druhy patřila jednoznačně *Calamagrostis epigejos*, s pokryvností 5 – 45 %. Mezi dominantní druhy bylinného patra lze dále zařadit *Urtica dioica*, *Alopecurus pratensis* nebo *Astragalus glycyphyllos*. Bylo zjištěno, že přirozená sukcese je pestřejší co do druhového zastoupení flóry, ačkoliv příznivější chemické a fyzikální vlastnosti poskytuje půda upravená a obohacená v rámci technické rekultivace, případně rostlý terén.

Klíčová slova: Radovesická výsypka, rekultivace, přirozená sukcese, půdní vlhkost, iniciální rostlinná společenstva, meliorace slínem

Abstract

The submitted article compares soil physical and chemical properties with regard to phytocoenology on the Radovesice dump (Most basin). Area left to spontaneous succession, reclaimed area and undisturbed area served as the serviced ones. As far as chemical analyses are concerned, the highest values were recorded in case of reclaimed area, whereas the levels of soil moisture here were medium (about 8 %). On the other hand, area left to spontaneous succession showed the lowest values in this sense, however specific representation of vegetation was much large-scale. The predominant herb species was *Calamagrostis epigejos* with the abundance range 5 – 45 %. Other dominant herb species were *Urtica dioica*, *Alopecurus pratensis* or *Astragalus glycyphyllos*. It was found that spontaneous succession is more variable as far as the specific representation of vegetation is concerned, though favourable soil physical and chemical properties provides technical reclamation, eventually undisturbed area (unmade ground).

Key words: Radovesice dump, reclamation, spontaneous succession, soil moisture, initial plant species, marl amelioration

1 Úvod

Radovesická výsypka je vnější výsypkou lomu Bílina, nachází se v nadmořské výšce 350 m n. m. a byla nasypána v letech 1964 – 2002 (Řehoř et al., 2009). Je tvořena šedými a žlutými miocenními jíly, smíšenými s kvarténními písky. Zrnitostní struktura substrátu výsypky je velice proměnlivá, a to i na malých plochách. Šedé i žluté jíly jsou bohaté na živiny, zejména na hořčík, draslík a vápník, v nedostatku je pak fosfor. Obsah humusových látek je u jílu poměrně vysoký a pH půd je neutrální (Dimitrovský, 2000; Řehoř & Ondráček, 2010). Jíly jsou po nasypání kypré, avšak s postupem času uléhají a stávají se kompaktními. Z uvedeného vyplývá, že chemismus substrátu je příznivý pro růst rostlin, avšak pedofyzikální vlastnosti příliš příznivé nejsou.

Problematikou ecese na výsypkách se zabývali např. Pyšek et al. (1997, 2001), Hodačová & Prach (2003) a Prach et al. (2009a, 2009b, 2009c, 2010), kteří popisují primární sukcesí na těchto substrátech, kdy se v prvních pěti letech prosazují jednoleté rostliny, mezi pátým a desátým rokem víceleté rostliny, do desátého roku se uchycují dřeviny a po desátém roce je dosaženo 100 % pokryvnosti s dominantními druhy *Calamagrostis epigejos*, *Festuca rupicola*, *Poa angustifolia*, *Arrhenaterum elatius*, *P. trivialis*, *Cirsium arvense*, *Populus tremula*, *Fraxinus excelsior*, *Acer pseudoplatanus* aj.

Vývojem půdního chemismu v průběhu sukcese na výsypkách se zabýval Frouz et al. (2011), který porovnával vliv makroprvků zastoupených v půdě na výskyt rostlinných a živočišných druhů. Prokázal, že na zastoupení jednotlivých prvků i druhů má vliv expozice lokality, přičemž stromové a keřové patro bylo nejvíce zastoupeno na svazích se severní orientací a bylo silně závislé na množství přítomného uhlíku v půdě. Z bylinného patra dominovaly druhy *Tussilago farfara*, *Taraxacum officinale*, *Chamenerion angustifolium* a *Poa nemoralis*. Moreno-de las Heras (2009) používal fyzikální, chemické a biochemické indikátory, např. stabilitu půdních agregátů, aktivitu některých půdních enzymů aj., v časovém rozpětí 18 let. Zjistil, že půdotvorné procesy, a s nimi související velikost půdních agregátů, mají významný vliv na zastoupení vegetace. Zároveň zdůrazňuje nutnost vpravování organických látek do půdy při obnově míst postižených těžbou. Graham & Haynes (2004) využili obsahu uhlíku v půdě a v mikroorganismech a mikrobiální aktivity půdní flóry jako indikátorů úspěšnosti rekultivace po těžbě písečných dun. Rostlinnými indikátory ve vztahu k půdním charakteristikám se rovněž zabývali Zedler & Callaway (2000), kteří navrhují způsoby obnovy území narušených těžbou (např. zhodnocení potřeb ekosystému za účelem předcházení okolních nepříznivých jevů). Rostlin s úzkou ekologickou amplitudou jako indikačních druhů využívají Lopez & Fennessy (2002), kteří potvrzují závislost druhového složení vegetace na přítomnosti uhlíku, fosforu a vápníku v půdě, a Klimeš (2004), který podle indikačních druhů určuje pozdní sukcesní stádia (*Agrostis capillaris*, *Festuca rubra*).

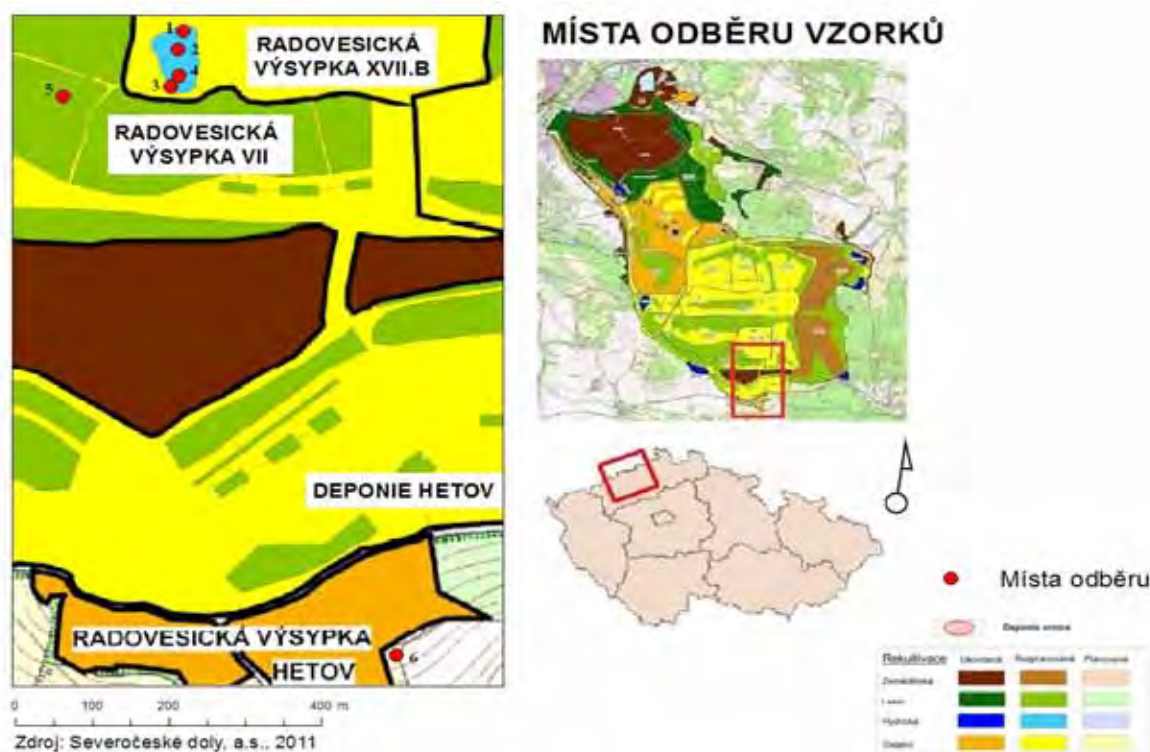
Porovnáním technické rekultivace a přirozené sukcese při obnově antropogenně postižených oblastí se zabývali Prach & Hobbs (2008). Jejich závěry ukazují, že použití přirozené sukcese není finančně nákladné a kolonizující druhy se lépe adaptují danému prostředí, které má následně vyšší ekologickou hodnotu. Oproti tomu technická rekultivace se doporučuje především na silně narušených a rozsáhlých lokalitách a tam, kde jsou požadovány rychlé výsledky. Negativa spatřují v její finanční náročnosti, vysoké mortalitě rostlinných druhů vlivem nemocí a škůdců, a v nutné péči o porosty.

Cílem příspěvku je porovnat fytoocenologii na ploše ponechané přirozené sukcesí, rekultivované ploše a rostlém terénu v závislosti na fyzikálních a chemických půdních vlastnostech.

2 Metodika

2.1 Výběr studijních ploch

Pro účely výzkumu byly vybrány tři ekologicky rozdílné typy stanovišť. V prvním případě se jednalo o sukcesní plochu stáří 14 let, kterou představoval kráter vzniklý nedosypáním materiálu při vlastním sypání výsypky. Zde byla zvolena celkem čtyři odběrová místa, konkrétně na hlavě a patě svahu orientovaného k jihu, a na hlavě a patě svahu orientovaného k severu. Sklon obou svahů se pohyboval okolo 45°. Tato plocha se nacházela na Radovesické výsypce XVII.B. Druhou lokalitou byla mírně svažité rekultivovaná plocha (Radovesická výsypka VII.) o stáří 6 – 10 let a sklonu 5°. Tato plocha byla technicky rekultivována zapravením slínovce, do hloubky 0,3 m pod povrch substrátu, a to za účelem zlepšení půdních vlastností. Plocha byla v rámci rekultivačních prací zatravněna a zalesněna. V posledním případě se jednalo o rostlý terén, konkrétně mezotropní a mezofilní louku, nacházející se poblíž silniční komunikace mezi obcemi Razice a Štěpánov. Přesná poloha všech odběrových míst byla zaznamenána pomocí GPS (Garmin GPS 12XL) a zanesena do mapy vytvořené v programu ArcMap 10 (Obr. 1).



Obr. 1 Místa odběru vzorků v zájmové oblasti

1 – hlava sukcesního svahu s jižní orientací, 2 – pata sukcesního svahu s jižní orientací, 3 – hlava sukcesního svahu se severní orientací, 4 – pata sukcesního svahu se severní orientací, 5 – rekultivovaná plocha, 6 – rostlý terén

Na mapce (Obr. 1) je sice sukcesní plocha znázorněna jako plocha vodní, ve skutečnosti ale kráter zatopený není, pouze se s ním takto v plánech Severočeských dolů, a. s., počítá.

2.2 Odběry a analýzy vzorků

Vzorky pro měření půdní vlhkosti byly odebírány ve formě neporušených půdních vzorků do tzv. Kopeckého fyzikálních válečků ve čtrnáctidenních intervalech v průběhu vegetační sezony od dubna do října 2012, a to z hloubky prokořenění, tj. 0,2 m. Vlhkost se poté zjišťovala gravimetricky v pedologické laboratoři Katedry přírodních věd FŽP UJEP podle standardní metodiky ČSN ISO 11 465 (1998). Z ostatních půdních charakteristik byla stanovena zrnitostní analýza, konkrétně zastoupení frakcí podle zrnitosti a zařazení odebraných vzorků na základě Novákovy klasifikace, mineralogická analýza a chemicko-pedologická analýza (obsah dusíku $[N_c]$, oxidovatelného uhlíku $[C_{ox}]$, uhličitanu vápenatého $[CaCO_3]$, půdní reakce, obsah přijatelných živin $[P, K, Mg]$ a hodnoty sorpční kapacity). Vzorky byly odebrány koncem srpna 2012 a analyzovány v certifikované laboratoři Výzkumného ústavu pro hnědé uhlí (VÚHU).

2.3 Fytcenologické snímkování

Fytcenologické snímkování bylo provedeno v první polovině vegetační sezony, konkrétně 22. června 2012, podle sedmičlenné Braun-Blanquetovy stupnice (Moravec et al., 1994). Pro potřeby výzkumu byly zvoleny kruhové plochy o průměru 8 m.

Pro snímky byl vypočítán Sørensenův index podobnosti (Moravec et al., 1994).

2.4 Metody statistického vyhodnocení

Ke statistickému vyhodnocení naměřených výsledků byl použit program Statistica 7. V příspěvku byla použita korelační analýza, konkrétně Spearmanův koeficient (pořadové) korelace na hladině významnosti $p < 0,05$. Pro zjištění odlehlých hodnot byl použit krabicový graf.

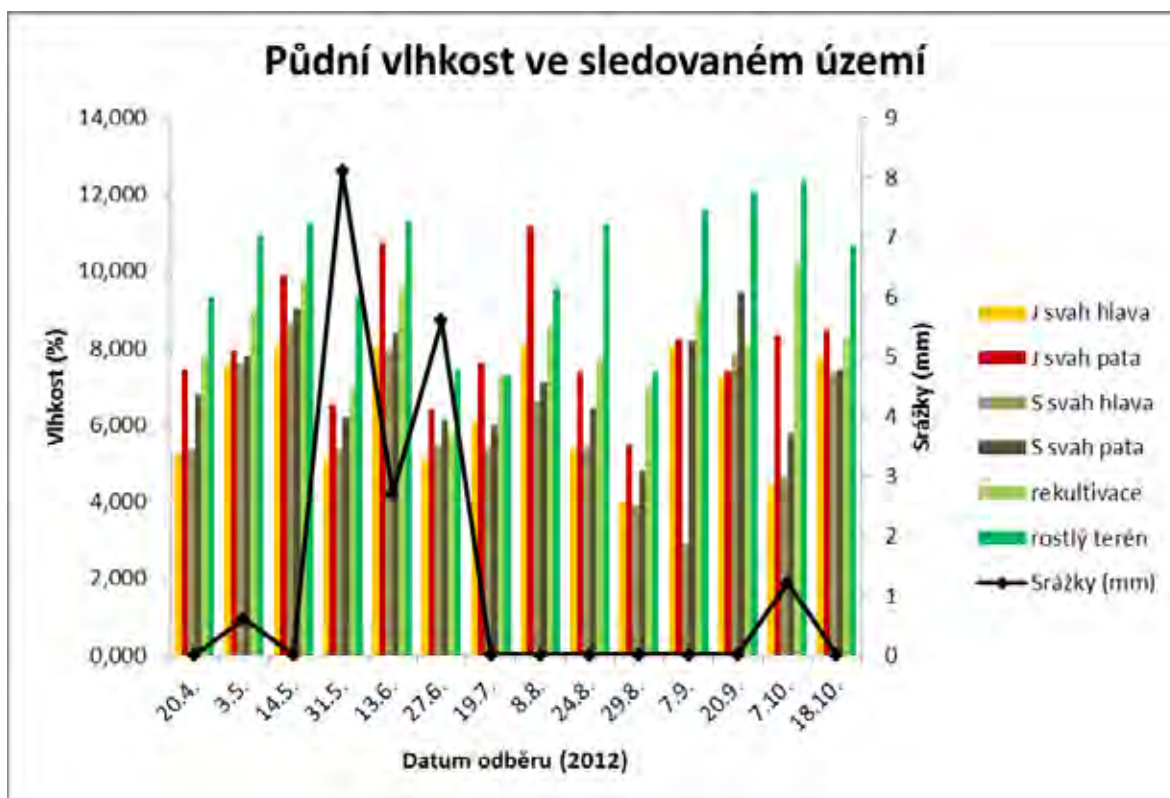
3 Výsledky

3.1 Půdní vlhkost

Půdní vlhkost na sledovaném území dosahovala v průběhu vegetační sezony maximálních a minimálních hodnot 12,4, resp. 2,9 %. Nejvyšší hodnoty byly naměřeny na ploše s rostlým terénem, kde dosahovaly v průměru 10 %. Na jmenované lokalitě byla v jednotlivých termínech odběrů naměřena maxima půdní vlhkosti v rámci všech lokalit, s výjimkou 8. 8. 2012, kdy zde byla vlhkost o 1,6 % nižší, než na patě svahu orientovaného k jihu. Naopak průměrné nejnižší hodnoty vykazovaly sukcesní plochy, konkrétně hlavy obou svahů (okolo 6 %). Vlhkost na rekultivované ploše dosahovala v průběhu vegetační sezony 8 %.

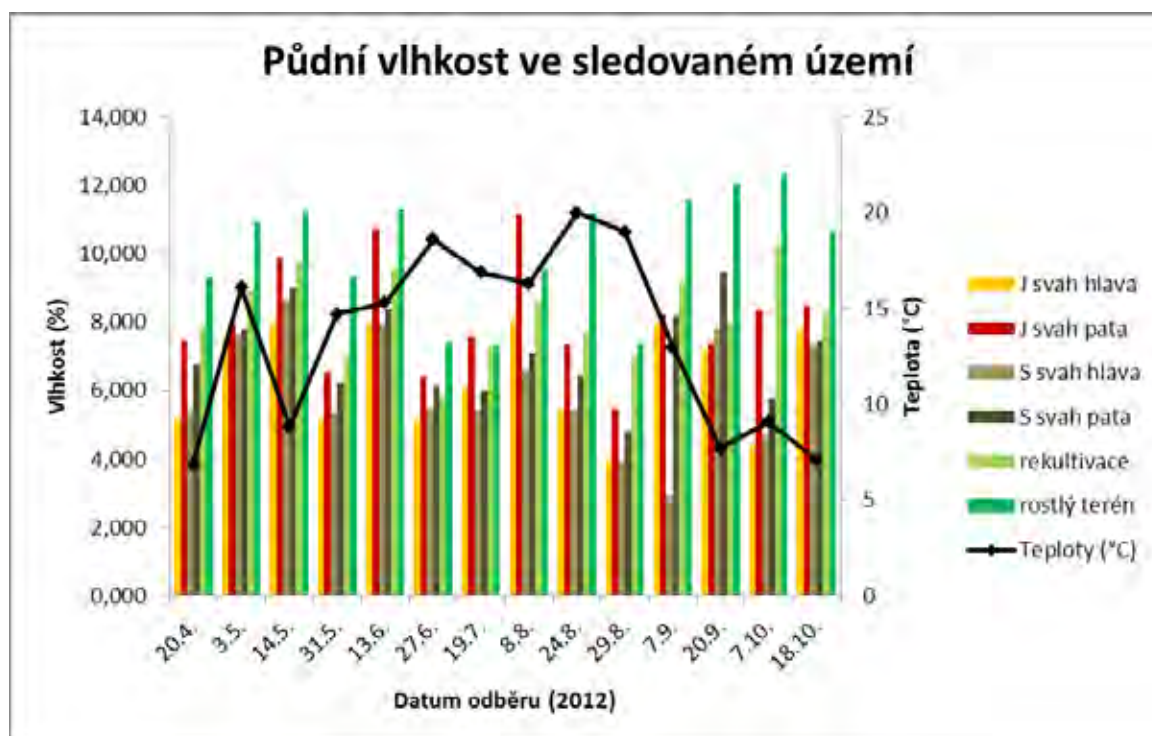
Nejvyšší hodnoty půdní vlhkosti, bez ohledu na lokalitu, byly naměřeny 14. 5. 2012 (v průměru 9,4 %), kdy významně poklesla teplota na 9 °C, a 13. 6. 2012 (průměrně 9,3 %), kdy úhrn srážek patřil k jednomu z nejvyšších. Naopak nejnižší hodnoty vlhkosti (5,4 %) vykazovala půda 29. 8. 2012, kdy předchozích pět týdnů nepršelo a teploty se pohybovaly v průměru okolo 19 – 20 °C, což byly v této sezóně nejvyšší dosažené hodnoty.

Závislosti změn půdní vlhkosti jednotlivých lokalit na srážkách a na teplotě jsou znázorněny na příložených grafech (Obr. 2, Obr. 3).



Obr. 2 Půdní vlhkost ve sledovaném území v závislosti na průběhu srážek

Pozn.: J svah = svah orientovaný k jihu
S svah = svah orientovaný k severu



Obr. 3 Půdní vlhkost ve sledovaném území v závislosti na průběhu teploty

Pozn.: J svah = svah orientovaný k jihu, S svah = svah orientovaný k severu

3.2 Půdní charakteristiky

Po provedení zrnitostní analýzy byla půda na všech sledovaných lokalitách klasifikována jako hlinitá. Z výsledků analýzy mineralogického složení lze konstatovat, že základ tvoří křemen, kaolinit a illit. Na hlavách obou svahů jsou kaolinit a illit pouze ve formě příměsí, rekultivovaná plocha je navíc obohacena o kalcit.

Je zřejmé (Tab. 1), že rekultivovaná plocha dosahuje v rámci všech analýz nejvyšších hodnot. Zvláště zajímavý je údaj týkající se procentuálního zastoupení karbonátů (4,1 %), které v případě rekultivované plochy jasně převyšuje průměr (1,5 %). Obdobnou situaci můžeme pozorovat u naměřených hodnot pH. Ze statistického pohledu (na základě krabicového grafu) lze obě tyto hodnoty brát jako extrémně odlehlé. Nejnižších hodnot naopak dosahovaly hlavy svahů obou orientací. Ze statistického pohledu se však nejednalo o nijak významné hodnoty.

Po provedení Spearmanova testu korelace (Tab. 2) na hladině významnosti $p < 0,05$, je patrná silná závislost obsahu CaCO_3 v půdě na množství přítomných makroprvků P, K a Mg (0,971008, 0,942857 a 0,828571). Draslík a hořčík mají významný pozitivní vliv na zastoupení celkového dusíku v půdě (0,819689 a 0,941124).

Obecně lze konstatovat, že sukcesní plochy dosahovaly v případě provedených půdních charakteristik nižších hodnot oproti ploše rekultivované a ploše s rostlým terénem.

Tab. 1 Výsledky vybraných půdních analýz

Lokalita	CaCO_3 (%)	pH/ H_2O	pH/KCl	C_{ox} (%)	N_c (%)	P ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	K ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)	Mg ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$)
J svah hlava	0,9	6,9	6,6	1,7	0	0	145	412
J svah pata	1	6,8	6,5	2,1	0	1	175	589
S svah hlava	0,8	6,9	6,7	1,8	0	0	133	395
S svah pata	1,2	6,9	6,7	2	0	2	200	554
Rekultivace	4,1	7,2	6,9	2,5	0,1	3	286	812
Rostlý terén	1,1	6,9	6,7	1,8	0,1	2	245	712

Pozn.: J svah = svah orientovaný k jihu, S svah = svah orientovaný k severu
(Zdroj: VÚHU)

Tab. 2 Spearmanova korelace jednotlivých prvků v půdě

	CaCO ₃ (%)	pH/H ₂ O	Cox (%)	Nc (%)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Mg (mg/kg)
CaCO ₃ (%)	1,00	0,51	0,70	0,64	0,97	0,94	0,83
pH/H ₂ O	0,51	1,00	0,17	0,36	0,52	0,51	0,34
Cox (%)	0,70	0,17	1,00	0,62	0,72	0,61	0,67
Nc (%)	0,64	0,36	0,62	1,00	0,75	0,82	0,94
P (mg/kg)	0,97	0,52	0,72	0,75	1,00	0,97	0,88
K (mg/kg)	0,94	0,51	0,61	0,82	0,97	1,00	0,94
Mg (mg/kg)	0,83	0,34	0,67	0,94	0,88	0,94	1,00

Pozn.: zvládněná čísla ukazují významnou korelační závislost

3.3 Fytocenologické snímkování

Jak je patrné z příloženého fytocenologického snímku (Tab. 3), na zájmovém území Radovesické výsypky se vyskytovala všechna čtyři patra, od stromového až po mechové. V mechovém patře byl nalezen pouze jeden druh (*Rhytidiadelphus squarrosus*), který spadl na základě své pokrývnosti do skupiny „vzácný“, a nacházel se na hlavě kráteru orientovaného k severu.

Mezi nejdominantnější druhy bylinného patra patřila jednoznačně *Calamagrostis epigejos*, která byla zaznamenána na všech lokalitách s pokrývností od 5 – 45 %. Dále lze mezi dominantní druhy zařadit byliny *Urtica dioica*, která byla přítomna na hlavě svahu orientovaného k severu a na rostlém terénu, *Alopecurus pratensis*, jehož výskyt byl zaznamenán pouze na rostlém terénu, a *Astragalus glycyphyllos*, *Festuca pratensis* a *Phragmites australis*, vyskytující se na patě svahu s jižní orientací. Mezi druhy s nejvyšší abundancí patřily (kromě již zmíněné *Calamagrostis epigejos*) *Cirsium arvense* a *Lathyrus pratensis*, jejichž výskyt nebyl zdokumentován pouze na rostlém terénu, respektive rekultivované ploše, a *Astragalus glycyphyllos* a *Festuca pratensis*, které nebyly zaznamenány na svahu s jižní orientací. Největší druhová pestrost bylinného patra byla zaznamenána na sukcesních plochách, oproti tomu největší pokrývnost pak vykazoval rostlý terén.

Největší pokrývnost keřového patra (90 %) byla zaznamenána na rekultivované ploše, kde se ale jednalo o výsadbu. S převahou zde dominovaly *Fraxinus excelsior* a *Tilia cordata*. Největší pokrývnost stromového patra (5 %) byla na horní hraně jižního svahu přirozené sukcese. Všechny druhy na tomto stanovišti byly zastoupeny stejnou proporcí.

Průměrná hodnota Sørensenova indexu podobnosti (Tab. 4) se pohybovala okolo 24 %, přičemž nejvyšších hodnot (36,7 %) dosahovala u snímků svahu orientovaného k severu – jeho hlavy a paty, a u hlavy svahu se severní orientací s rekultivovanou plochou (35,6 %). Dále se značnou podobností vyznačovaly lokality pat obou svahů (35,1 %), hlava a pata svahu orientovaného k jihu (33,3 %) a fytocenózy hlavy svahu se severní orientací a rostlého terénu (31,6 %). Naopak nejvíce floristicky vzdálené si byly snímky paty jižně orientovaného svahu kráteru a rostlého terénu s indexem podobnosti 13,0 %, rekultivovaná plocha a rostlý terén (13,3 %), a dále o stejné hodnotě indexu podobnosti (15,0 %) hlava jižního svahu kráteru a rostlého terénu a snímky pat obou svahů.

Tab. 3 Fytocenologické snímky z jednotlivých lokalit na Radovesické výsypce

22.6.2012	1	2	3	4	5	6
E3	5%	1%	0%	1%	0%	0%
<i>Betula pendula</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Betula verrucosa</i>	r	r
E2	1%	0%	0%	0%	90%	0%
<i>Fraxinus excelsior</i>	5-	.
<i>Tilia cordata</i>	2-	.
<i>Acer campestre</i>	1	.
<i>Acer platanoides</i>	1	.
<i>Acer pseudoplatanus</i>	1	.
<i>Quercus petraea</i>	1	.

22.6.2012	1	2	3	4	5	6
<i>Ulmus carpinifolia</i>	1	.
<i>Populus tremula</i>	r
E1	100%	90%	100%	90%	90%	100%
<i>Calamagrostis epigejos</i>	3	2+	3+	3+	3+	1+
<i>Cirsium arvense</i>	1-	1-	1-	r	r	.
<i>Lathyrus pratensis</i>	1+	r	1+	1-	.	1-
<i>Astragalus glycyphyllos</i>	2-	r	.	r	1+	.
<i>Festuca pratensis</i>	.	.	r	1-	r	2-
<i>Artemisia vulgaris</i>	.	.	1+	r	r	.
<i>Daucus carota</i>	.	r	1-	.	r	.
<i>Hypericum perforatum</i>	r	1-	.	r	.	.
<i>Urtica dioica</i>	.	.	1+	.	.	2+
<i>Alopecurus pratensis</i>	2-
<i>Phragmites australis</i>	.	2-
<i>Poa trivialis</i>	2-
<i>Potentilla anserina</i>	.	.	1+	2-	.	r
<i>Tussilago farfara</i>	r	2-
<i>Arrhenatherum elatius</i>	.	.	1-	1-	.	1+
<i>Equisetum arvense</i>	.	1+
<i>Festuca arundinacea</i>	.	.	1+	r	.	.
<i>Lotus corniculatus</i>	.	.	1+	.	.	.
<i>Rubus idaeus</i>	1+
<i>Galium aparine</i>	1
<i>Chaerophyllum aromaticum</i>	1-
<i>Coronilla varia</i>	1-	.
<i>Crepis biennis</i>	.	.	.	r	1-	.
<i>Dactylis glomerata</i>	.	1-	.	.	.	1-
<i>Festuca ovina</i>	.	.	.	1-	r	.
<i>Galeopsis tetrahit</i>	r	1-
<i>Galium mollugo</i>	1-
<i>Solidago canadensis</i>	1-
<i>Teraxacum spp.</i>	.	.	r	.	1-	.
<i>Agrostis capillaris</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Agrostis elatior</i>	r
<i>Campanula rapunculoides</i>	r
<i>Canabium eupatorium</i>	r
<i>Carduus acanthoides</i>	.	r
<i>Centaureum erythraea</i>	r	.	.	.	r	.
<i>Centaureum spp.</i>	.	r
<i>Convolvulus arvensis</i>	r	.
<i>Conyza canadensis</i>	r	.
<i>Deschampsia caespitosa</i>	r
<i>Epilobium parviflorum</i>	r	r
<i>Elytrigia repens</i>	r
<i>Fragaria vesca</i>	.	r
<i>Galium verum</i>	r
<i>Geum urbanum</i>	r

22.6.2012	1	2	3	4	5	6
<i>Gnaphalium sylvaticum</i>	r
<i>Heracleum mantegazzianum</i>	r
<i>Juncus glomeratus</i>	.	r
<i>Juncus trifidus</i>	.	r
<i>Lathyrus tuberosus</i>	.	.	.	r	r	r
<i>Leucanthemum album</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Lolium perenne</i>	.	r
<i>Lysimachia parviflora</i>	.	.	r	r	.	.
<i>Medicago sativa</i>	.	.	r	.	.	.
<i>Medicago lupulina</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Melilotus officinalis</i>	.	r
<i>Myosotis arvensis</i>	r	.
<i>Picris hieracioides</i>	.	r	.	r	.	.
<i>Prunella vulgaris</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Ranunculus repens</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Rubus caesius</i>	.	r	.	r	.	.
<i>Rumex crispus</i>	.	.	r	.	r	.
<i>Silene alba</i>	r
<i>Silene vulgaris</i>	r
<i>Taraxacum officinale</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Trifolium dubium</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Trifolium hybridum</i>	.	r	r	.	.	.
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	r	.
<i>Vicia angustifolia</i>	.	.	r	.	r	.
<i>Vicia tetrasperma</i>	.	.	.	r	.	r
<i>Acer pseudoplatanus juv.</i>	.	.	.	1-	.	.
<i>Populus nigra juv.</i>	.	1-	.	r	.	.
<i>Acer platanoides juv.</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Fraxinus excelsior juv.</i>	.	.	.	r	.	.
<i>Populus tremula juv.</i>	.	r	.	r	.	.
<i>Pyrus spp. juv.</i>	r
<i>Rosa canina juv.</i>	.	r	.	.	r	.
<i>Salix caprea juv.</i>	r	r	.	r	.	.
<i>Swida sanguinea juv.</i>	.	r
EO	0%	0%	1%	0%	0%	0%
<i>Rhytiadelphus squarrosus</i>	.	.	r	.	.	.

Vysvětlivky: 1: svah s jižní expozicí – hlava
 2: svah s jižní expozicí – pata
 3: svah se severní expozicí – hlava
 4: svah se severní expozicí – pata
 5: rekultivovaná plocha
 6: rostlý terén

Tab. 4: Sørensenův index podobnosti jednotlivých snímků

	J hlava	J pata	S hlava	S pata	rekultivace	rostlý terén
J hlava	*	33,3	15,0	19,6	17,0	15,0
J pata	33,3	*	21,7	35,1	18,9	13,0
S hlava	15,0	21,7	*	36,7	35,6	31,6
S pata	19,6	35,1	36,7	*	28,6	28,6
rekultivace	17,0	18,9	35,6	28,6	*	13,3
rostlý terén	15,0	13	31,6	28,6	13,3	*

Pozn: J svah = svah orientovaný k jihu, S svah = svah orientovaný k severu

4. Diskuze

Nejvyšší hodnoty půdních vlhkostí byly naměřeny na rostlém terénu, což je dáno především jeho geomorfologií (podsvahový úsek). Jedná se o mezofilní louky dobře zásobené vodou, o čemž svědčí také vyskytující se bylinné druhy (*Chaerophyllum aromaticum*, *Deschampsia caespitosa*, *Alopecurus pratensis* a *Festuca pratensis*). Oproti tomu nejnižší vlhkost půdy byla zaznamenána na sukcesní ploše, konkrétně na hlavách obou svahů (6 %), o čemž zároveň svědčí absence výše zmíněných druhů bylin. Vlhkost na rekultivované ploše se v daném období pohybovala okolo 8 %.

Ze zkoumaných půdních charakteristik dosahovala nejvyšších hodnot jednoznačně rekultivovaná plocha. Příčinou je významné zastoupení šedých jílu a slínu, které sem byly vpraveny v rámci melioračního řešení technické rekultivace za účelem zlepšení fyzikálních a chemických vlastností původně kyselých hlinitopísčitých substrátů. Šedé jíly a slín jsou bohaté na hořčík, draslík a karbonáty, a mají vliv na půdní reakci, proto obsah CaCO_3 a hodnota pH převyšují okolní plochy. Co se týká přijatelných živin (P, K, Mg), byly sem rovněž vpraveny v rámci rekultivačních postupů, proto je jejich množství tak vysoké. To vysvětluje také nejnižší naměřené hodnoty přijatelných živin na sukcesních plochách, které byly ponechány samovolnému vývoji bez jakýchkoliv úprav půdy. Výsledky půdních analýz na hlavách obou svahů poskytly nejnižší naměřené hodnoty. K podobným závěrům došli ve svých pracích také Buczko et al. (2001) a Frouze et al. (2011). Nejvyšší hodnoty celkového dusíku byly naměřeny na rekultivované ploše a rostlém terénu, o čemž svědčí přítomné druhy rostlin, vyskytující se právě na rostlém terénu (*Urtica dioica*, *Alopecurus pratensis*, *Arrhenatherum elatius*, *Galium aparine* nebo *Dactylis glomerata*). Wilson (1943) zjistil, že na půdách s dostatečnou vlhkostí byl dusík (ve formě dusičnanů) obsažen v množství do 1,6 %, což potvrzují i naše závěry. Výsledky vzájemných korelací prvků v půdě byly shodné s výsledky Frouze et al. (2011), s výjimkou vztahu přítomného fosforu a pH.

Jak již bylo zmíněno ve výsledcích, na sledovaných lokalitách Radovesické výsypky byla nalezena všechna čtyři patra (E3 – E0), přičemž nejvyšší pokryvnost mělo patro bylinné. Co se týká stromového patra, největší zastoupení mělo na plochách ponechaných přirozené sukcesí, přičemž juvenilní jedinci se nejvíce vyskytovali na patách obou svahů. Předpokládáme, že příčinou jsou vyrovnanější vláhové podmínky, na rozdíl od horních částí svahů, které mohou v letním období prosychat. Tyto stálejší podmínky dávají semenáčkům dřevin vyšší pravděpodobnost pro jejich uchycení a přežití. V našem případě se dřeviny na sukcesních plochách vyskytovaly spíše na jižním svahu, což je rozdílné oproti výsledkům Landhaussera et al. (2010) nebo Frouze et al. (2011). Tato skutečnost může být ovlivněna jednak vyšší naměřenou půdní vlhkostí, což uvádí i Landhausser et al. (2010), jednak větším zastoupením jednotlivých prvků v půdě. Díky výsadbě dřevin a následné soustavné péči představovala, mezi jednotlivými plochami, nejvyšší zastoupení keřového patra (90 %) rekultivovaná plocha. Jak můžeme vyvodit z našich výsledků i z výsledků Hodačové & Pracha (2003), v rámci rekultivace se již ustupuje od záměrného vysazování smrku (Prach et al., 2009c), naopak se poměrně často vysazují druhy *Fraxinus excelsior*, *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, nebo *Alnus glutinosa*, které rovněž patří k nejčastějším pozdně sukcesním dřevinám. Největší druhová pestrost bylinného patra byla zaznamenána na sukcesních plochách, oproti tomu největší pokryvnost vykazoval rostlý terén. Jak již bylo zmíněno, největší pokryvnosti dosahovaly druhy *Calamagrostis epigejos*, která patří mezi euryekní druhy, dále pak *Astragalus glycyphyllos* a *Festuca pratensis*. Jediný zástupce mechového patra (*Rhytidiadelphus squarrosus*) se vyskytoval na horní hraně svahu orientovaného k severu, což je dáno mírnějším mikroklimatem, který severní svah poskytuje.

Nejvyšší podobnost byla zaznamenána u snímků severního svahu. Příčinou je podle nás stejná expozice a podobné hodnoty půdní vlhkosti naměřené během vegetačního období. Ačkoliv byla vlhkost paty jižně orientovaného svahu vyšší než u svahu severně orientovaného, obsah jednotlivých prvků v půdě je velmi podobný, což vysvětluje velkou podobnost fytoocenóz. Naopak nejméně podobné si byly snímky rekultivované plochy s rostlým terénem. Zde je patrný vliv melioračního řešení technické rekultivace, konkrétně zapravení slínu, a cílená dřevinná výsadba. Nejnižší index podobnosti u paty svahu orientovaného k jihu a rostlého terénu lze vysvětlit rozdílnými expozičními podmínkami.

5. Závěr

Závěrem lze shrnout, že přirozená sukcese je pestřejší co do druhového zastoupení flóry, pokud nepočítáme výsadbu dřevin na rekultivované ploše, ačkoliv příznivější chemické a fyzikální vlastnosti poskytuje půda upravená a obohacená v rámci technické rekultivace, případně rostlý terén.

Poděkování

Poděkování patří Interní grantové agentuře UJEP Ústí nad Labem (44 101 15 005 601), která tento průzkum podpořila finančně, dále RNDr. M. Řehořovi Ph.D. a Výzkumnému ústavu pro hnědé uhlí, a.s., za provedené analýzy půdy a Ing. V. Synkovi, Ph.D. za zpracování statistiky.

Literatura

- BUCZKO U., GERKE H. H. & HUTTL R. F. (2001): Spatial of lignite mine spoil properties for simulating 2-D variability saturated flow and transport. *Ecological Engineering* 17: 103–114.
- ČSN ISO 11 465 (2008): Kvalita půdy - Stanovení hmotnostního podílu sušiny a hmotnostní vlhkosti půdy - Gravimetrická metoda. Český normalizační institut, 8 p.
- DIMITROVSKÝ K. (2000): Zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 66 p. ISBN: 80-7271-065-6.
- FROUZ J., KALČÍK J. & VELICHOVÁ V. (2011): Factors causing spatial heterogeneity in soil properties, plant cover, and soil fauna in a non-reclaimed post-mining site. *Ecological Engineering* 37: 1910–1913.
- GRAHAM M. H. & HAYNES R. J. (2004): Organic matter status and the size, activity and metabolic diversity of soil microflora as indicators of the success of rehabilitation of mined sand dunes. *Biology and Fertility of Soils* 39: 429–437.
- HODAČOVÁ D. & PRACH K. (2003): Spoil Heaps From Brown Coal Mining: Technical Reclamation Versus Spontaneous Revegetation. *Restoration Ecology* 11(3): 385–391.
- KLIMEŠ F. (2004): Lukařství a pastvinářství, biodiagnostika a speciální pratotechnika. ZF JCU České Budějovice. 157 p.
- LANDHAUSSER S. M., DESHAIES D. & LIEFFERS V. J. (2010): Disturbance facilitates rapid range expansion of aspen into higher elevations of the Rocky Mountains under a warming climate. *Journal of Biogeography* 37: 68–76.
- LOPEZ R. D. & FENNESSY M. S. (2002): Testing the floristic quality assessment index as an indicator of wetland condition. *Journal of Applied Ecology* 12.
- MORAVEC J. et al. (1994): Fytoocenologie. Academia, Praha, 403 p. ISBN: 80-200-0128-X.
- MORENO-DE LAS HERAS M. (2009): Development of soil physical structure and biological functionality in mining spoils affected by soil erosion in a Mediterranean-Continental environment. *Geoderma* 149: 249–256.
- PRACH K. & HOBBS R. J. (2008): Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16(3): 363–366.
- PRACH K., FROUZ J., KAREŠOVÁ P., KONVALINKOVÁ P., KOUTECKÁ V., MUDRÁK O., NOVÁK J., ŘEHOUNEK J., ŘEHOUNKOVÁ K., TICHÝ L., TRNKOVÁ R. & TROPEK R. (2009a): Ekologie obnovy narušených míst – II. Místa narušená těžbou surovin. *Živa* 2: 68–72.

- PRACH K., JONGEPIEROVÁ I., JÍROVÁ A. & LENCOVÁ K. (2009b): Ekologie obnovy – IV. Obnova travinných ekosystémů. *Živa* 4: 165–168.
- PRACH K., JONÁŠOVÁ M. & SVOBODA M. (2009c): Ekologie obnovy narušených míst – V. Obnova lesních ekosystémů. *Živa* 5: 212–215.
- PRACH K., BEJČEK V., BOGUSCH P., DVOŘÁKOVÁ H., FROUZ J., HENDRYCHOVÁ M., KABRNA M., KOUTECKÁ V., LEPŠOVÁ A., MUDRÁK O., POLÁŠEK Z., PŘIKRYL I., TROPEK R., VOLF O. & ZAVADIL V. (2010): Obnova těžebních prostorů v ČR – Výsypky. In: Řehounek J., Řehouneková K. & Prach K. [eds]: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice, ISBN: 978-80-87267-09-7, pp. 15–35.
- PYŠEK P., KUBÁT K. & PRACH K. (2001): Expanzní druhy domácí flóry a apofytizace krajiny: konference ČBS, 23.–24. 11. 2001, Praha. Česká botanická společnost, Praha, 119 p.
- PYŠEK P. & PRACH K. (1997): Invazní rostliny v české flóře: pracovní konference ČBS 25. listopadu 1995, Praha. Česká botanická společnost, Praha, 138 p.
- ŘEHOŘ M. & ONDRÁČEK V. (2010): Rekultivace výsypky Radovesice. Sborník konference SGEM, Albena-Bulharsko. ISBN 10: 954-91818-1-2.
- ŘEHOŘ M., ŠÁLEK M., HENDRYCHOVÁ M. (2009): Geological, pedological and biological survey of areas after mining and their optimalisation of a reclamation access to the Restoration of North Bohemian landscape. Sborník 13. Conference of Environment and Mineral Processing, 4.–6. 2009, Ostrava, pp. 115–120. ISBN 978-80-248-1996-9.
- WILSON J. K. (1943): Nitrate in Plants: Its Restoration to Fertilizer Injury, Changes During Silage Making and Indirect Toxicity to Animals. *Journal of the American Society of Agronomy* 35: 279–290.
- ZEDLER J. B. & CALLAWAY J. C. (2000): Evaluating the progress of engineered tidal wetlands. *Ecological Engineering* 15: 211–225.

KLOUBNATKA SMRKOVÁ (*GEMMAMYCES PICEAE*) VE VYBRANÝCH POROSTECH V OBLASTI FLÁJSKÉ PŘEHRADY V LETECH 2010 A 2012

BUD BLIGHT OF SPRUCE (*GEMMAMYCES PICEAE*) IN CHOSEN STANDS IN AREA OF FLÁJE WATER RESERVOIR IN YEARS 2010 AND 2012

Jiří ŠEFL

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, 400 96 Ústí nad Labem, Česká republika, jiri.sefl@ujep.cz

Abstrakt

Ve vegetačních sezónách let 2010 a 2012 byla na vybraných lokalitách v oblasti Flájské přehrady v Krušných horách pozorována vývojová stadia houbového patogena – kloubnatky smrkové (*Gemmamyces piceae* [Brothw.] Casagr.) na smrku pichlavém (*Picea pungens*). Hodnocena byla závislost tvorby vývojových stadií houby na mikroklimatu. Navržena byla stupnice pro hodnocení napadení stromů a stromových skupin. Ve výškovém pásmu 305-520 m n. m. nebyly smrky pichlavé houbovou napadeny, napadené lokality se nacházejí nad uvedeným pásmem. Teplota a relativní vlhkost vzduchu neměly v rámci napadených lokalit vliv na míru napadení porostů. Nástup vývojových fází houby mezi lokalitami vykazoval časový rozdíl 1-3 týdnů. Nástup vývojových fází houby v letech 2010 a 2012 vykazoval časový rozdíl 1 týden. Nástup růstových fází houby nebyl vázán na dosažení prahové sumy efektivních teplot.

Klíčová slova: kloubnatka smrková (*Gemmamyces piceae*), houbový patogen, smrk pichlavý (*Picea pungens*), poškození pupenů, defoliace

Abstract

The growth stages of Bud Blight of spruce (*Gemmamyces piceae* [Brothw.] Casagr.) were observed on Blue spruce (*Picea pungens*) on chosen plots in area of the Fláje water reservoir in the Krušné hory mountains in growth periods 2010 and 2012. Assessed was dependence of formation of growth stages of pathogen on microclimate. The scale of tree infestation and the scale of tree group infestation were proposed. Blue spruces in altitudinal belt 305-520 m a.s.l. were not damaged by fungus. Infested localities are above mentioned belt. Temperature and relative air humidity have not influence on degree of stand infestation within by fungus infested plots. Development of growth stages of fungus showed time difference of 1-3 weeks among plots. Formation of growth stages of fungus showed time difference of 1 week in years 2010 and 2012. Growth stages of fungus were not depended on growing degree units.

Key words: *Cucurbitaria bud blight of spruce* (*Gemmamyces piceae*), fungal pathogen, Blue spruce (*Picea pungens*), bud damage, defoliation

Úvod

V severovýchodních Krušných horách je od první dekády 21. století pozorováno významné poškození smrku pichlavého (smp) kloubnatkou smrkovou (Soukup et Pešková 2009, Pospíšil et Pospíšil 2011). Napadení porostů smp kloubnatkou smrkovou (dále jen kloubnatka) je zvláště soustředěno do severovýchodní části Krušných hor, v menší míře bylo zaznamenáno v porostech smp v Jizerských horách, Orlických horách a v oblasti Králického Sněžníku (Soukup et Pešková 2009). Vedle smrku pichlavého tato houba v ČR silně napadá smrk sivý (Soukup et Pešková 2009). Kloubnatka se v malé míře také vyskytuje v kulturách a mlazinách smrku ztepilého ve stejné oblasti, avšak bez významných škod a schopnosti tvořit plodničky (vlastní pozorování). Toto houbové onemocnění zamezuje rašení pupenů nebo různou intenzitou nově rostoucí letorosty omezuje v růstu nebo deformuje. V důsledku chronického silného napadení stromu se nevytváří dostatečné množství nového asimilačního aparátu, staré jehlice stárnou, přestávají být fyziologicky aktivní, opadávají a strom tak posléze v průběhu 7–10 let odumírá.

Za možné faktory, které by mohly podmiňovat zvýšenou schopnost kloubnatky poškozovat porosty smp, jsou pokládány (Pospíšil et Pospíšil 2011) vysoké srážky a vysoká vzdušná vlhkost, hustý korunový zápoj, snížená vitalita smp v důsledku špatné výživy a zamokření, vyšší věk stromů, snížení imisí síry na lokalitách. Výše uvedení autoři provedli plošné šetření o rozsahu napadení houbou v roce 2008 ve východní části Krušných hor, na lesních hospodářských celcích (LHC) Červený Hrádek, Litvínov a Telnice, v šetření pak pokračovali r. 2010 a kromě uvedených LHC šetření rozšířili na LHC Klášterec, Jezeří, Košťany a na lesní majetky měst Jirkov a Chomutov. Hodnocení uvedených autorů mělo praktický záměr – stanovit míru poškození, plošný rozsah a progresi poškození porostů pro další strategii hospodaření. Uvedení autoři ve východní části Krušných hor hodnotili poškození porostů kloubnatkou čtyřstupňovou stupnicí intenzity napadení, hodnocena byla progresse napadení mezi roky 2008–2010, intenzita poškození porostů v závislosti na nadmořské výšce, na orientaci svahů, na počtu dnů s mlhou a na věkovém stupni. Užité metodiky hodnocení stupně napadení porostů kloubnatkou byly vytvořeny pro rychlé hodnocení velkých územních celků, tou je stupnice poškození porostů podle zastoupení silně poškozených stromů, tj. stromů majících více než 90 % pupenů zničeno houbou. Expertní zpráva Lesní ochranné služby při Výzkumném ústavu lesního hospodářství a myslivosti (LOS VÚLHM) užívá čtyři třídy stupně napadení pupenů (nerašících pupenů) a to do 25 %, 26–75 %, více než 75 % a odumřelé stromy (LOS 2009). Pro naše podrobnější hodnocení malých skupin stromů byla stupnice poškození porostů příliš hrubá, stejně tak výše uvedené intervaly stupně napadení pupenů nebyly užity pro svůj neproporční interval. Proto byla vytvořena stupnice poškození vlastní, zohledňující vztah počtu rašících pupenů a defoliace.

Cíle

- (1) Navrhnout hodnotící stupnici míry napadení houbou a zdravotního stavu stromů pro účely hodnocení v malých bioskupinách.
- (2) Posoudit míru napadení smp kloubnatkou na vybraných ekologicky rozdílných lokalitách v rámci jedince a populace. Vyhodnotit hypotézu, že pro kloubnatku jsou nepříznivými ekologickými podmínkami horko a sucho.
- (3) Vyhodnotit vliv mikroklimatu na životní formy kloubnatky v průběhu vegetačního období. Vyhodnotit hypotézu, že kloubnatka vyžaduje pro dosažení každého vývojového stadia určitou sumu efektivních teplot.

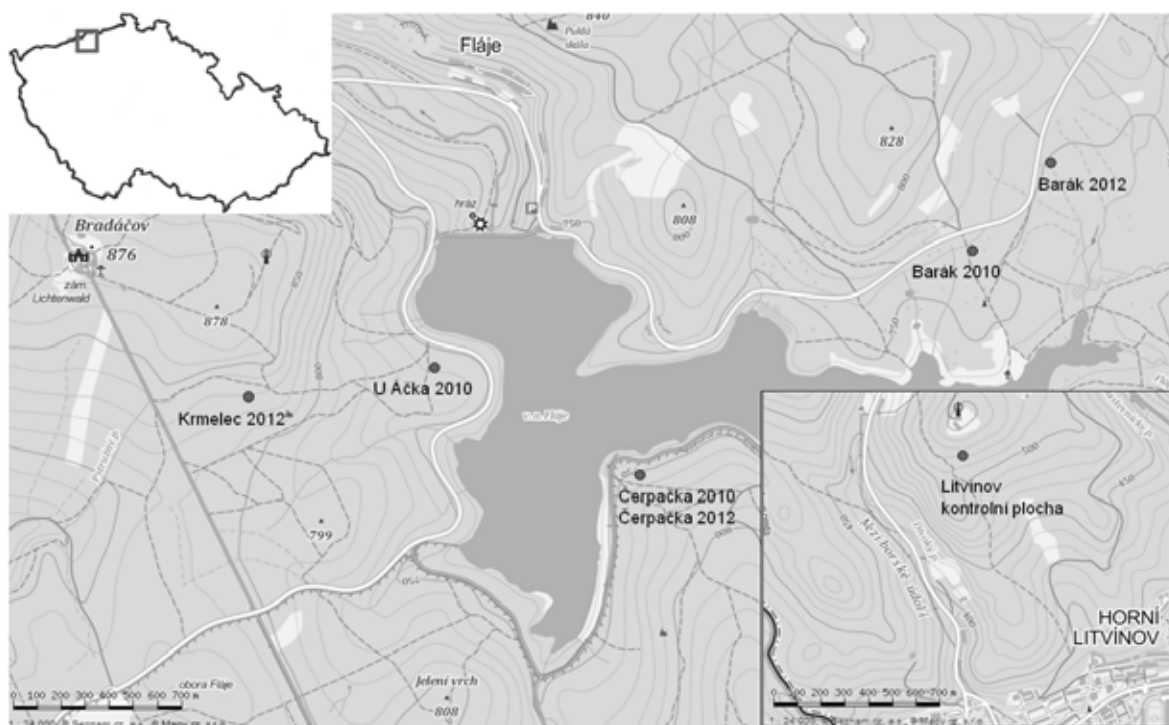
Metodika

Výběr bioskupin

Studijní plochy jsme situovali do oblasti největšího poškození lesních porostů, kterou je LHC Litvínov (Pospíšil et Pospíšil 2011). Ve vegetační sezónách 2010, 2012 bylo vybráno 5 porostů se zastoupením smp v oblasti vodního díla Fláje a jeden porost bez známek napadení smp houbou v podhůří Krušných hor, ten sloužil jako plocha srovnávací, viz Obr. 1. Zvoleny byly staré výsadby ve věku 23–45 let. Pro porovnání intenzity napadení a dynamiky vývoje onemocnění byly lesní porosty vybrány v různé nadmořské výšce, v rozdílné geomorfologii terénu a o různé hustotě porostu.

Kontrola plodniček

Vývoj houby byl na lokalitách kontrolován v intervalu 14 dnů, a to na větvích ve výši 1,5–2 m nad zemí. Po vytvoření plodniček byly plodničky v intervalu návštěv odebírány pro kontrolu přítomnosti spor. Z každé plochy, z 5–7 stromů, byl odebírán směsný vzorek 15–20 napadených pupenů s plodničkami. Pupeny byly uchovávány v konzervačním roztoku ethanolu a ledové kyseliny octové (3:1). Přítomnost výtrusů byla zjišťována z rozetřeného směsného vzorku plodniček mikroskopem Lamda DN45. Konidie byly pozorovatelné již při zvětšení 10x10. V roztlaku byly zaznamenány 18 dní před dospělým stadiem konidií spory juvenilní, za výskyt konidií však byla považována přítomnost plně vyvinutých konidií, které dosahovaly obvyklých rozměrů (Soukup et Pešková 2009).



Obr. 1 Umístění studijních ploch v roce 2010 a 2012 (zdroj: Mapy.cz)

Měření mikroklimatu v bioskupinách

V bioskupinách byla v průběhu vegetační sezóny měřena teplota a relativní vlhkost vzduchu. Měření bylo prováděno pomocí čtyř čidel značky OMEGA OM-CP-RHTEMP 101 umístěných na severní straně kmene stromu uprostřed bioskupiny ve výšce 2,0 m nad zemí. S ohledem na hypotézu, že kloubnatce nevyhovuje teplo a sucho, byla čidla nastavena tak, aby odečítala odpolední teplotu, kdy lze předpokládat nejvyšší denní teploty a nejnižší relativní vzdušnou vlhkost. Ve vegetační sezóně r. 2010 čidla zaznamenávala teplotu v 15 hodin UTC+1 a ve vegetační sezóně roku 2012 pak 15 hodin UTC+2. Nestejný čas v mezi rokem 2010 a 2012 má původ v chybném nastavení čidel. Z naměřených hodnot v 15 hodin UTC+1, resp. UTC+2 byly počítány průměrné týdenní hodnoty a suma efektivních teplot dosažená v jednotlivých týdnech.

Hodnocení stavu stromů v bioskupinách

Hodnocení stavu stromů bylo vytvořeno pro účely hodnocení malých bioskupin. Byly hodnoceny dva atributy zdravotního stavu stromů: míra prorůstání pupenů v roce hodnocení (%) a míra defoliace stromu (%). Pro oba atributy bylo zvoleno dělení do čtyřech tříd: Míra prorůstání pupenů v roce hodnocení: do 30 %, 31–50 %, 51–70 %, 71 % a více. Míra defoliace stromu: do 30 %, 31–50 %, 51–70 %, 71 % a více.

Pro celkové hodnocení zdravotního stavu bioskupiny bylo užito upravené hodnocení zdravotního stavu porostu podle Pospíšilů (Pospíšil et Pospíšil 2011): stupeň 0 = porosty nepoškozené, na žádném stromu nejsou patrné příznaky poškození. Stupeň 1 = porosty mírně poškozené, v porostu je 1–10 % silně poškozených stromů. Stupeň poškození 2 = porosty středně poškozené, v porostu je 11–50 % silně poškozených jedinců. Stupeň 3 = porosty silně poškozené, v porostu je více než 50 % silně poškozených stromů. Za silně poškozený strom byl pro účely této studie vzat jedinec u kterého prorůstá méně než 30 % pupenů.

Prakticky zjistitelnou mírou napadení houbou byla zvolena kvantifikace prorůstajících pupenů, tj. těch pupenů, které houbou nebyly zničeny. Neuvažují se jiné příčiny odumření pupenu, jako např. přirozené odumření, jiné houbové onemocnění, poškození hmyzem. Letorosty, které prorůstají a jsou houbou jen deformované, jsou pokládány za nenapadené – z pohledu fyziologického jsou pro strom funkční. Množství prorůstajících pupenů však neposkytuje rozlišení o akutním silném napadení nebo chronickém napadení stromu, kdy je většina pupenů v předchozích letech houbou zničena a strom nemá schopnost vytvořit nové pupeny. Proto byla zvolena kombinace míry prorůstání letorostů a defoliace. Zastoupení jedinců s malým prorůstáním pupenů a zároveň se silnou defoliací může ukazovat na dlouhodobé napadení houbou.

Přírodní podmínky bioskupin

Základní ekologické charakteristiky bioskupin uvádíme v tab. 1. Stav a označení porostů hodnocených r. 2010 vychází z lesního hospodářského plánu (LHP) pro období 2001–2010, v případě porostů hodnocených v roce 2012 vychází jejich stav a označení z LHP 2011–2020. Lokality v práci rozlišujeme rokem pozorování 2010 – 10 a 2012 – 12.

Tabulka 1 Ekologická charakteristika bioskupin

Lokalita / rok studie	Nadm. výška (m n. m.)	Orientace ke svět. stranám	Vzdálenost od břehu vodní nádrže (m) / geomorfolog. situace	Věk porostu k čase hodnocení	Zakmenění	SLT / ostatní ekol. faktory
Barák 10 – 301A3 / 2010	760	plošina	580 / kotlina	33	2	7S
Barák 12 – 301C5a / 2012	760	plošina	800 / kotlina	45	6	7R
Čerpačka 10 – 211B3a / 2010	760	mírný svah ukloněný k severu	130 / táhlý, řídicí zalesněný svah	21-32	8	7K
Čerpačka 12 – 211B4a / 2012	760	mírný svah ukloněný k severu	130 / táhlý, řídicí zalesněný svah	23-34	8	7K
Krmelec 12 – 122A3a / 2012	835	mírný svah ukloněný k jihu	780 / střední část svahu chráněná od severu příkrým srázem	31	8	8G (7K) / vápěno
U Áčka 10 – 122B3 / 2010	760	mírný svah ukloněný k jihovýchodu	160 / příbřeží chráněné od západu svažitou stěnou svahu	36	10	7K / husté okolní porosty
Litvínov 12 – 358A3 / 2012	520	svah do 10°, ukloněný k jihu	mimo vliv velké vodní plochy / střední část svahu v členitém terénu vrchovinného typu	25	9	4S / srovnávací plocha bez napadení kloubnatkou

Lokalita Barák 10 – 301A3 – je první generace lesa v oblasti intravilánu bývalé obce Fláje. Na lokalitě jsou terénní nerovnosti po základech budov a zbytky zdíva. Půdním typem je kryptopodzol modální na granitu. Porost byl do roku 2010 tvořen pouze smp, na podzim roku 2010 byl porost rekonstruován.

Lokalita Barák 12 – 301C5a – je první generace lesa na bývalé zemědělské půdě. Plocha je rozčleněna soustavou odvodňovacích příkopů. Půdním typem je organozem na gleji, v podloží granit. Zastoupení dřevin: smp 80 %, smrk ztepilý 19 %, bříza pýřitá 1 %. Střední kmen smp – tloušťka 13 cm, výška 9 m.

Lokalita Čerpačka 10, 12 – 211B3a, resp. 211B4a – nestejnověký 22–33 let starý porost je podsazený mladší etáží smrku ztepilého (211B1b). Půdním typem je kryptopodzol modální na granitu. Porost je cele tvořen smp, přimíšena je bříza bělokorá. Střední kmen smp – tloušťka 14 cm, výška 6 m. V roce 2012 byly na lokalitě zaznamenány jednotlivé stromy nebo skupiny stromů jak smrku ztepilého tak i smrku pichlavého napadené václavkou (*Armillaria* sp.), stromy se vyznačovaly zreznutím starých jehlic ve druhé polovině května.

Lokalita Krmelec 12 – 122A3a – Geologickým podložím je minerálně středně silný tefrit. Zastoupení dřevin: smp 85 %, bříza bradavičnatá 15 %. Střední kmen smp – tloušťka 13 cm, výška 6 m. Na této lokalitě byl zaznamenán v roce 2012 nejvyšší výskyt (v rámci sledovaných lokalit) *Siroccocus conigenus* (registrovány byly stromy s napadením větším než 10 % napadených výhonů tímto houbovým patogenem). Celkem bylo zaznamenáno 11 napadených stromů (tj. 14 % z počtu stromů v bioskupině), z toho 73 % případů napadení *Siroccocus* bylo zaznamenáno na stromech s mírou prorůstání pupenů nižší než 50 %, která je způsobená napadením kloubnatkou.

Lokalita U Áčka 10 – 122B3 – geologické podloží tvoří granit. Porost je cele tvořen smp a je sevřen plně zapojenými, vysokými porosty smrku ztepilého.

Lokalita Litvínov 12 – 358A3 – geologickým podložím jsou tefrity a dvojslídne ortoruly. Zastoupení dřevin: smp 30 %, smrk ztepilý 30 % a bříza bradavičnatá 40 %. Porost je plně zapojený.

Tabulka 2 Průměrná odpolední teplota vzduchu a průměrná relativní vzdušná vlhkost v bioskupinách v 15:00 UTC +1 r. 2010, v 15:00 UTC +2 r. 2012 v období 4. V.-7. X.

Lokality	Barák 10	Barák 12	Čerpačka 10	Čerpačka 12	Krmelec 12	U Áčka 10	Litvínov 12
Průměrná teplota [°C]	16,00	17,43	15,75	17,48	16,55	14,71	18,92
Průměrná relativní vzdušná vlhkost [%]	75,51	68,38	76,44	69,60	71,36	81,06	63,10

Na sledovaných lokalitách bylo v roce 2010 chladněji a vyšší relativní vzdušná vlhkost než v roce 2012, viz tab. 2. Nejchladnější a nejlhčí lokalitou v roce 2010 byla lokalita U Áčka 10, lokality Barák 10 resp. 12 a Čerpačka 10 resp. 12 byly téměř shodné v naměřených hodnotách v rámci každého z obou měřených období. V roce 2012 nechladnější a nejlhčí lokalitou byla lokalita Krmelec 12 a nejteplejší a nejsušší lokalitou byla lokalita Litvínov 12.

Výsledky

Intenzita poškození pupenů mezi jedinci, vegetačními sezónami a lokalitami

Napadení houbou je odvislé od genotypu stromu – např. ve skupině stromů jsou obě koruny dvojkmenného stromu málo postižené houbou ve srovnání s okolními stromy.

Převažující stupeň poškození pupenů a posléze letorostů houbou ve 1,5–2 m výšky stromu je na každé z lokalit rozdílný, také v rámci každého vegetačního období je míra poškození na téže lokalitě rozdílná, viz tab. 3. Ve sledované sekci koruny ve vegetační sezóně roku 2012 houba zcela zamezila rašení na lokalitě Barák 12 – pupeny byly zahubeny v zimní velikosti, na lokalitě Čerpačka 12 pupeny byly zahubeny v počáteční fázi rašení, v délce 2 cm a na lokalitě Krmelec 12 převažovaly letorosty ustrnulé ve vývoji v délce 4 cm. Také četnost plodniček v této výškové sekci stromů byla rozdílná od lokality a od vegetačního období. Na lokalitě Barák 12 se plodničky vytvářely vzácně, obvykle 1–2 ve vrcholové části pupenu. Na lokalitě Čerpačka 12 byly v malých hloučcích na stromatu v bazální části pupenu vystupujícího mezi pupenovými šupinami. Na lokalitě Krmelec 12 bylo na kůře krátkých letorostů sice plošně vyvinuto rozsáhlé stroma, houba tyto letorosty zbavila jehlic, ale plodničky se na něm vykytovaly jen v jednotlivých hloučcích. Malá četnost plodniček v roce 2012 je v kontrastu s hojným počtem plodniček na napadených pupenech v roce 2011 a to na všech zde uváděných lokalitách, napadené pupeny z této sezóny byly zcela plodničkami obalené.

Mechanismus poškození pupene a jeho intenzita

Poškození pupene postupuje od pupenových šupin lokalizovaných v bazální části pupene. Houba počíná poškozovat primordia jehlic a dále podle intenzity napadení přechází dostředně k ose pupenu. Může přecházet na primordia pokožky budoucího výhonu a dále pronikat i pod ně a poškozovat primární meristém. Při intenzivním napadení může tak houba celý pupen mumifikovat. Charakteristickou známkou ovlivnění primárního meristému u rašících pupenů je jejich vychýlený růst, značící že jedna část dělivých pletiv je více ovlivněna houbou než zbytek pletiv. Při slabším napadení se můžeme setkat s letorostem zbaveným jehličí, to bylo houbou zničeno, dále pak s poškozenou pokožkou, která je nahrazena náhradním korkovým pletivem. Byly také zaznamenány případy, kdy krátký letorost zbavený jehlic a původní pokožky, pokrytý korkovým pletivem a černým stromatem houby, často zcela pokrytým plodničkami, cca 2–3 cm dlouhý, ve své apikální části následujícího roku prorůstá. Znamená to, že houba poškozují tkáň pupenu z vnějšku, atakuje pokožkové buňky a nepoškodila primární meristém, který je schopný tvořit adventivní pupeny. V tomto případě v apikální části korkové pletivo puká a z něj prorůstá nový letorost.

Při silném napadení pupenu, kdy celý pupen je mumifikován, často ještě ve velikosti zimní dormance, vytváří se pod pupenem ve vrcholu loňského výhonu, rozeta četných adventivních pupenů. Znamená to, že houba je izolována na povrchu napadeného pupenu a neproniká vodivými pletivy mimo pupen do loňského výhonu. Také u smrku ztepilého bylo pozorováno napadení kloubnatkou, a to jak napadení čerstvé, na jaře r. 2012, v podobě nekrotizujících rašících pupenů, které odumírají (vzhled jako při poškození mrazem) nebo poškození v předešlých vegetačních obdobích v podobě pokroucených větví (např. porosty 323G2a – lokalita poblíž obce Dlouhá Louka, 211B1b – lokalita Čerpačka, viz studované plochy). Podle vlastního pozorování houba ve sledované oblasti nemá

schopnost vytvářet na smrku ztepilém plodničky. V obou případech napadení smrku ztepilého se jedná o rozvolněné porosty se stromy do věku 25 let.

Výskyt plodniček a výtrusů

Nástup vývojových stadií je časově rozdílný mezi lokalitami, nastává však v obou sledovaných sezónách v téměř shodném časovém období, viz tab. 3 a grafy na obr. 2, 3. Houba se na pupenu projevuje růstem stromatu, tj. mycelia v podobě zprvu pavučinového, světle hnědého, později korovitého, černého příkrovu. Na tomto stromatu se záhy vytvářejí plodničky v různé četnosti. Plodničky se nejčastěji tvoří na bázi pupene v početných shlucích, ale mohou se tvořit i na jeho vrcholu, tam pak bývají nečetné, zpravidla v počtu od 1 do 3 kusů. Menší úhrnné napadení letorostů je v horní části koruny, ve spodní části koruny je často až 100 % pupenů houbou zničeno.

Tabulka 3 Nástup vývojových stadií kloubnatky

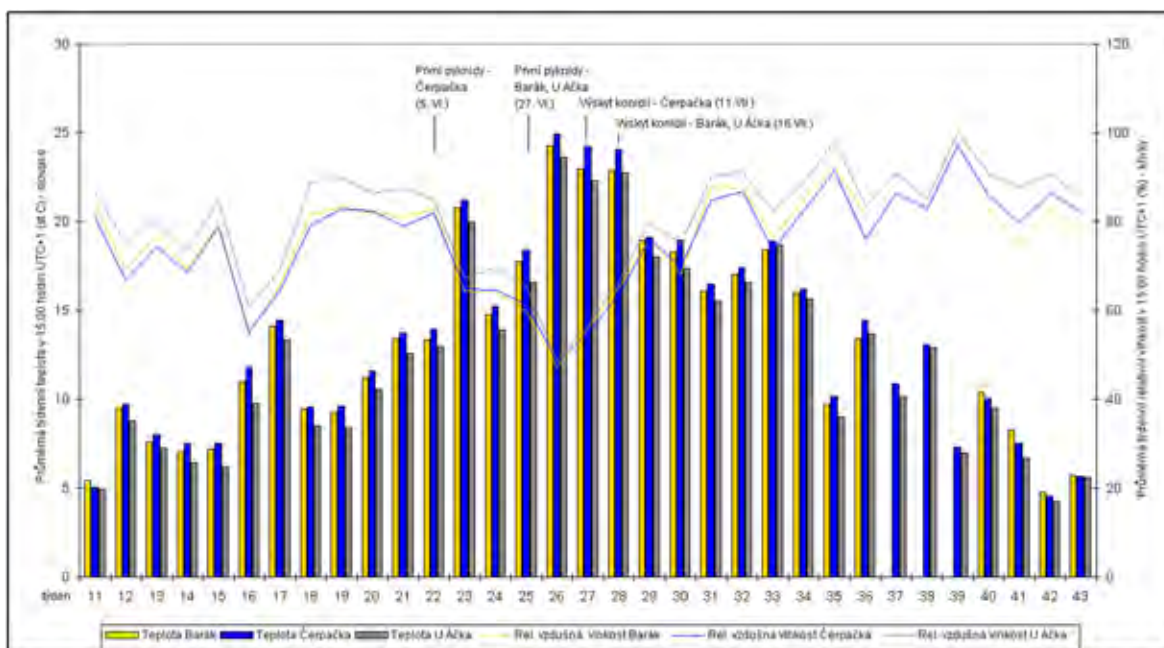
Vývojové stadium	Barák 10	Barák 12	Čerpačka 10	Čerpačka 12	Krmelec 12	U Áčka 10
	datum					
Bazální stroma světlé	5.6.2010	9.6.2012	29.5.2010	11.5.2012	11.5.2012	5.6.2010
Pyknidy*	27.6.2010	23.6.2012	5.6.2010	10.6.2012	10.6.2012	27.6.2010
Konidie*	16.7.2010	10.7.2012	11.7.2010	10.7.2012	10.7.2012	16.7.2010
Mumifikace pupenů v příp. silného ataku	-	10.7.2012	-	10.7.2012	10.7.2012	-
Míra nové infekce pupenů	-	pupeny zůstávají v zimní velikosti	-	pupen drápovitě zahnutý do délky 2 cm	pupeny srpovitě zahnuté nebo stromatem pokryté pahýly letorostu do 4cm	-
Lokalizace plodniček v roce 2012	-	nečetné, jednotlivě se vyskytující	-	na bázi pupene, četné v malých koloniích v překryvech pup. šupin	na bázi pupene, četné v malých koloniích v překryvech pup. šupin	-

*Teleomorfní plodničky a pohlavní výtrusy v sezónách 2010, 2012 nenalezeny.
– údaj chybí.

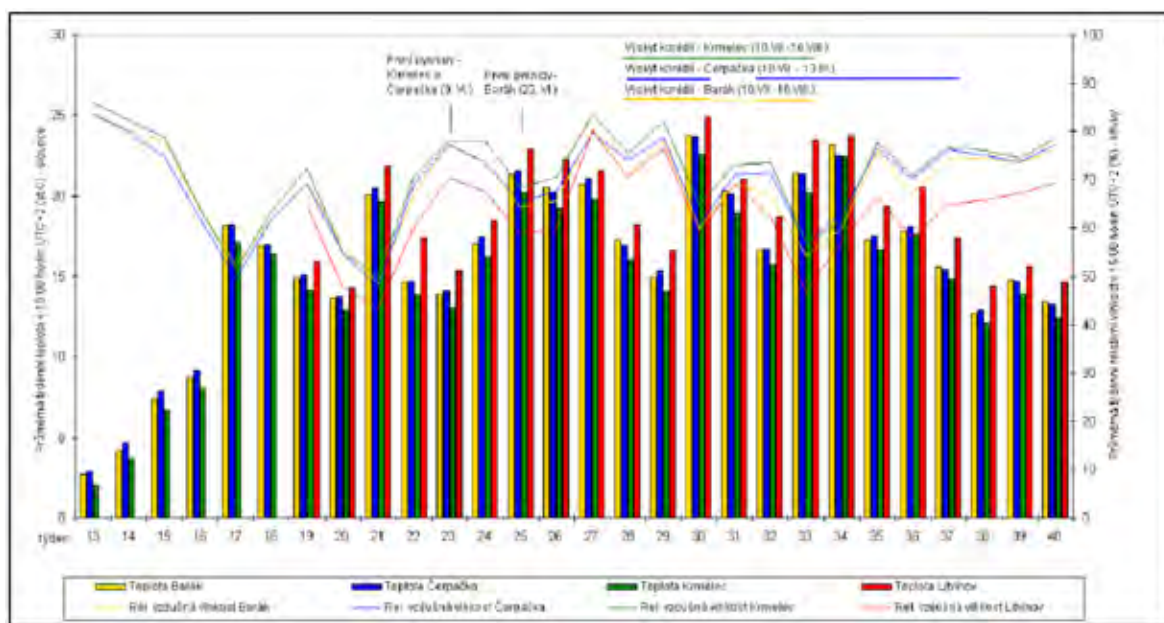
Nástup vývoje prvních pyknid byl časově rozrůzněný v závislosti od lokality, a to po obě sledovaná období, viz grafy na obr. 2, 3. Po obě období byl nástup výskytu pyknid časnější na lokalitě Čerpačka a naopak na lokalitě Barák byl po obě období pozorován jejich pozdější vývoj. Na nejchladnější a nejlhčí lokalitě sezóny 2012, lokalitě Krmelec 12 byl výskyt pyknid zaznamenán ve stejný čas jako na lokalitě Čerpačka. Časový rozdíl ve výskytu pyknid na lokalitách roku 2010 byl 4 týdny (22.–25. týden), v roce 2012 byl 3 týdny (23.–25. týden). První nástup pyknid vůbec byl v roce 2010 ve 22. týdnu a v roce 2012 ve 23. týdnu. Nástup výskytu konidií byl v roce 2010 rozdílný, vykazoval týdenní časový rozdíl mezi časnějším nálezem na lokalitě Čerpačka 10 (27. týden) a pozdějšími výskyty na lokalitách Barák 10 a U Áčka 10 (28. týden). V roce 2012 byl pozorován shodný čas prvního výskytu konidií, ve 28. týdnu. Nejdelší přítomnost konidií byla r. 2012 pozorována po 10 týdnů (28.–37. týden) na lokalitě Čerpačka, na ostatních lokalitách jen po 6 týdnů (28.–33. týden). Nástup výskytu konidií mezi rokem 2010 a 2012 vykazoval týdenní rozdíl, v roce 2010 byl výskyt konidií časnější (27. týden). Zaznamenáno bylo také přerušení sporulace v roce 2012 uprostřed období tvorby výtrusů (v roce 2010 nebylo pozorování prováděno), ve 31. týdnu byla zjištěna absence konidií na lokalitě Čerpačka 12 a ve stejném týdnu jejich sporadický výskyt na lokalitě Barák 12.

Hypotéza, že kloubnatka nesnáší teplo a sucho, se naplňuje v případě porovnání lokalit napadených houbou s lokalitou bez napadení v podhůří. Narozdíl od kontrolní lokality Litvínov 12 v podhůří, je v měřeném období (4. V.–7. X. 2012) na lokalitách napadených kloubnatkou odpolední teplota průměrně o 1,8 °C nižší a relativní vzdušná vlhkost je průměrně o 6,7 % vyšší. Pokud by měl být uvažován klimatický práh výskytu houby ve srovnání s lokalitou Litvínov 12 (vycházející z odpoledních hodin), pak rozdíl hodnot je menší, a to o 1,44 °C nižší průměrná teplota (Čerpačka 12) a o 5,3 % vyšší průměrná relativní vzdušná vlhkost (Barák 12). Přesto na nejchladnější a nejlhčí lokalitě Krmelec 12 byl zdravotní stav stromů lepší (malý podíl stromů s nízkým stupněm prorůstání pupenů

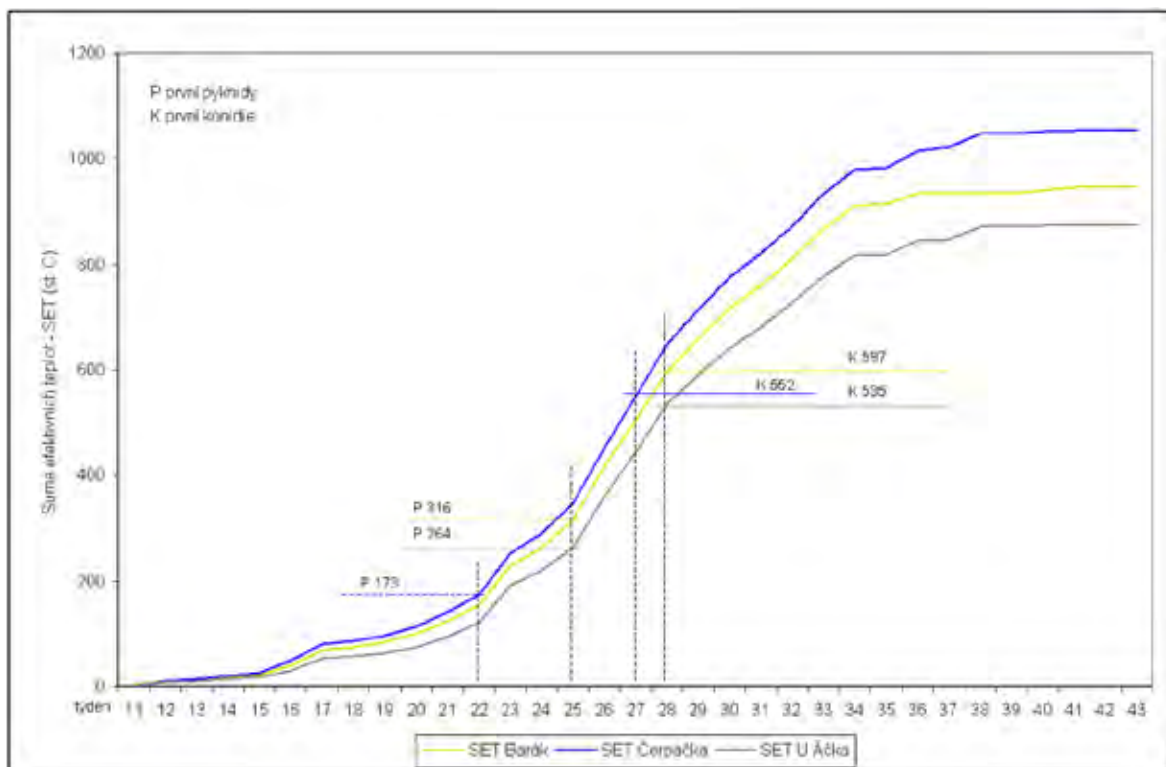
a stromů s vysokou mírou defoliace) než na ostatních lokalitách, a to přesto, že se na této lokalitě houba standardně vyvíjela (rok 2012), houbou napadené letorosty dorostly ve srovnání s ostatními lokalitami nejdelší (4 cm), viz tab. 3.



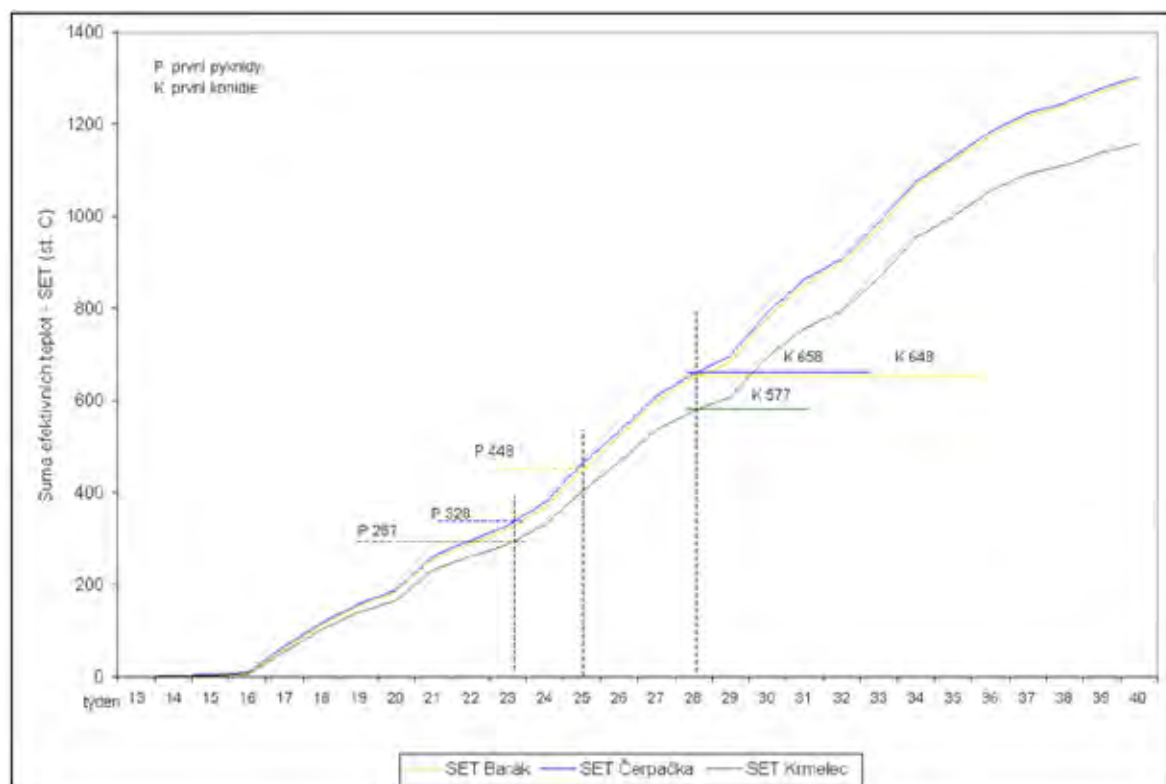
Obř. 2 Průběh průměrné odpolední týdenní teploty a průměrné odpolední týdenní relativní vzdušné vlhkosti v 15:00 UTC +1 a nástup vývojových fází kloubnatky v roce 2010



Obř. 3 Průběh průměrné odpolední týdenní teploty a průměrné odpolední týdenní relativní vzdušné vlhkosti v 15:00 UTC +2 a nástup vývojových fází kloubnatky v roce 2012. Přerušeni linie ve výskytu konidií nebo linie čárkovaná značí v daném týdnu absenci jejich výskytu nebo jen jejich slabý výskyt



Obr. 4 Suma odpoledních týdenních efektivních teplot (teplot nad 10°C) počítaná z 15:00 UTC+1 a nástup vývojových stadií kloubnatky v roce 2010



Obr. 5 Suma odpoledních týdenních efektivních teplot (teplot nad 10°C) počítaná z 15:00 UTC+2 a nástup vývojových stadií kloubnatky v roce 2012

Krátké letorosty byly často pokryté souvislým stromatem místy pokrytým plodničkami. Na teplejších a sušších lokalitách (Barák 12, Čerpačka 12) byly napadené pupeny ustrnulé již v časně fázi rašení aniž by se stačily otevřít a plodničky se vyskytovaly jednotlivě nebo v malých skupinkách,

vytvářely se na stromatu, které bodově vystupovalo z pod pupenových šupin. Naopak na těchto lokalitách jsou stromy houbou poškozené více (větší podíl stromů s nízkým stupněm prorůstání pupenů a stromů s vysokou mírou defoliace). Klima jako faktor napadení stromů kloubnatkou nelze tak pokládat za jediný určující faktor, protože obě lokality (Barák 12, Čerpačka 12) mají téměř stejný průběh teploty a srážek, přesto je mezi nimi výrazný rozdíl ve zdravotním stavu stromů. Nabízí se tak otázka spojení vývoje houby s jinými ekologickými faktory, např. s časností a dynamikou rašení smp, režimem proudění vlhkého vzduchu – vzduchem protékané svahy vs. kotlina s chladným vzduchem v noci. Faktorem majícím vliv na celkový zdravotní stav porostů je věk, kdy starší porosty jsou více poškozené vlivem akumulace poškození kloubnatkou, viz tab. 6 a 7.

Hypotéza, že vývojová stadia nastávají dosažením určitého prahu SET, se nepotvrdila. V roce 2010 teplotně podobné lokality (Barák 10, Čerpačka 10) s podobným průběhem křivky SET vykazují rozdílný nástup vývojových stadií ve srovnání s lokalitou teplotně odlišnou – chladnější (U Áčka 10). V roce 2012 první výskyt pyknid a konidií nastává na nejchladnější lokalitě (tj. lokalitě s pozvolněji rostoucí křivkou SET) ve stejný čas jako na lokalitě teplejší. V roce 2010 byl interval prvního výskytu pyknid na lokalitách mezi SET (15:00 UTC+1) 173–316 °C (rozpětí 143 °C), v časovém rozestupu 3 týdnů a byl vymezen teplotně podobnými lokalitami (Barák 10, Čerpačka 10) viz graf na obr. 4. V roce 2012 byl interval prvního výskytu pyknid mezi SET (15:00 UTC+2) 287–448 °C (rozpětí 161 °C) v časovém rozestupu 2 týdnů, byl vymezen teplotně rozdílnými lokalitami (Krmelec 12, Barák 12), viz graf na obr. 5. Spodní hranici SET představuje nejchladnější lokalita Krmelec 12, ta je také spolu s lokalitou Čerpačka 12 počátkem výskytu pyknid v sezóně 2012. První výskyt konidií je lokalizován do rozpětí SET v roce 2010 mezi 552 °C (U Áčka 10, nejchladnější lokalita sezóny) a 597 °C (Barák 10), oba výskyty ze stejného času, a to na teplotně rozdílných lokalitách. O týden časnější výskyt konidií nastal při SET intermediární: 535 °C na lokalitě Čerpačka 10, která je teplotně podobná lokalitě Barák 10. V roce 2012 byl první výskyt konidií vymezen SET 577 °C na nejchladnější lokalitě Krmelec 12 a 648, resp. 658 °C na ostatních lokalitách a to ve stejný čas u všech lokalit.

Tabulka 4. Průměrná teplota v 15:00 hodin UTC +1 (2010) nebo UTC+2 (2012) ve 14 dnech předcházejících prvnímu nálezů vývojového stadia kloubnatky

Vývojové stadium	Barák 10	Barák 12	Čerpačka 10	Čerpačka 12	Krmelec 12	U Áčka 10
	°C					
Stroma světlé	13,34	17,33	12,69	17,58	16,76	12,82
Pyknidy	16,24	15,46	13,83	17,56	16,76	15,23
Konidie	22,92	19,01	24,61	18,99	17,89	22,51

Tabulka 5. Průměrná relativní vzdušná vlhkost v 15:00 hodin UTC +1 (2010) nebo UTC+2 (2012) ve 14 dnech předcházejících prvnímu nálezů vývojového stadia kloubnatky

Vývojové stadium	Barák 10	Barák 12	Čerpačka 10	Čerpačka 12	Krmelec 12	U Áčka 10
	%					
Stroma světlé	81,82	57,68	80,57	55,75	57,43	86,18
Pyknidy	61,71	75,54	80,43	58,53	60,43	67,54
Konidie	60,71	75,32	51,75	76,89	79,50	61,79

Vliv iniciace vývoje pyknid a konidií teplotou v období blízkém se neprokázalo. V roce 2010 byly průměrné teploty v období 14 dní před prvním výskytem pyknid rozdílné, na lokalitě o 3 týdny časnějšího nálezů pyknid (Čerpačka 10), byla teplota nižší (o 1,4, resp. 2,41°C) než na lokalitách souběžného nálezů (Barák 10, U Áčka 10). Průměrné teploty ze 14denního období před prvním výskytem pyknid pouze reflektují rozdílné hodnoty pocházející z rozdílných časových horizontů, neukazují na potřebu houby získat sumu teplot pro dosažení stadia pyknid. Stejná situace je i v případě vztahu teploty a konidií v roce 2010.

V roce 2012 se hodnoty průměrných teplot ve 14denním období před výskytem pyknid podobaly i přes 2týdenní rozdíl mezi lokalitami (Čerpačka 12, Krmelec 12 vs. Barák 12). Výskyt konidií byl na lokalitách souběžný a předcházela mu poměrně stejná průměrná teplota.

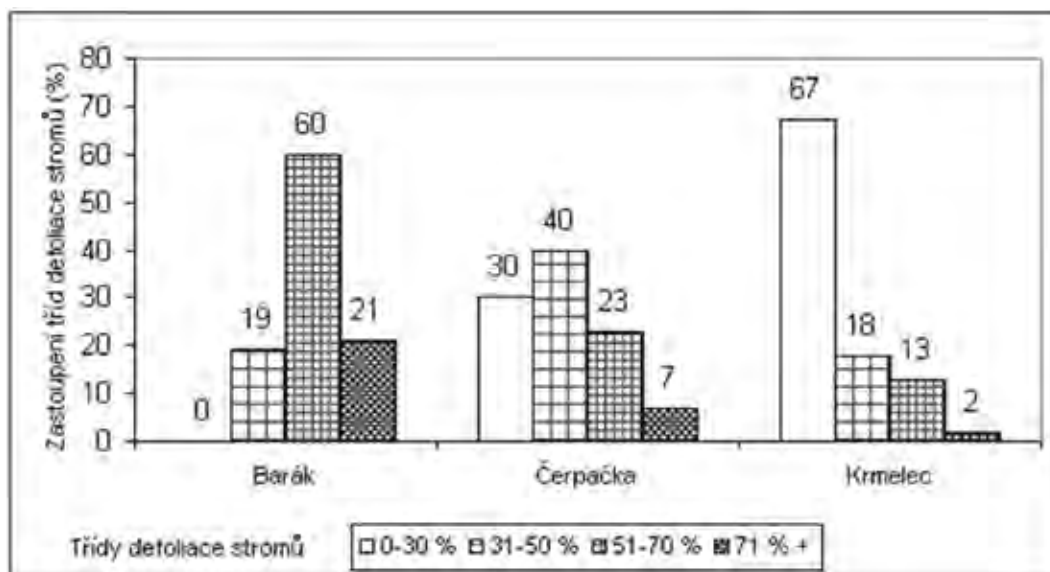
Také průběh relativní vzdušné vlhkosti ve 14denním období před výskytem pyknid a konidií neukazuje na vliv iniciace pro jejich vývoj. V roce 2010 u prvního výskytu pyknid na lokalitě Čerpačka 10, byla zaznamenána vlhkost rozdílná, vyšší než na lokalitách o 3 týdny pozdějšího výskytu. Jedná se zde také jen o hodnoty vycházející z rozdílného časového horizontu nemající souvztažnost k výskytu plodniček. Stejná je také situace v roce 2010 u prvních výskytů konidií, kdy o týden časnějšímu výskytu na lokalitě Čerpačka 10 předcházela také rozdílná vlhkost – nižší průměrná relativní vzdušná vlhkost než na lokalitách pozdějšího výskytu. V roce 2012, kdy je první výskyt pyknid na lokalitě Barák 12 o dva týdny pozdější, vykazuje rozdílnou, vyšší relativní vlhkost 14denního období než na zbylých dvou lokalitách souběžného výskytu. V případě výskytu konidií, kde výskyt byl na všech lokalitách souběžný, byla průměrná 14denní relativní vzdušná vlhkost mezi lokalitami podobná.

Průměrné 14denní teploty a relativní vzdušnou vlhkost nelze mezi sledovanými roky srovnávat z důvodu rozdílného času jejich odečítání, přesto lze zhruba 14denní období před nástupem pyknid vymezit průměrnou odpolední teplotou mezi 15,23–17,56 °C a stejné období před nástupem konidií lze vymezit 17,89–24,61 °C. Relativní vzdušná vlhkost se v 14denním období před výskytem pyknid v odpoledních hodinách pohybovala mezi 58,53–80,43 %, a před výskytem konidií mezi 51,75–79,50 %.

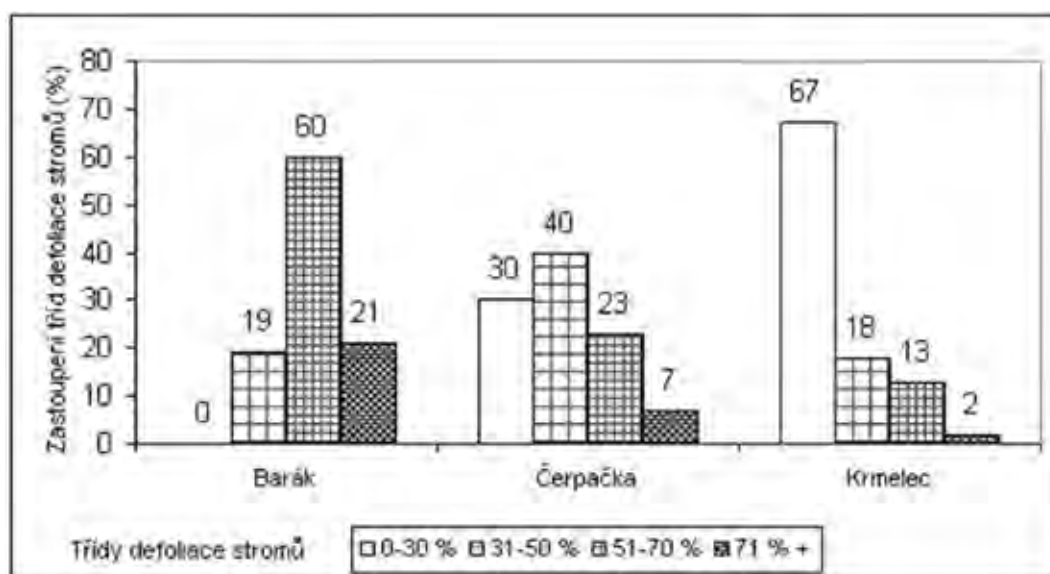
Intenzita poškození porostů

Hodnocení porostů pouze podle míry prorůstání pupenů (počet stromů s počtem prorůstajících pupenů do 30 %), dobře vylučuje silně poškozené lokality (Barák 10, Barák 12, U Áčka 10) viz tab. 6. Sdružením atributů míry prorůstání pupenů a míry defoliace v roce 2012 byl získán přehled zastoupení stromů v kritickém stavu (tj. stromů menším počtem prorůstajících pupenů než 30 % a zároveň s defoliací vyšší než 50 %), viz tab. 7 a grafy na obr. 6 a 7. Největší počet stromů v kritickém stavu byl na lokalitě Barák 12 (52 %), podstatně menší zastoupení takových stromů bylo na lokalitách ostatních. Lokality Barák 12 a Čerpačka 12 (podíl kriticky poškozených stromů 17 %), jsou si mikroklimaticky velmi podobné, ekologickými rozdíly jsou stáří a hustota porostů, geomorfologie terénu a půdní typ. Lokalita Krmelec 12, která má nejmenší podíl kriticky poškozených stromů (6 %), je od zbylých dvou lokalit mikroklimaticky odlišná, je nejchladnější a nejvlhčí lokalitou, rozdílná je také geologickým podložím (minerálně středně bohatý trachyt), geomorfologií terénu a půdním typem, lokalita byla navíc vápněna, viz tab. 1.

Srovnáním hodnocení o jednom faktoru – zastoupení stromů s nízkou mírou prorůstání pupenů (do 30 %), se složeným hodnocením – zastoupení stromů s nízkou mírou prorůstání pupenů (do 30 %) a zároveň s vysokou mírou defoliace (nad 50 %), viz tab. 6 a 7, je malý rozdíl v počtu stromů ve výběrech na lokalitě Barák 2012. Tam většina stromů s nízkou mírou prorůstání a jsou také zároveň stromy s vysokou mírou defoliace, to napovídá na dlouhodobé napadení lokality kloubnatkou. Naopak výrazný rozdíl v počtu stromů ve výběrech uvedených hodnocení je na lokalitách Čerpačka 12 a Krmelec 12. To napovídá na krátkodobější napadení kloubnatkou, kdy na stromech ještě nezezdárla a neopadalo jehličí starších výhonů. Také v rámci těchto zdravějších lokalit je výrazný rozdíl, kdy při stejném procentickém zastoupení stromů s nízkým stupněm prorůstání pupenů je výrazně nižší počet stromů s defoliací nad 50 % na lokalitě Krmelec 12. Na této lokalitě lze tak předpokládat nejkratší působení kloubnatky.



Obr. 6 Zastoupení stromů ve třídách prorůstání prýtů a ve třídách defoliace stromů, sezóna 2012



Obr. 7 Defoliace stromů ve třídách prorůstání prýtů 0–50 %, sezóna 2012

Tabulka 6. Stupně poškození bioskupin podle upravené metodiky Pospíšil et Pospíšil (2011), stupnice hodnocení viz metodika

Lokalita	Věk porostu	Počet hodnocených stromů	Stromy s prorůstáním pupenů do 30 %		Stupeň poškození bioskupiny
			Počet	%	
Barák 10	33	54	30	56	silně poškozená
Barák 12	45	69	43	62	silně poškozená
Čerpačka 10	21-32	54	19	35	středně poškozená
Čerpačka 12	23-34	128	42	33	středně poškozená
Krmelec 12	31	81	26	32	středně poškozená
U Áčka 10	36	54	51	94	silně poškozená

Tabulka 7. Zastoupení stromů v kritickém stavu na lokalitách r. 2012 – prorůstání pupenů méně než 30 % a zároveň defoliace větší než 50 %

Lokalita	Věk porostu	Stromy s prorůstáním pupenů do 30 % a zároveň s defoliací větší než 50 %	
		Počet	%
Barák 12	45	36	52
Čerpačka 12	34	17	13
Krmelec 12	31	5	6

Diskuze

Napadení porostů smrku pichlavého kloubnatkou bylo plošné a téměř stejné intenzity v horských podmínkách námi zvolených biotopů, tj. v nadmořských výškách 760–840 m n. m. Naproti tomu biotopy v nadmořské výšce okolo 500 m n.m. a nižší kloubnatkou nebyly napadeny – lokalita Litvínov 12 – 520 m n. m., lokalita u obce Hrob – 305 m n. m. Toto zjištění však platí jen pro oblast Krušných hor, protože jsou známy nálezy kloubnatky v nadmořské výšce 200 – 300 m ve středních Čechách (Pešková, ústní sdělení). Hypotéza, že kloubnatka vyžaduje chlad a vzdušnou vlhkost se naplňuje jen při srovnání podhorských lokalit s horskými. V rámci hodnocených lokalit lze zaznamenat rozdíly ve stupni napadení stromů houbou (míra prorůstání pupenů) a v celkovém trvání parazitace (míra defoliace). Tyto rozdíly ve stupni napadení však nejsou ve vztahu s teplotními podmínkami lokalit. Například nejchladnější a nejvlhčí lokalita Krmelec 12 zároveň vykazovala nejlepší zdravotní stav stromů (malá početnost stromů se silnou defoliací – jen 12 % stromů s defoliací vyšší než 50 %). Hypotéza, že houba vyžaduje k dosažení svých jednotlivých vývojových stadií určité sumy efektivních teplot se nepotvrdila. Houba dosahovala vývojových stadií nezávisle na dosahovaných sumách efektivních teplot. Rozdílnost ve stupni napadení stromů kloubnatkou lze podle dosavadních zjištění hledat v kombinaci stáří a hustoty porostů. Porosty starší a zároveň husté, jsou více houbou poškozené (lokality U Áčka 10, Barák 12). Spodní část koruny je houbou vždy více poškozena, nachází se zde jen velmi málo prorůstajících pupenů. Samotná míra korunového zápoje však nemá určující vliv na schopnost napadení nebo míru napadení stromu houbou, protože oba výše zmíněné nenapadené porosty smp v podhůří jsou plně zapojené.

Poškození pupenů houbou má chronický a kumulativní charakter. Při opakovaném hodnocení stromů v bioskupině nelze určit zda v tu či jinou sezónu je napadení silnější skrze méně rašících letorostů, protože počet rašících letorostů je spjat s vytvořením pupenů v předchozí sezóně, respektive v předchozích sezónách. Lze také předpokládat vztah mezi mírou defoliace a množstvím asimilátů a schopností tvořit nové adventivní pupeny (Polák et al. 2006). Porovnáním míry prorůstání pupenů s mírou defoliace stromů v bioskupinách byly vylišeny lokality, pro které lze předpokládat rozdílnou délku trvání napadení kloubnatkou nebo rozdílnou intenzitu napadení touto houbou, co do počtu nově infikovaných pupenů. Lokality dlouhodobě silně napadené vykazují vedle vysokého zastoupení stromů s nízkou mírou prorůstání pupenů také vysokou míru defoliace. Takové lokality byly zaznamenány v údolí vodní nádrže v lokalitě s předpokládaným nedostatečným prouděním vzduchu. Naopak lokalita kde byl zdravotní stav porostů lepší, nízký počet jedinců s malou mírou prorůstání pupenů a zároveň s nízkou defoliací, se nacházela ve střední části svahu o 80 m výše nad ostatními lokalitami ležícími v údolí blízko hladiny vodní nádrže.

Nástup vývojových stadií houby byl mezi jednotlivými lokalitami jen málo časově rozrůzněn a nelze tuto časovou rozrůzněnost vztahovat k průběhu teplot na lokalitách, protože např. časnější nástup některých vývojových stadií houby nastal na chladnější lokalitě. Při porovnání času nástupu vývojových stadií obou vegetačních sezón, vývoj kloubnatky nastal téměř ve stejném čase – rozdíl jednoho týdne. Prezence konidií v plodničkách byla v obou pozorovaných sezónách na všech lokalitách načasována do stejného období a trvala 6 (10) týdnů (zjištění pouze pro sezónu r. 2012). Askospory nebyly ani v jedné sezóně pozorovány. Pešková a Soukup (2012) uvádějí pro své lokality sporulaci houby po celou vegetační sezónu, s tím, že sporulace je na jednotlivých stanovištích časově omezená. Uvedení autoři nacházejí konidie i v jarním období (odběry 17.4. a 2.5. roku 2012). To by znamenalo vývoj výtrusů na loňském stromatu, protože iniciální makroskopické projevy houby (světlé stroma) podle našich pozorování nastávají ve výšce nad 700 m až v prvních týdnech května (tj. období, kdy smp v této výšce raší). Stejní autoři byli úspěšní ve zjištění askospor, ty udávají pro polovinu měsíce června a pro celý červenec a vzácně pro měsíc září (roky pozorování 2011, 2012). Zjištění autorů o časové omezenosti sporulace na dílčích lokalitách je v souladu s našim zjištěním absence konidií

ve sběrech ležících uprostřed série sběrů s konidii. Přesnější zjištění časové omezenosti nemohlo být provedeno protože byl vždy odebrán směsný vzorek z 5–7 stromů na ploše cca 10 arů.

Závěr

Napadení smrku pichlavého kloubnatkou smrkovou na studovaných lokalitách v okolí vodní nádrže Fláje postihovalo téměř stejnoměrně všechny stromy. Pro hodnocené ekologické faktory nebyl zjištěn jejich vliv na míru napadení stromové skupiny. Sporadicky byli pozorováni jedinci k napadení více odolní.

V pásmu nadmořské výšky 300–520 m smp houbou není napaden, přestože roste v hustém zápoji nebo je částečně zastíněn.

Teplota a relativní vzdušná vlhkost neměly v rámci napadených, horských lokalit vliv na míru napadení stromů.

Nástup vývojových stadií houby není svázán s prahovými sumami efektivních teplot.

Nástup vývojových stadií houby je mezi lokalitami časově rozrůzněný (1–3 týdny). Rozdílný nástup nebyl svázán s průběhem teploty na lokalitě.

Nástup vývojových stadií (pyknidy, konidie) mezi roky 2010 a 2012 dosahoval rozdílu pouhého 1 týdne.

Výskyt konidií byl v roce 2012 pozorován v délce trvání 6–10 týdnů, podle lokality. Sporulace v tomto intervalu byla proměnlivá v intenzitě. V polovině času sporulace byla zaznamenána na jedné lokalitě úplná absence konidií v plodničkách, na jiné jen vzácný výskyt. Odmilka ve sporulaci trvala přibližně jeden týden.

Pohlavní výtrusy nebyly na lokalitách v letech 2010 a 2012 zaznamenány.

Zjištěním počtu stromů s malou mírou prorůstání pupenů a velkou mírou defoliace byly vylišeny porosty v kritickém stavu.

Poděkování

Článek vznikl za podpory interního univerzitního grandu FŽP UJEP v Ústí nad Labem.

Literatura

mapy.cz URL <http://www.mapy.cz/> (cit. 2013-26-3)

POLÁK T., ROCK B.N., CAMPBELL P. E., SOUKUPOVÁ J., SOLCOVÁ B., ZVÁRA K., ALBRECHTOVÁ J. (2006): Shoot growth processes, assessed by bud development types, reflect Norway spruce vitality and sink prioritization. *Forest ecology and management* 225: 337–348.

POSPÍŠIL F., POSPÍŠIL J. (2011): Poškození smrku pichlavého kloubnatkou v Krušných horách. *Zpravodaj ochrany lesa* 15: 76–78.

PEŠKOVÁ V., SOUKUP F. (2012): Zdravotní stav smrku pichlavého na LS Litvínov a LS Klášterec nad Ohří v roce 2012. Zpráva z šetření. LOS, VÚLHM v.v.i., Jíloviště. pp. 12.

SOUKUP F., PEŠKOVÁ V. (2009): *Gemmamyces piceae* (Borthw.) Casagr. Kloubnatka smrková – leták LOS, příloha Les. práce 88 (12/2009).

ÚHÚL (2001): Lesní hospodářský plán pro LHC Litvínov pro období 2001–2010, Brandýs nad Labem.

ÚHÚL (2011): Lesní hospodářský plán pro LHC Litvínov pro období 2011–2020, Brandýs nad Labem.

HODNOCENÍ RŮSTOVÝCH VLASTNOSTÍ LESNÍCH DŘEVIN NA SLATINICKÉ VÝSYPCE

EVALUATION OF GROWTH ABILITIES OF FOREST TREE SPECIES ON SLATINICE SPOIL BANK

Iva ROUBÍKOVÁ, Jiří ŠEFL

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, Ústí nad Labem, 400 96,

Česká republika, iva.roubikova@ujep.cz, jiri.sefl@ujep.cz

Abstrakt

Na dvou testovacích plochách na Slatinické výsypce (Mostecká pánev) byla v letech 2010–2012 hodnocena ujímavost, přírůst a zdravotní stav sazenic *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Taxus baccata*, *Tilia cordata*. Celkový úhyn za sledované období byl 28 % sazenic. Největší úhyn byl zaznamenán u *Taxus baccata* 63 %, u ostatních druhů se pohyboval mezi 24–28 %. V roce výsadby byl pozorován největší úhyn u *Taxus baccata* 29 % a *Quercus robur* 20 %. Největšího tloušťkového přírůstu v sestupném pořadí dosahovaly dřeviny *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, naopak nejnižší byl u *Taxus baccata*. Vývoj výšky byl silně ovlivněn v závislosti od plochy nedostatkem vláhy a také mechanickým poškozením při vyžínání.

Klíčová slova: rekultivace, přírůst, ujímavost, zalesňování, výsypky

Abstract

Taking rate, growth increment, health condition were estimated at tree seedlings of *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Taxus baccata*, *Tilia cordata*, on two testing plots of the Slatinice spoil heap (Mostecká pánev basin) in 2010–2012. Total dieback in whole time of the trial was 28 % of plants. The total largest dieback was noticed at *Taxus baccata* 63 %, at the other taxa was in range 24–28 %. The largest post-planting dieback was noticed at *Taxus baccata* 29 % and *Quercus robur* 20 %. The biggest width increment, in descending order was attained at *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur* but the lowest one was noticed at *Taxus baccata*. The height of the plants was strongly influenced by soil moisture, depended on the plot, and by a cutting damage related to grass mowing.

Key words: mine reclamation, growth increment, taking rate, afforestation, spoil heaps

Úvod

V letech 2010–2012 byla hodnocena ujímavost a přírůst sazenic lesních dřevin na pokusných výsadbách založených na rekultivované ploše Slatinické výsypky v Mostecké pánvi. Výsypkové substráty v Mostecké pánvi pro své fyzikální vlastnosti a suché a teplé klima jsou obtížně zalesnitelné. Účelem provedeného testu je přispět ke znalostem o růstových schopnostech dřevin na těchto biotopech a přispět tak k optimalizaci druhové skladby v lesnických rekultivacích v této oblasti. Práce navazuje na test růstu a ujímavosti dřevin založený v roce 2010 (Šefl et Roubíková 2011).

Literární přehled

Dimitrovský (1999) mostecké výsypky hodnotí jako chemicky příznivé substráty, avšak s nepříznivými fyzikálními poměry umocněnými klimaticky teplou oblastí. Doporučuje vhodné dřeviny pro zalesňování výsypek, avšak nerozlišuje v jejich volbě mezi výsypkami mosteckými a chladnějšími a vlhčími výsypkami sokolovskými. Vráblík a Vráblíková (2003) uvádějí, že mikroklima je jedním ze základních činitelů prostředí výsypek, které je omezeno na nízkou vrstvu vzduchu nad půdním povrchem. Na výsypkách obecně panuje specifické mikroklima, ovlivněné řídkým rostlinným krytem, typem půdního substrátu, sklonem terénu a orientací ke světovým stranám. Na jižních a jihozápad-

ních svazích mohou výkyvy v teplotě v letním období dosáhnout až 70 °C (Dimitrovský 1999, Slávik et Dimitrovský 2006). Jeništa a Švec (2003) porovnávali průběh teplot na různých typech bylinného pokryvu na výsypce – s bylinným krytem udržovaným pravidelnou sečí, s bylinným krytem bez údržby sečí a s výsadbou lesních dřevin. Teploty byly měřeny ve výšce 0 m a 2 m nad půdním povrchem. Autoři uvádějí, podle předpokladu, pro půdní povrch (0 m) nejmenší teplotní výkyvy na lokalitě se stromovým patrem, naopak největší výkyvy na lokalitě s pravidelnou sečí. Ve výšce 2 m zjistili výkyvy teploty u všech typů rostlinného krytu minimální. Extrémní teploty v přízemní vrstvě negativně ovlivňují cesi a přežívání semenáčků rostlin.

Kupka a Dimitrovský (2011) hodnotili růst sazenic různých dřevin v horizontu 6 let na sokolovské výsypce Březno. Za základní ukazatel růstové zdatnosti položili výšku sazenic. Podle jejich zjištění byly nejvíce přirůstavé dřeviny olše šedá a za ní pak následoval modřín opadavý, dobře přirůstavé byly obalované sazenice borovice lesní ve srovnání se sazenicemi prostokořennými tohoto druhu. Slávik a Dimitrovský (2006) hodnotili deformace kořenového systému na chomutovské výsypce dolu Nástup Tušimice, zaznamenali deformace křivého kořene a mělké zakořenění v jílových substrátech. Pozorovali žloutnutí listů u listnatých dřevin, které přičítají vysokému zastoupení Ca a Na v půdě. Šefl (2008, 2011) udává značnou maloplošnou zrnitostní nehomogenost substrátů a hydrologicky nepříznivou příměs uhlí v substrátu Slatinické výsypky. Šefl a Roubíková (2011) dokládají pro studované plochy Slatinické výsypky neutrální pH a příznivý obsah živin a hodnotí úhyn sazenic v prvním roce výsadby. Nejvyšší úhyn zjistili u obalovaných sazenic *Taxus baccata* a prostokořenných sazenic *Quercus robur*. Přestože byly vyhotoveny metodické postupy zalesňování výsypek (Štýs 1981, Dimitrovský 1999), není dosud u sazenic zvládnuta optimalizace volby botanických druhů, stáří a typ ošetření kořenového systému. Pro výsadbu na mosteckých výsypkách jsou ověřeny a nejčastěji vysazovány (Dimitrovský 1999, Čermák et al., 1999): *Alnus incana*, *Alnus glutinosa*, *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus excelsior*, *Quercus robur*, *Quercus petraea*, *Populus nigra*, *Populus tremula*, *Salix caprea*, *Tilia cordata*, *Tilia platyphyllos*. Z jehličnanů se vysazují *Pinus sylvestris* a *Larix decidua*. Méně uplatňovány jsou *Acer campestre*, *Carpinus betulus* a druhy rodů *Ulmus*, *Sorbus*.

Dimitrovský (1999) na základě provozních zkušeností, klasifikuje dřeviny podle vhodnosti pro lesnickou rekultivaci. Tak například do kategorie dřevin velmi vhodných řadí *Quercus robur*, do kategorie dřevin vhodných řadí *Acer campestre*, *Taxus baccata*, *Tilia cordata*. Do kategorie méně vhodných dřevin řadí *Carpinus betulus*. Čermák a Ondráček (2009) pro tuto oblast jako hlavní dřeviny, které trvale zabezpečují požadované rekultivační cíle uvádí: *Acer platanoides*, *A. pseudoplatanus*, *Carpinus betulus*, *Fraxinus excelsior*, *Larix decidua*, *Pinus sylvestris*, *Quercus petraea*, *Q. robur*, *Q. rubra* a *Tilia cordata*. Kupka a Dimitrovský (2011) uvádějí přehled charakteristik testovaných dřevin na výsypkách v oblasti Sokolovské pánve. Jejich hodnocení, které se vztahuje k druhům zahrnutým do našeho testu citujeme v tab. 1.

Tabulka 1. Hodnocení botanických druhů dřevin zahrnutých do pokusu (Kupka et Dimitrovský 2011)

Taxon	Náročný na úpravu substrátu	Náročný na mikroklima	Tolerantní k imisní zátěži	Vitalita růstu	Vyžaduje biologickou přípravu substrátu
<i>Carpinus betulus</i>	ano	ano	ano	ano	ano
<i>Quercus robur</i>	ano	ano		ano	ano
<i>Tilia cordata</i>		ano		ano	ano

Charakteristika testovacích ploch a výběr testovaných dřevin

Slatinická výsypka leží v teplé klimatické oblasti T 2, s průměrnou roční teplotou 8–9°C a průměrnými ročními srážkami 480–500 mm, s délkou vegetačního období 220 dnů, vyznačuje se dlouhým, teplým létem (ČHMÚ 2012).

Půdotvorný substrát Slatinické výsypky je tvořen převážně šedými miocéními jíly, kaoliniticko-illitickými a illiticko-kaolinitickými jílovými minerály, ojediněle s příměsí montmorillonitu (Bažant et al. 2010). Zrnitostní složení testovacích ploch představují z 53 % jílnaté částice, s malým podílem jemného jílu, substrát tak lze klasifikovat jako půdu jílovitohlinitou, viz tab 2. Charakteristickou vlastností výsypek je maloplošná nehomogenost jejich substrátu a to jak ve fyzikálních tak i chemických

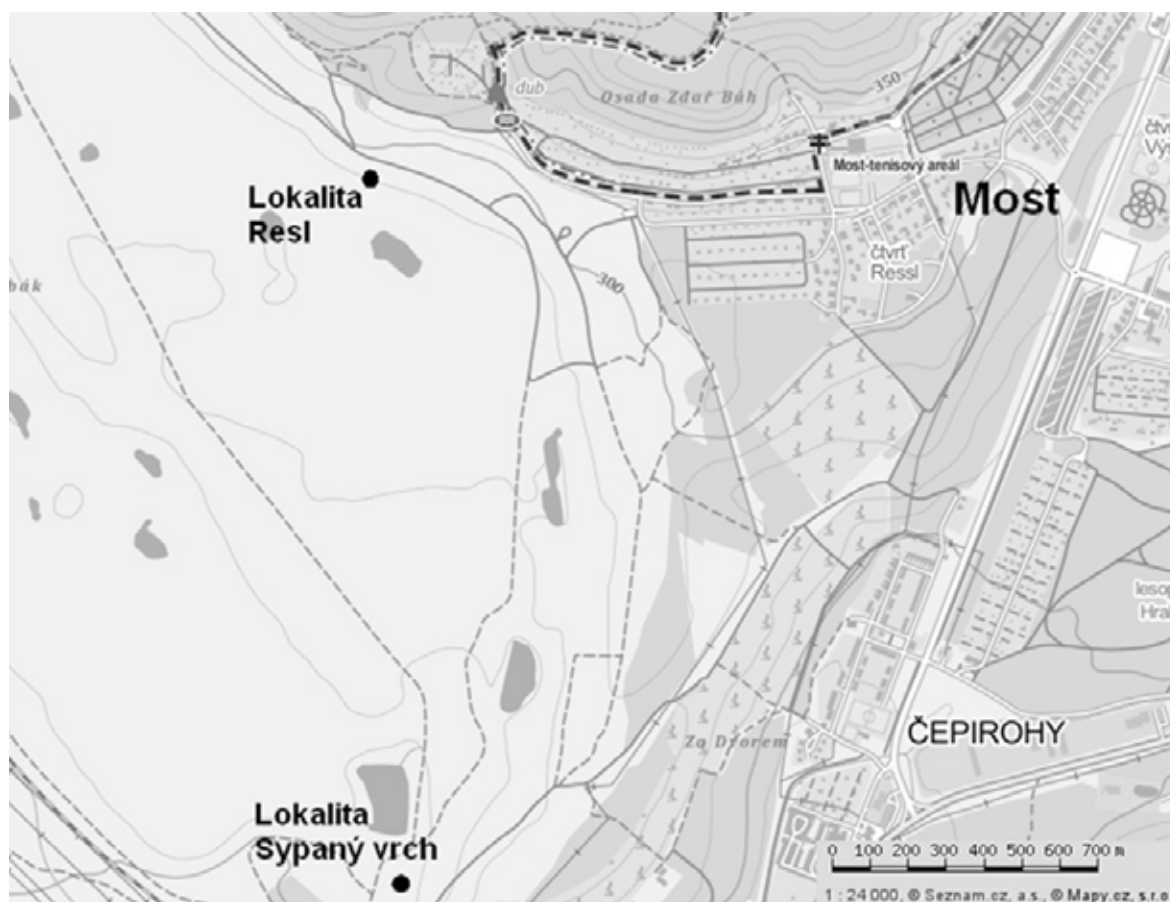
vlastnostech (Štýs 1981, Dimitrovský 1999, Čermák, Kohel, Dederá 2002, Slávik et Dimitrovský 2006, Šefl 2011). Tyto substráty se vyznačují neutrálním až mírně alkalickým pH, dobrým až vysokým obsahem výměnných bází (Ca, Mg, K) a nižším obsahem fosforu. Sorpční komplex je nasycený (Dimitrovský 1999, Šefl et Roubíková 2011).

Tabulka 2. Zastoupení frakcí dle zrnitosti (VUHÚ 2012)

Částice menší než 0,002 mm [%]	Částice menší než 0,01 mm [%]	Částice menší než 0,02 mm [%]
4	53	72

Limitujícím ekologickým faktorem pro růst dřevin jsou fyzikální vlastnosti substrátu, kdy vysoký obsah jílu snižuje jeho provzdušněnost a infiltrační schopnosti (Čermák et al. 1999, Čermák et Kohel 2003, Slávik et Dimitrovský 2006, Čermák et Ondráček 2006, Čermák 2007). Slatinická výsypka je mezi výsypkami mladé zemní těleso, zakládání skrývkových zemin bylo ukončeno r. 1999 (Kašpar et Měšková 2002), to se odráží i ve složení bylinného patra (Prach 2009, Prach et al. 2010, Šefl et Roubíková 2011).

Byly založeny dvě testovací plochy na tělese Slatinické výsypky s odlišným sklonem a orientací svahů, viz obr. 1.



Obr. 1 Poloha testovacích ploch na Slatinické výsypce. Lokality Resl a Sypaný vrch

zdroj: www.mapy.cz

Lokalita Resl se nachází na plošině mírně ukloněné k jihu s několika maloplošnými terénními sníženinami. Na převážné části plochy činila pokryvnost bylinného patra 70–100 %. Mocnost humusového horizontu dosahovala 4–5 cm. Dominantními druhy v bylinném patru byly *Daucus carota*, *Dactylis glomerata*, *Festuca pratensis*, *Plantago lanceolata*, *Polygonum aviculare*, *Trifolium dubium*, *Trifolium repens*, *Tussilago farfara*.

Vrchní humusový horizont (do 5 cm hloubky) na lokalitě Resl byl alkalický, pH 7,6. Horizont výsypkového substrátu byl silně alkalický, pH 7,8. Obsah bází ve výsypkovém substrátu byl střední až velmi vysoký, obsah humusu byl nízký (Šefl et Roubíková 2011). Obsah celkového dusíku v organomine-

rálím horizontu byl poměrně vysoký - 0,02 % (VUHÚ 2012). Lokalita Sypaný vrch je umístěna na mírně vypouklém svahu o sklonu do 5° s orientací k západu až k severozápadu. V dolní části svahu byla plocha sezónně, zvl. v jarním období zamokřená. Na celé ploše dosahovala pokryvnost bylinného patra 100 %, druhové složení bylo poměrně homogenní, převažovaly traviny. Mocnost humusového horizontu dosahovala 2–4 cm. Dominovaly druhy *Achillea millefolium*, *Cirsium vulgare*, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Elytrigia repens*, *Festuca pratensis*, *Lolium perene*, *Lotus corniculatus*, *Phleum pretense*, *Tussilago farfara*. Půdní reakce humusového horizontu byla v horní části svahu neutrální, v dolní části svahu byla slabě kyselá. Výsypkový substrát byl kyselý, pH 5,5. Obsah bází ve výsypkovém substrátu byl dobrý až velmi vysoký, obsah humusu byl střední. Podrobnější popis testovacích ploch uvádíme v dřívější studii (Šefl et Roubíková 2011).

Metodika

V průběhu vegetačních období let 2010–2012 byla hodnocena mortalita a růst sazenic lesních dřevin vysazených pro účely tohoto testu na výše uvedených lokalitách.

Do testu byly zahrnuty dřeviny odpovídající potenciální přirozené vegetaci dané oblasti, jednalo se o doporučené druhy metodikami autorů Čermák a kol. (1999), Čermák a Ondráček (2009): *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur* a *Tilia cordata*. Výjimkou byl *Taxus baccata*, který byl do testu zahrnut za účelem porovnání jeho růstových schopností s jeho výsadbami v oblasti Sokolovské pánve. A také z důvodu ověření klasifikace této dřeviny jako dřeviny velmi vhodné pro lesnickou rekultivaci (Dimitrovský 1999).

Pro výsadbu na lokalitě Resl byly zvoleny druhy *Acer campestre* a *Quercus robur* a pro lokalitu Sypaný vrch byly zvoleny druhy, *Carpinus betulus*, *Taxus baccata* a *Tilia cordata*.

Tabulka 3. Přehled dřevin, původ a typ sadby zahrnutých do testu v roce 2010–2012

Zkratka dřeviny, vyhl. č. 84 / 1996 Sb.	Dřevina	Původ (PLO)	Typ sadby, příloha 7 vyhl. č. 29 / 2004 Sb.
DB	<i>Quercus robur</i>	17	1-1, 1-2
BB	<i>Acer campestre</i>	17	1-1, 1-2
TS	<i>Taxus baccata</i>	neznámý	kr2, kr3
LP	<i>Tilia cordata</i>	17	1-1, 1-2
HB	<i>Carpinus betulus</i>	neznámý	1-1, 1-2

Výsadba byla provedena 21. 4. 2010. Charakter sadebního materiálu ve smyslu věku, kvality kořenového systému se měl shodovat se standardy užívanými v lesnické praxi. Pro každý druh byl zajištěn sadební materiál generativního původu dvou věkových skupin – mladší, 2leté dále v textu označované „m“ a starší 3leté dále v textu označované „v“. Zvoleny byly prostokořenné sazenice s výjimkou sazenic *Taxus baccata* (viz tabulka 3.), ten byl na trhu pouze jako sazenice obalovaná, vegetativně množená. Sazenice byly vysazeny po 25 kusech do řad, tvořených stejnou dřevinou a stejnou věkovou kategorií. Řady se čtyřikrát na ploše opakovaly a to tak, že byly střídány s druhem jiným, z důvodu omezení vlivu půdní nesourodosti testovací plochy. Na ploše tak bylo vysazeno 50 sazenic mladší věkové kategorie druhu a 50 sazenic starší věkové kategorie druhu, celkem tak na ploše bylo vysazeno 100 sazenic příslušejících jednomu druhu. Spon výsadby byl 1x1,2 m. Orientace řad byla přizpůsobena geomorfologii pokusných ploch – na obou plochách byly řady výsadby orientovány ve směru východ-západ. Na lokalitě Sypaný vrch bylo nutno přihlídnout ke sklonu svahu, výsadba tam byla provedena po svážnici. Osazované plochy byly prosté vysoké buřeně.

Výsadba byla provedena do jamek o rozměrech cca 25x25 cm (2leté sazenice) až 35x35 cm (3leté sazenice) v závislosti od velikosti kořenového systému. Sazenice po výsadbě a ani v průběhu vegetační sezóny nebyly zavlažovány. V průběhu vegetace byly plochy dvakrát vyžnuty. Obě plochy byly oploceny a chráněny proti okusu zvěří.

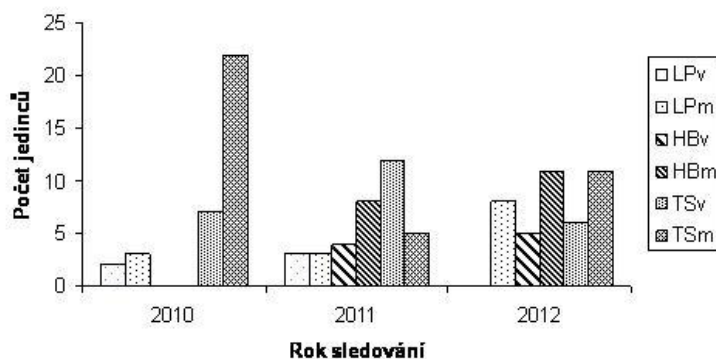
Stav sazenic byl zaznamenán krátce po výsadbě (v květnu) a poté vždy po ukončení vegetační sezóny (po 15. dni měsíce září). Sledovány byly následující charakteristiky:

- Mortalita – odumření rostliny bezprostředně po výsadbě nebo v průběhu vegetační sezóny.
- Zdravotní stav – kareční jevy na asimilačních orgánech, zasychání terminálního pupenu a hlavní osy sazenice, utěti hlavní osy sazenice a následná tvorba adventivních výhonů.
- Tloušťka kořenového krčku – byla zjišťována posuvným měřidlem s přesností na 0,1 mm.
- Výška sazenice, ve smyslu výška živé části sazenice – měřena svíslá vzdálenost nejvýše položeného živého pupenu na ose kmene v jeho přirozené poloze nad povrchem země tzn. vychýlené terminální výhony, nebyly při měření napřimovány, vychýlené terminální výhony jsou charakteristické pro *Carpinus betulus*. Pokud se vrcholový pupen nacházel na převislém výhonu, byla měřena výška nejvýše položeného pupenu na sazenici.

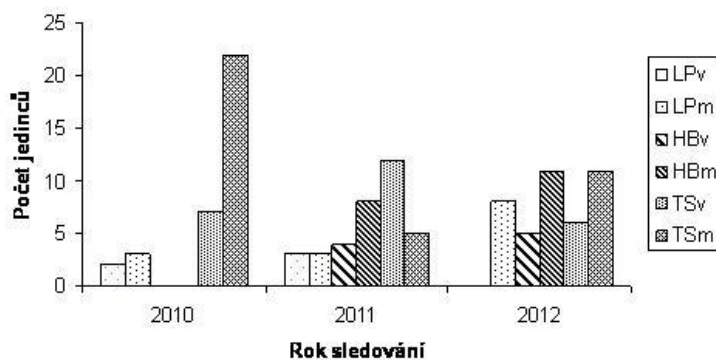
Pro všechny výběry byly vyhotoveny statistické charakteristiky – interval spolehlivosti, určení odlehých a extrémních hodnot. Tloušťka kořenového krčku a výška sazenic byly počítány jako aritmetický průměr hodnot všech jedinců. Pro výpočet byly užity programy Statistica a Excel. Pro vyhodnocení významnosti rozdílů byl nejprve použit jednostranný F-test pro zjištění shody rozptylů a podle výsledku dále T-test pro shodný či neshodný rozptyl pro porovnání shody středních hodnot dvou výběrů. Kdy platí, že p - hodnota $< \alpha$ zamítá nulovou hypotézu a p – hodnota $> \alpha$ nezamítá nulovou hypotézu.

Výsledky

V roce 2010, tj. v roce výsadby, dosahovala celková mortalita na plochách 10 % celkového počtu sazenic, v roce 2011 to 7 % a v roce 2012 to 8 % celkového počtu sazenic. Za celé období tří let dosáhl celkový úhyn 25 % celkového počtu sazenic. Nejvyšší mortalita za celé období (2010-2012) byla zaznamenána u *Taxus baccata* 63 % sazenic (25 ks TSv, 38 ks TSm; v roce výsadby 29 % sazenic), u *Carpinus betulus* 28 % sazenic (9 ks HBv, HBm 19), u *Tilia cordata* 19 % (5 ks TLv, 14 ks Tlm), u sazenic *Acer campestre* (0 ks BBv, 5 ks BBm), sazenic u *Quercus robur* 24 % (16 ks DBv, 11 ks DBm; v roce výsadby 20 %) viz obr. 2. a obr. 3.

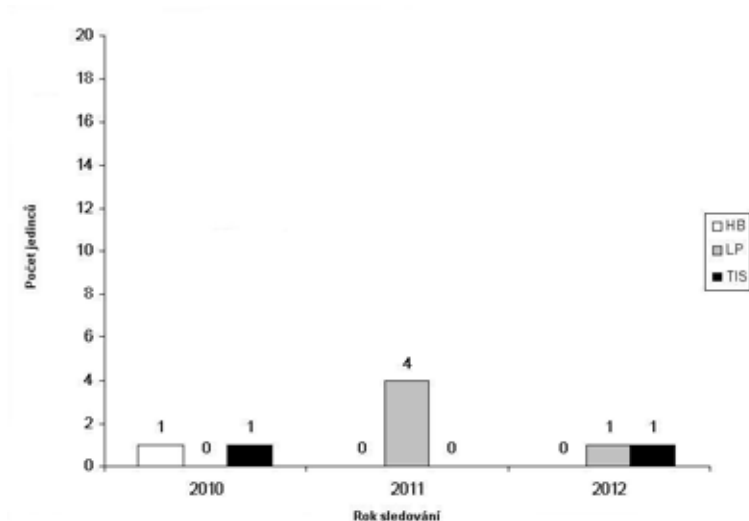


Obr. 2 Mortalita sazenic na lokalitě Sypaný vrch

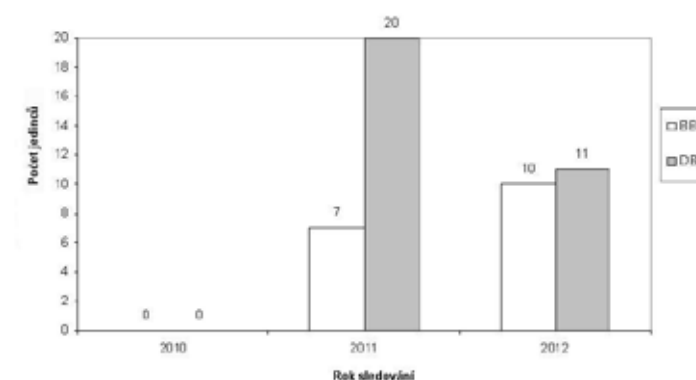


Obr. 3 Mortalita sazenic na lokalitě Res

U sazenic bylo pozorováno odumírání hlavní osy viz obr. 4 a obr. 5. Na ploše Sypaný vrch bylo odumírání hlavní osy pouze ojedinělé, avšak na lokalitě Resl bylo odumírání hlavní osy pozorováno u všech druhů, nejvíce u *Quercus robur* – v roce 2011 nastalo u 20 sazenic (11 ks DBv, 9 ks DBm, tj. 23 % sazenic v rámci druhu) a v roce 2012 nastalo u 11 sazenic (7 ks DBv, 4 ks DBm), dále vysoká četnost odumření hlavní osy sazenice byla pozorována u *Acer campestre* – v roce 2011 nastalo u 7 (4 ks BBv, 3 ks BBm), a v roce 2012 nastalo u 10 sazenic (7 ks BBv, 3 ks BBm).

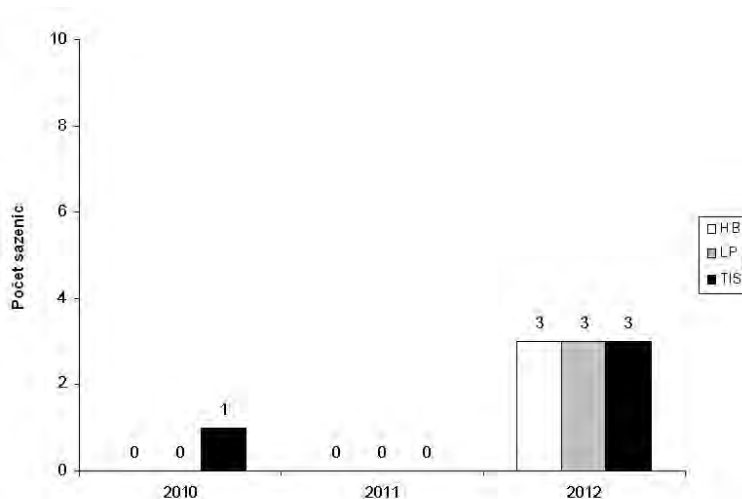


Obr. 4 Četnost sazenic s odumřelým terminálním pupenem na lokalitě Sypaný vrch

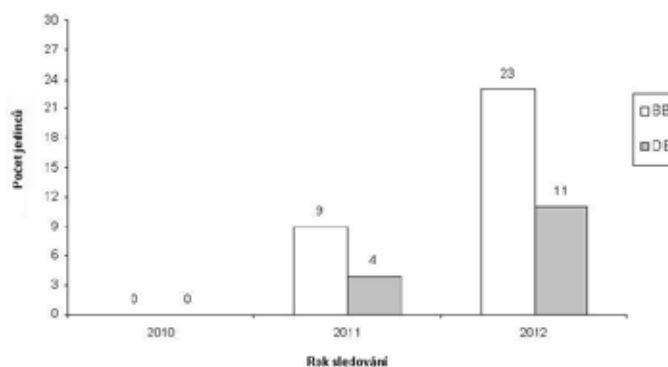


Obr. 5 Četnost sazenic s odumřelým terminálním pupenem na lokalitě Resl

V průběhu testu došlo k posekání 57 sazenic (tj. 11 % z celkového počtu hodnocené výsadby), a to zejména ve vegetačních sezónách 2011 a 2012 na lokalitě Resl viz obr. 6 a 7. Nejvíce byly poškozeny výsadby sazenic na okrajích ploch. Celkem bylo na lokalitě Resl za celé sledované období kosením poškozeno 47 sazenic, tj. 23 % hodnocené výsadby na ploše. To se promítlo do hodnocení vývoje růstové dynamiky sazenic.



Obr. 6 Počet pokosených jedinců na lokalitě Sypaný vrch



Obr. 7 Počet pokosených jedinců na lokalitě Resl

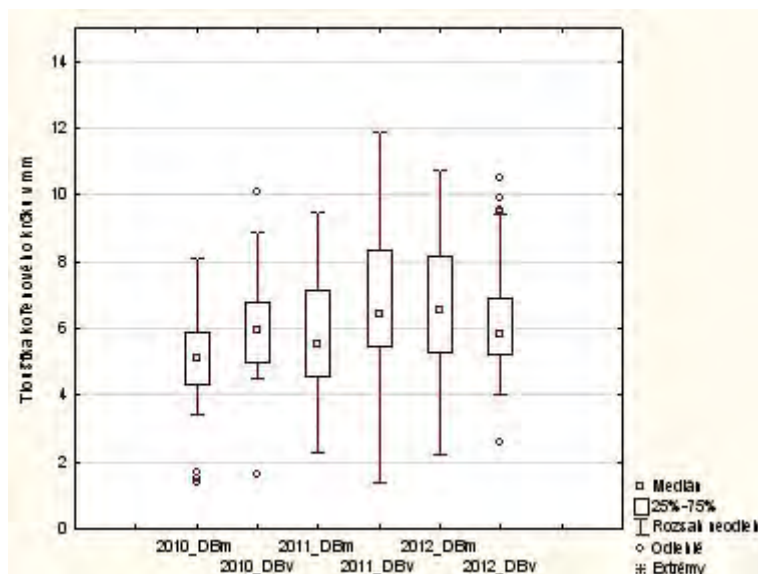
Registrovány byly výmladky ze spodní části osy sazenice jako fyziologická reakce na poškozený hlavní vrchol a také byly zaznamenány sazenice, které z kořenového systému obrazily, a které již byly v předchozím měření registrovány jako uhynulé. V roce 2012 to byla 1 sazenice *Quercus robur* na lokalitě Resl a na lokalitě Sypaný vrch bylo registrováno 7 sazenic *Taxus baccata* a 1 sazenice *Tilia cordata*. Růst výmladků byl zaznamenán u 6 sazenic *Acer campestre*.

Vývoj tloušťky kořenového krčku sazenic je popsán v tabulkách 4., 5. a je znázorněn v grafech na obr. 8 až 13. Hodnoty tloušťky kořenového krčku jsou poměrně vyrovnané. Dokazuje to poměrně malý rozptyl hodnot. Odlišnosti v rychlosti růstu se projevily převážně až ve třetím roce růstu na ploše a to odlehlými a několika extrémními hodnotami. Ty byly zaznamenány u *Quercus robur* a *Acer campestre*.

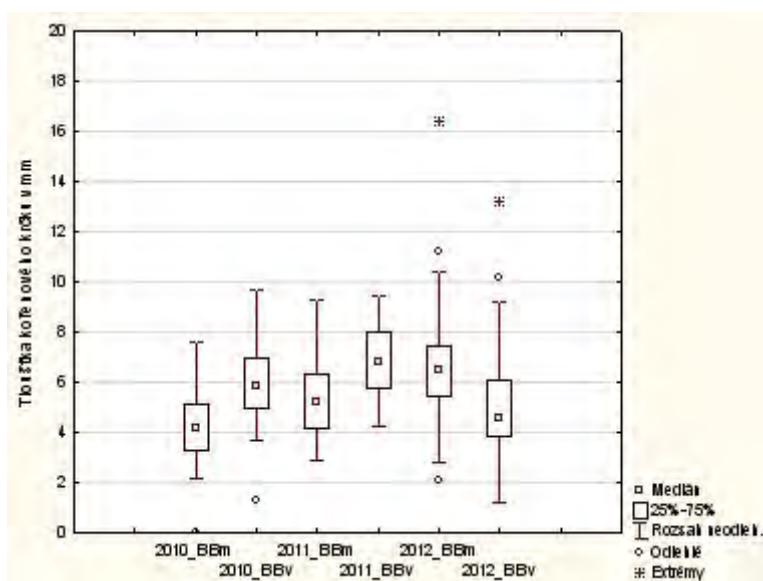
Tabulka 4. Statistické charakteristiky průměru kořenového krčku na lokalitě Resl

Rok	Dřeviny	Průměr	Medián	Precentil 25%	Precentil 75%	Počet jedinců
2010	BBm	4.4	4.7	3.5	5.4	48
2010	BBv	5.9	5.9	5.1	7.1	50
2010	DBm	5.0	5.1	4.4	6.1	43
2010	DBv	5.8	6.0	5.0	6.8	36
2011	BBm	4.9	5.2	4.4	6.4	43
2011	BBv	6.3	6.9	5.8	8.2	50
2011	DBm	5.7	5.7	4.6	7.5	40
2011	DBv	6.1	6.4	5.4	7.9	31

Rok	Dřeviny	Průměr	Medián	Precentil 25%	Precentil 75%	Počet jedinců
2012	BBm	5.4	6.5	5.7	7.5	50
2012	BBv	7.2	4.6	3.8	6.5	47
2012	DBm	6.7	6.6	5.3	8.3	45
2012	DBv	7.3	5.8	5.2	6.9	31



Obr. 8 Distribuce hodnot tloušťky kořenového krčku *Acer campestre*

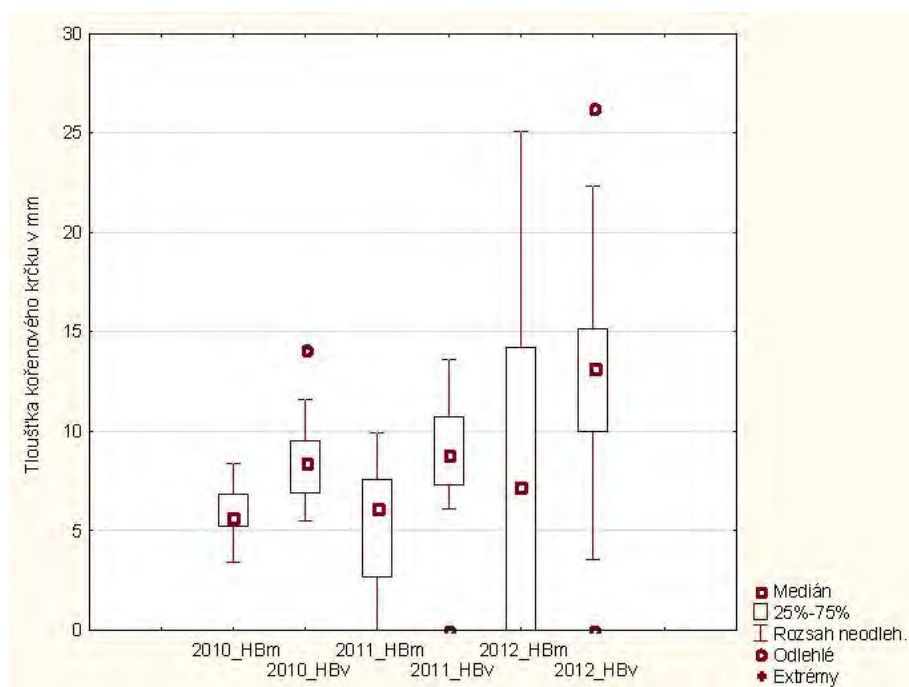


Obr. 9 Distribuce hodnot tloušťky kořenového krčku *Quercus robur*

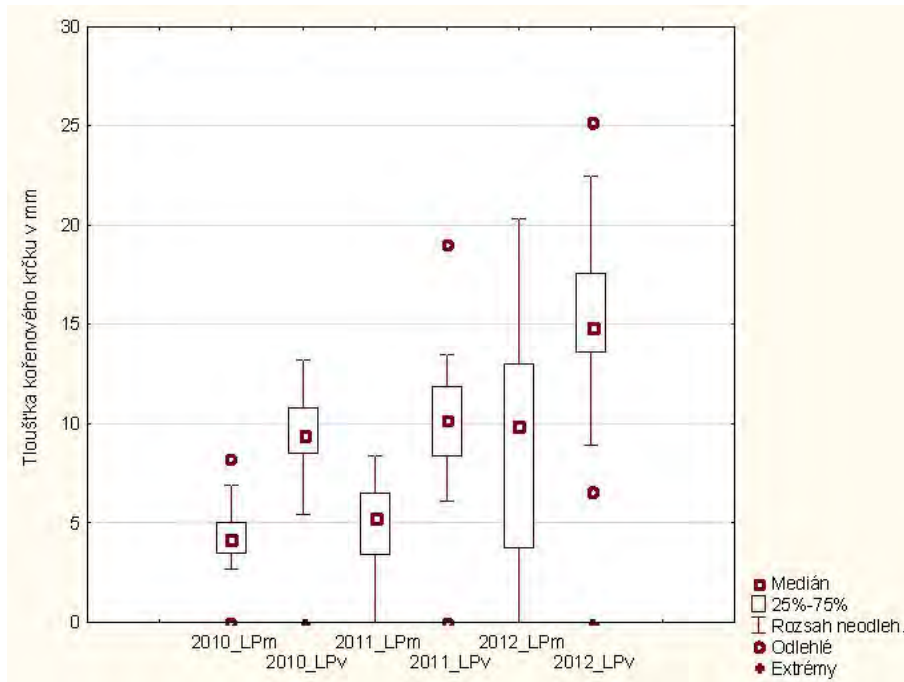
Distribuce hodnot v intervalu spolehlivosti v tříletém období napovídá, že se začíná rozrůžňovat růstová dynamika jednotlivých sazenic. Nejvyrovnanější rozptyl hodnot v růstu kořenového krčku vykazuje *Acer campestre* (patrné z percentilů) a to u mladších i starších jedinců. Jedinci *Quercus robur* mají širší rozsah hodnot percentilu nežli *Acer campestre*. V roce 2012 u větších sazenic *Quercus robur* došlo k snížení průměrné tloušťky kořenového krčku a snížení rozptylu hodnot tloušťky, to je způsobeno úbytkem jedinců v hodnoceném souboru, který vedl ke změně hodnot popisné statistiky. U *Carpinus betulus* v roce 2012 splývá 25% percentil a spodní hranice intervalu spolehlivosti i směrodatné odchylky. U *Taxus baccata* je malý rozptyl hodnot tloušťky v celém sledovaném období způsobený průběžným progresivním úhynem.

Tabulka 5. Statistické charakteristiky průměru kořenového krčku na lokalitě Sypaný vrch

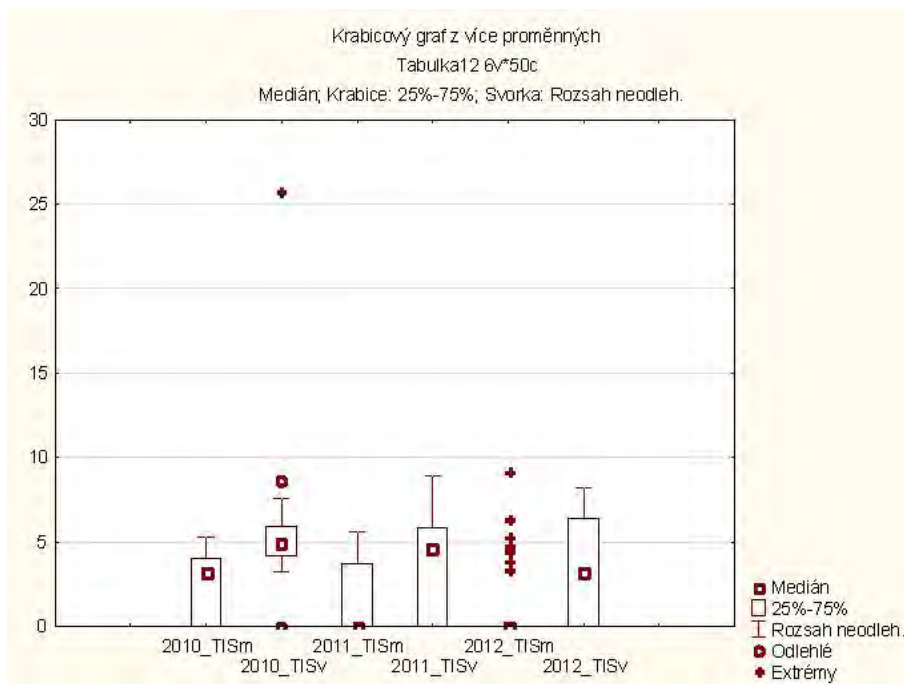
Rok	Dřeviny	Průměr	Medián	Precentil 25%	Precentil 75%	Počet jedinců
2010	HBm	5.9	5.9	5.2	6.9	50
2010	HBv	8.4	8.5	7.0	9.7	50
2010	LPm	4.5	4.3	3.8	5.1	47
2010	LPv	9.6	9.6	8.6	11.3	48
2010	TISm	4.1	4.0	3.8	4.7	27
2010	TISv	5.8	5.3	4.7	6.3	42
2011	HBm	6.7	6.7	5.8	8.7	40
2011	HBv	9.2	9.2	8.1	10.9	46
2011	LPm	5.7	5.9	4.8	7.4	43
2011	LPv	10.5	10.8	9.2	12.1	46
2011	TISm	4.4	4.4	3.9	5.6	17
2011	TISv	5.9	5.9	5.1	7.3	29
2012	HBm	10.8	13.1	7.8	17.4	32
2012	HBv	13.8	14.4	12.3	18.3	45
2012	LPm	11.1	11.9	9.3	13.7	38
2012	LPv	15.8	16.1	14.2	18.7	46
2012	TISm	5.2	5.1	4.4	9.2	13
2012	TISv	6.1	6.4	5.6	7.5	26



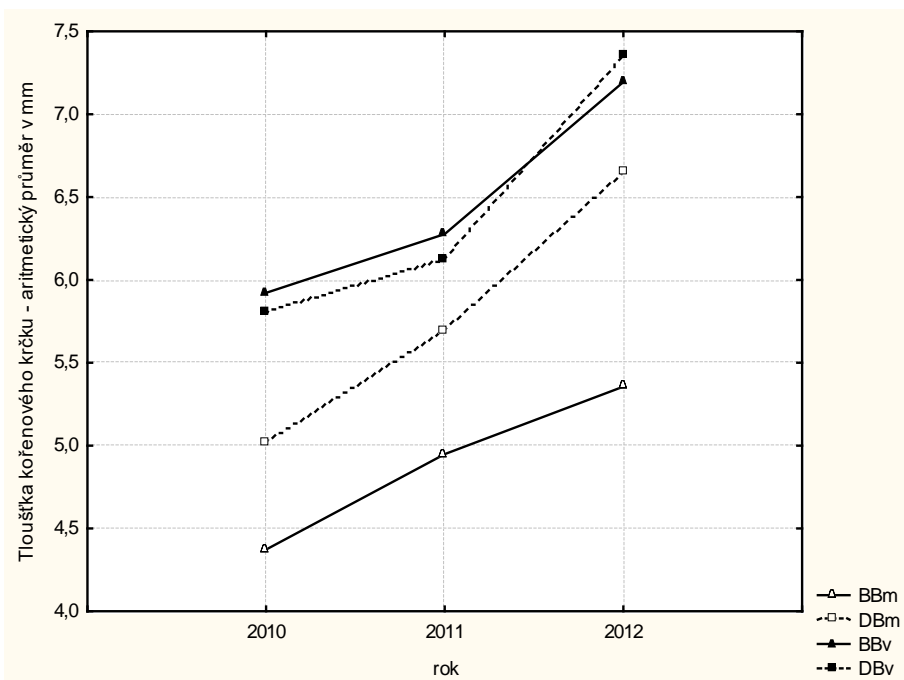
Obr. 11 Distribuce hodnot tloušťky kořenového krčku *Carpinus betulus*



Obr. 12 Distribuce hodnot tloušťky kořenového krčku *Tilia cordata*

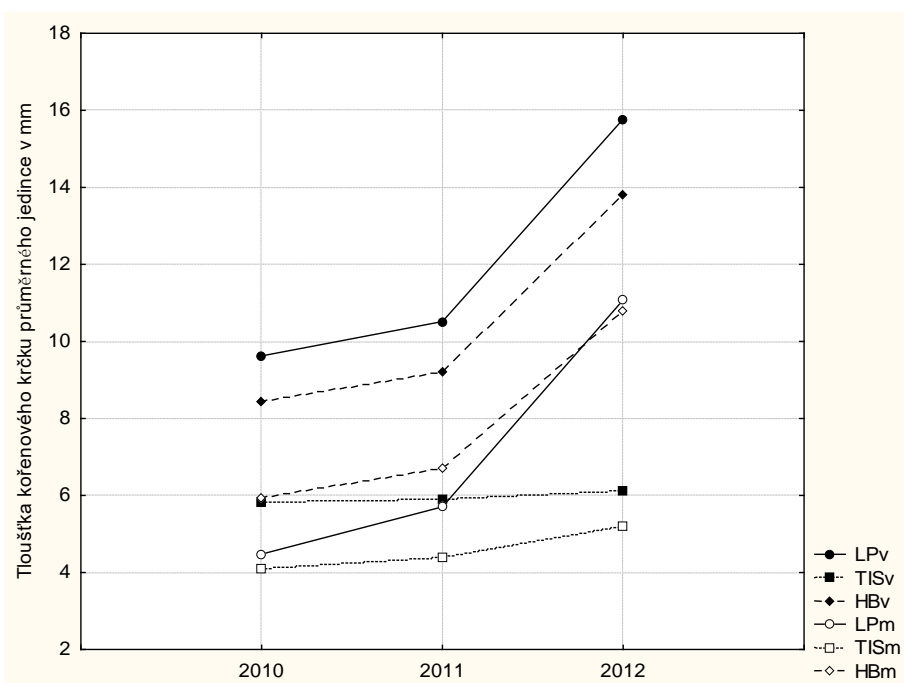


Obr. 13 Distribuce hodnot tloušťky kořenového krčku *Taxus baccata*



Obr. 14 Průměrná tloušťka kořenového krčku sazenic na lokalitě Resl

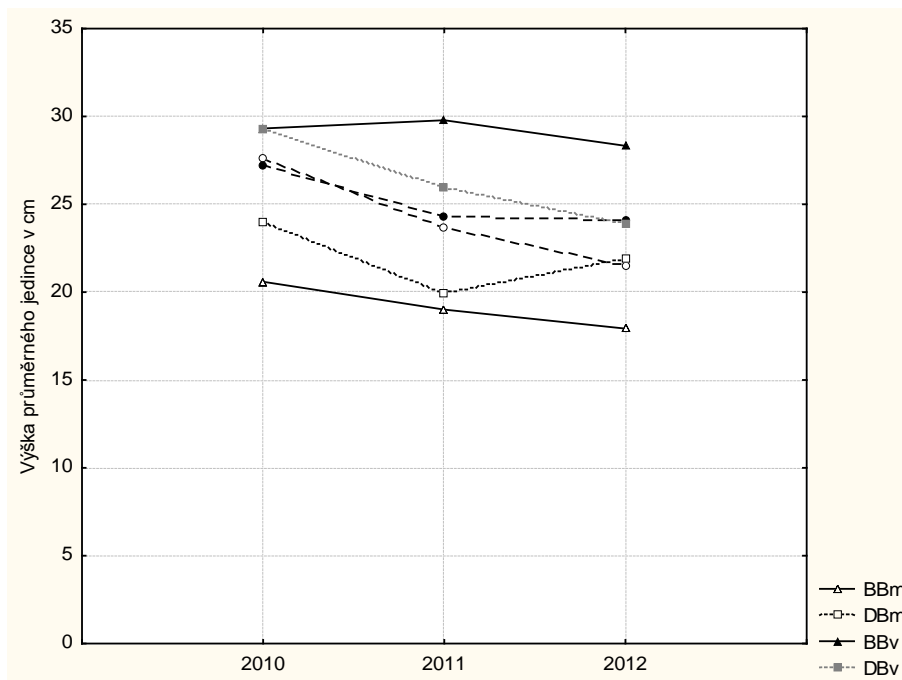
Na obr. 14–15 je zobrazen vývoj průměrné hodnoty tloušťky kořenového krčku v jednotlivých letech. Na lokalitě Resl mladší sazenice *Acer campestre* vykazovaly za vegetační sezónu 2011 větší tloušťkový přírůst kořenového krčku (0,5 mm) než sazenice starší (0,4 mm). V roce 2012 byl přírůst větší u starších jedinců – 1,1 mm, u mladších jedinců byl tloušťkový přírůst 0,4 mm. Mladší sazenice *Quercus robur* v roce 2011 vykazovaly také větší přírůst – 0,7 mm nežli starší – 0,3 mm. Za vegetační sezónu roku 2012 byl dosažen větší přírůst u starších jedinců – 1,2 mm, u mladších pak 1,0 mm.



Obr. 15 Průměrná tloušťka kořenového krčku sazenic na lokalitě Sypaný vrch

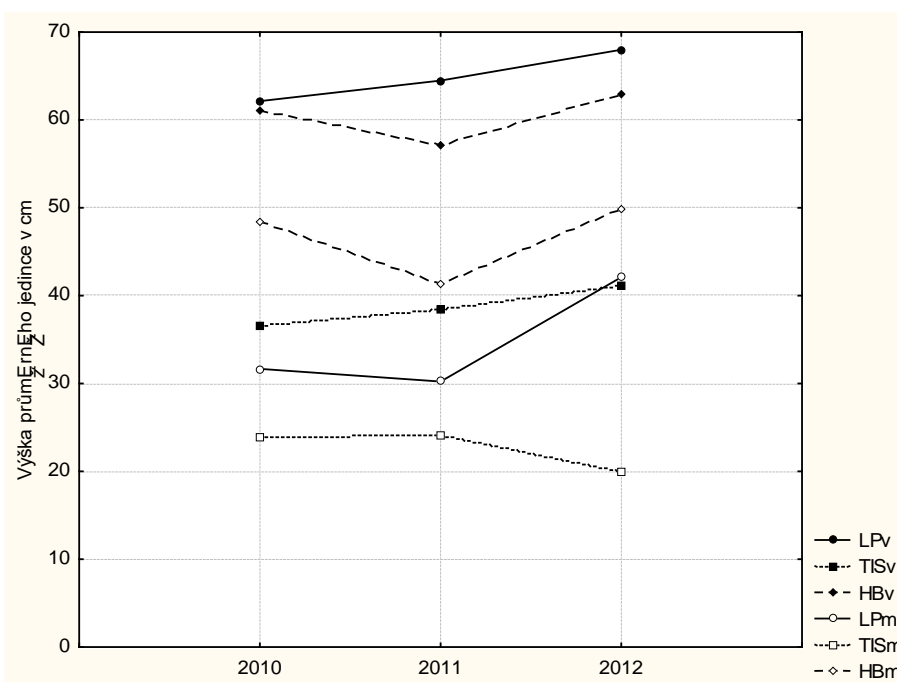
Na lokalitě Sypaný vrch sazenice obou věkových skupin u *Carpinus betulus* na konci vegetační sezóny roku 2011 dosahovaly stejného přírůstu 0,8 mm. Za vegetační sezónu roku 2012 byl dosažen přírůst u mladších jedinců 4,4 mm, u starších jedinců 5,6 mm. Sazenice *Tilia cordata*, mladší, na

konci vegetační sezóny roku 2011 dosahovaly vyššího přírůstu – 1,2 mm než starší – 0,9 mm. Za vegetační sezónu roku 2012 byl dosažen větší přírůst u mladších jedinců – 5,5 mm než u starších – 5,3 mm. Sazenice *Taxus baccata*, mladší, na konci vegetační sezóny roku 2011 dosáhly přírůstu 0,1 mm, u starších tloušťkový přírůst vůbec nenastal. Za vegetační sezónu roku 2012 byl přírůst u mladších jedinců 0,3 mm a u starších jedinců 0,2 mm. Z obr. 14 a 15 vyplývá, že největšího tloušťkového přírůstu dosahovaly dřeviny na lokalitě Sypaný vrch.



Obr. 16 Průměrná výška sazenic na lokalitě Resl

Vývoj výšek sazenic na lokalitě Resl představuje konstantní pokles za celé sledované období, obr. 16. Pokles výšky byl způsobený jednak posekáním při ožínání a jednak odumřením hlavní osy sazenice, obě poškození dokládáme obr. 5 a obr. 6. Pouze ve vybraných sezónách byl zaznamenán nárůst průměrné výšky u starších sazenic *Acer campestre* a mladších sazenic *Quercus robur*. U druhu *Acer campestre*, u starších jedinců, byl zaznamenán výškový přírůst 1 cm na konci vegetační sezóny roku 2011, na konci sezóny roku 2012 však nastalo snížení výšky o 2 cm. U mladších jedinců byl zaznamenán v sezóně 2011 pokles výšky o 2 cm a v sezóně 2012 další úbytek výšky o 1 cm. Sazenice *Quercus robur* mladší vykazují na konci sezóny roku 2011 úbytek výšky 4 cm a na konci sezóny 2012 vykazují nárůst výšky o 2 cm. Starší sazenice tohoto druhu vykazovaly úbytek výšky jak na konci sezóny roku 2011, tak i na konci sezóny 2012, v obou případech nastal pokles o 3 cm.



Obr. 17 Průměrná výška sazenic na lokalitě Sypaný vrch

Vývoj výšek sazenic na lokalitě Sypaný vrch představuje nárůst s výjimkou mladších sazenic *Taxus baccata* v celém sledovaném období viz obr. 17. Také na této lokalitě byly průměrné výšky ovlivněny posekáním sazenic při ožínání. U sazenic *Carpinus betulus*, mladších, nastal na konci sezóny 2011 pokles o 3 cm, na konci sezóny 2012 se výška zvýšila o 4 cm. U starších sazenic tohoto druhu také nastal na konci sezóny 2011 pokles výšky o 3 cm a na konci sezóny 2012 se výška zvýšila o 4 cm. U sazenic *Tilia cordata*, mladších, výška na konci sezóny 2011 poklesla o 1 cm a na konci sezóny 2012 se zvýšila o 6 cm. Výška sazenic starších na konci sezóny 2011 se zvýšila o 2 cm a o stejnou hodnotu se také zvýšila na konci sezóny 2012. U sazenic *Taxus baccata*, mladších byla zaznamenána na konci sezóny 2011 stagnace výšky (0 cm) a na konci sezóny 2012 se výška snížila o 3 cm. U starších sazenic tohoto druhu výška na konci sezóny 2011 narostla o 1 cm a na konci sezóny 2012 narostla o 2 cm.

F-test prokázal shodu rozptylu u druhů schodě rozptýlů u *Acer campestre* v letech 2011, 2012, *Quercus robur* v letech 2010, 2012, *Carpinus betulus* v roce 2011 a *Tilia cordata* v roce 2012 a u ostatních druhů neshodný rozptyl. Rozptyly jednotlivých výběrů jsou patrné z obr. 8–13.

Statisticky významný rozdíl (párový T-test) v hodnotách tloušťkového přírůstu mezi mladšími a staršími jedinci u většiny druhů v každém roce kromě *Quercus robur*, u *Taxus baccata* v roce 2012 viz tab. 6.

Z hlediska průměrného tloušťkového přírůstu (viz obr. 14 a 15) je možno doporučit pro výsadbu u *Acer campestre* starší sazenice, *Quercus robur* mladší sazenice, *Tilia cordata* mladší sazenice a v případě *Carpinus betulus* je rozdíl v přirůstání tloušťky jen velmi malý. V případě *Taxus baccata* je vhodnější použít starší sazenice, ovšem je nutné upozornit na jeho celkově špatnou vitalitu.

Tabulka 6. Výstupy dvouvýběrového F- testu o shodě rozptylů a T-test (významný statistický rozdíl ve středních hodnotách výběrů podložený p-hodnotou T- testu je vyznačen šedými poli)

Hodnoty jsou uvedeny pro jednostranný test			p-hodnota F - testu	Typy rozptylů	p-hodnota T-testu	statisticky významný rozdíl
BBv	BBm	2010	0,00309825	neshodné	2,2786E-07	ano
BBv	BBm	2011	0,22284488	shodné	3,3527E-06	ano
BBv	BBm	2012	0,18267048	shodné	0,00081836	ano
DBv	DBm	2010	0,18052267	shodné	0,00137591	ano
DBv	DBm	2011	0,02729014	neshodné	0,02062548	ano
DBv	DBm	2012	0,23233664	shodné	0,73875893	ne
HBv	HBm	2010	0,00092806	neshodné	5,3731E-13	ano
HBv	HBm	2011	0,1724811	shodné	1,03E-08	ano
HBv	HBm	2012	0,02295536	neshodné	0,0181786	ano
LPv	LPm	2010	0,00074139	neshodné	5,9972E-28	ano
LPv	LPm	2011	0,00158254	neshodné	2,3448E-19	ano
LPv	LPm	2012	0,23465595	shodné	5,77E-09	ano
TISv	TISm	2010	4,1355E-14	neshodné	0,00102073	ano
TISv	TISm	2011	0,01609077	neshodné	7,4024E-06	ano
TISv	TISm	2012	0,13760449	neshodné	0,06094626	ne

Diskuze

V roce výsadby sazenice trpěly povýsadbovým šokem, byl zaznamenán nejvyšší úhyn dosahující až 20–29 % vysazených sazenic v závislosti od taxonu. Na lokalitě Sypaný vrch k vysokému úhynu přispěl *Taxus baccata*, který se na výsypkách prakticky nepoužívá, zde byl do testu experimentálně zařazen. Zajímavým jevem je zpožděný úhyn u *Carpinus betulus* zaznamenaný v následujících letech po roce výsadby, lze předpokládat, že souvisí s nedostatkem vláhy ve vegetačních sezónách roku 2011 a 2012. Vysoký úhyn byl v roce výsadby také zaznamenan u *Quercus robur* (20 %). U *Acer campestre* nebyl pozorován zvýšený úhyn v roce výsadby.

Extrémní podmínky stanoviště v letech 2011 a 2012, zejména nedostatek vláhy, se projevoval zasycháním hlavní osy sazenic a opožděným nástupem rašení a to zejména na lokalitě Resl u *Quercus robur*.

Výškový a tloušťkový přírůst dřevin negativně ovlivnilo opakované poškození sazenic při vyžínání ploch ve vegetačních sezónách 2011 a 2012, poškození v roce 2012 bylo velmi silné na lokalitě Resl, kdy bylo poškozeno 20 % (34 ks) sazenic.

Průměrná výška sazenic v průběhu celého sledovaného období u většiny taxonů klesla, pouze u *Tilia cordata* a *Carpinus betulus* a starších sazenic *Taxus baccata* vzrostla. Poškození hlavních os sazenic posekáním a snížení počtu sazenic úhynem se promítly do hodnot rozptylu u jednotlivých výběrů, např. v roce 2012 je tento vliv patrný na statistických charakteristikách druhů *Quercus robur*, *Acer campestre*.

U tloušťkového přírůstu byl prokázán u všech dřevin statisticky významný rozdíl v rámci taxonu mezi skupinami mladé a staré sazenice, a to jak v roce 2011, tak i v roce 2012. V průběhu celého sledovaného období byl zjištěn u všech sazenic tloušťkový přírůst. Podle velikosti úhrnného přírůstu za vegetační období 2010–2012 lze dřeviny sestupně seřadit od největšího u *Tilia cordata* (5,5 mm), přes *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Acer campestre*, po *Taxus baccata* (0,2 mm). Na tloušťkovém přírůstu se vedle růstové dynamiky, která je vlastní taxonu, podílely podmínky stanoviště. Rychleji rostoucí dřeviny *Tilia cordata* a *Carpinus betulus* byly vysázeny na méně exponovaném stanovišti. Údaje o přírůstu dřevin pochází ze dvou ekologicky rozdílných lokalit, proto nelze tloušťkové přírůsty mezi dřevinami porovnávat. Kupka a Dimitrovský (2011) hodnotí *Carpinus betulus*, *Quercus robur* jako druhy náročné na vlastnosti substrátu. Půdní substrát našich testovacích ploch je živinami dobře zásobený, limitujícím faktorem jsou však fyzikální vlastnosti umocněné teplým a suchým

klimatem oblasti. Toto zjištění učinili také Čermák a kol. (1999), Čermák a Ondráček (2009). Dimitrovský (1999) uvádí odlišné hodnocení druhů *Carpinus betulus* a *Taxus baccata*. Druh *Carpinus betulus* hodnotí jako méně vhodnou dřevinu a *Taxus baccata* naopak hodnotí jako dřevinu velmi vhodnou. Tento autor však vychází z ekologických podmínek Sokolovské pánve, kde jsou odlišné klimatické podmínky. Vhodnost věkových skupin sazenic pro výsadbu byla hodnocena na základě úhynu, přírůstu tloušťkového a výškového. Starší, tj. 3leté sazenice byly vyhodnoceny až na výjimku, jako vhodnější. Starší sazenice jsou vhodnější ve všech hodnocených attributech v případě *Tilia cordata* a *Carpinus betulus*. Také starší sazenice *Taxus baccata* lze hodnotit za vhodnější – byl u nich zjištěn menší úhyn a větší výškový přírůst. Mezi věkovými kategoriemi *Quercus robur* a *Acer campestre* nebyl zjištěn žádný rozdíl ve velikosti přírůstu, přesto lze hodnotit jako vhodnější starší sazenice *Acer campestre*, protože byl u nich zjištěn menší úhyn. Pouze mladší sazenice *Quercus robur* lze hodnotit jako vhodnější pro svůj menší úhyn.

Závěr

V letech 2010–2012 byl proveden test ujímavosti a růstu lesních dřevin na tělese Slatinické výsypky v Mostecké pánvi. Půdním substrátem byl šedý jíl s mírně zásaditým pH, dostatkem živin a obecně předpokládanými nepříznivými fyzikálními vlastnostmi. Výsadba proběhla způsobem uplatňovaným v běžných provozních podmínkách při lesnických rekultivacích. Test navazoval na práce autorů Čermák a kol. (1999), Dimitrovský (1999), Čermák a Ondráček (2009), Kupka a Dimitrovský (2011), Šefl a Roubíková (2011).

Zvoleny byly 2 plochy s rozdílnými ekologickými podmínkami. Na ploše s reliéfem plošiny byly testovány *Acer campestre*, *Quercus robur*, na vláhově příznivější ploše orientované k severozápadu pak *Carpinus betulus*, *Taxus baccata*, *Tilia cordata*. Sazenice byly testovány ve dvou věkových skupinách (2 a 3leté). Sledovány byly charakteristiky – úhyn, zdravotní stav, tloušťkový přírůst, výškový přírůst. Úhyn za celé sledované období dosáhl 142 sazenic, tj. 28 % celkového počtu sazenic. Nejvyšší úhyn nastal v roce výsadby, v následujících dvou letech pak byl vyrovnaný a stálý. Úhyn se lišil v závislosti od druhu. Nejvyšší úhyn za celé období byl zaznamenán u *Taxus baccata* (63 %, z toho 29 % v roce výsadby), dále pak u *Carpinus betulus* (28 %), u *Tilia cordata* (19 %), u *Quercus robur* (24 %, z toho 20 % v roce výsadby).

Obecně největšího tloušťkového přírůstu dosahovaly dřeviny na lokalitě Sypaný vrch. Na základě výsledků našeho pozorování uvádíme testované dřeviny v sestupném pořadí podle vhodnosti pro ekologické podmínky Slatinické výsypky: *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Acer campestre*. Jako druh nevhodný pro uvedené stanoviště byl vyhodnocen *Taxus baccata*.

Na výškový přírůst dřevin (a také podle obecných postulátů, také na přírůst tloušťkový) mělo negativní vliv posekání sazenic při vyžínání, kdy v roce 2012 na lokalitě Resl bylo posekáno 20 % (34 ks) sazenic. Pokles výšky sazenic ve sledovaném období je tak dílem obrazem kvality péče o výsadby na rekultivovaných plochách.

Souhrn

U dřevin *Taxus baccata* a *Quercus robur* nastal výrazný úhyn v roce výsadby dosahující nebo přesahující 20 % celkového počtu sazenic, naopak u *Carpinus betulus* nebyl úhyn v roce výsadby vůbec zaznamenán. V dalších letech byl zaznamenán úhyn konstantní, udržující si míru úhynu vlastní taxonu – mezi 2 a 17 %. Nejvyšší úmrtnost byla zaznamenána u *Taxus baccata*. Na lokalitě Resl druhy *Quercus robur* a *Acer campestre* často trpěly usycháním hlavního výhonu. Největšího přírůstu tloušťkového krčku dosahovaly druhy *Tilia cordata*, *Carpinus betulus*, *Quercus robur*. Naopak nejnižší přírůst vykazoval *Taxus baccata*. Výškový a tloušťkový přírůst v roce 2012 byl silně negativně ovlivněn posekáním sazenic. Jako velmi vhodný druh pro Slatinickou výsypku lze pokládat *Tilia cordata*, a jako druhy vhodné *Carpinus betulus*, *Quercus robur*, *Acer campestre*. Za druh nevhodný pro tento typ ekotopu *Taxus baccata*.

Seznam literatury

- BAŽANT V., SLÁVIK M., REMEŠ J. (2010) Dynamika růstu dřevin na výsypce Šmeral na Mostecku. Zpravodaj Hnědé uhlí. 3: 24–31. ISSN: 1213-1660.
- ČERMÁK P., KOHEL J., DEDERA F. (1999) Rekultivace území devastovaných báňskou činností v oblasti Severočeského hnědouhelného revíru (metodika pro praxi). Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, Praha.
- ČERMÁK P., KOHEL J. (2003) Hodnocení půdotvorného procesu antropozemí Severočeské hnědouhelné pánve, jejich kategorizace a využití. VÚMOP Praha.
- ČERMÁK P. (2007) Stanovení růstové vitality hodnocených taxonů dřevin. VÚMOP Praha.
- ČERMÁK P., ONDRÁČEK V. (2009) Stanovištní a rhizologické vlastnosti dřevin využívaných při zalesňování výsypek Severočeské hnědouhelné pánve. Metodika. VÚMOP Praha.
- ČHMÚ (2012) Průměrné hodnoty srážek a teplot za období 2011–2012. Automatizovaná meteorologická stanice Kopisty. Nepublikovaný manuskript. Praha: Český hydrometeorologický ústav
- DIMITROVSKÝ K. (1999) Zemědělské, lesnické a hydrické rekultivace území ovlivněných báňskou činností. Ústav zemědělských a potravinářských informací. Praha, 66 pp.
- JENIŠTA J., ŠVEC J. (2003) Zkušenosti získané při sledování klimatu na výsypkách na Mostecku, Rožnovský, J., Litschmann, T. [eds.]: Seminář „Mikroklima porostů“, Brno, 2003, ISBN 80-86690 05-9, str. 187–193
- KAŠPAR J., MĚSKOVÁ L. (2002) Nová krajina Mostecká po těžbě hnědého uhlí. Sympozium 41. ročník: Hornická Příbram ve vědě a technice.
- KUPKA I., DIMITROVSKÝ K. (2011) Výsledky testování vybraných dřevin pro lesnické rekultivace na Sokolovsku: Review. Jíloviště: Zprávy lesnického výzkumu, 6: 52–56 ISSN: 0322-9688.
- PRACH K., HOBBS R. J. (2008) Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites – Restoration Ecology 16 (3): 363–366.
- PRACH K. (2009) Ekologie obnovy narušených míst I. – Živa 2009,1: 22–24
- PRACH K. (2010) Ekologie obnovy ukazuje možnosti obnovy cenných biotopů. In Řehounek J., Řehouňková K., Prach K. [eds.]: Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými deponiemi. Calla, České Budějovice: 7–9. ISBN 978-80-87267-09-7
- PRACH K., WALKER L. R. (2011) Four opportunities for studies of ecological succession – Trends in ecology & evolution. 26(3) 119–23.
- SLÁVIK M., DIMITROVSKÝ K. (2006) Rhizologická měření u lesních dřevin na výsypkách. In Neuhöferová, P. [ed.]: Zalesňování zemědělských půd. Výzva pro lesnický sektor. Kostelec nad Černými lesy. KPL FLE ČZU v Praze a VS Opočno, VÚLHM Jíloviště-Strnady: 139–153.
- ŠTÝS S. (1981) Rekultivace území postižených těžbou nerostných surovin. SNTL, Praha, 678 pp.
- ŠEFL J. (2008). Teoretická východiska volby druhové skladby při lesnické rekultivaci výsypek. In Blažková M. [ed.]: Modelové řešení revitalizace průmyslových regionů a území po těžbě uhlí na příkladu Podkrušnohoří. Sborník z konference 15. září 2008, FŽP UJEP, Ústí nad Labem.
- ŠEFL J. (2011) Aplikace alginátů v lesnických rekultivacích na výsypkách po těžbě hnědého uhlí. Studia Oecologica, V., FŽP UJEP. Ústí nad Labem: 102–110.
- ŠEFL J., ROUBÍKOVÁ I. (2011) Růst lesních dřevin na Slatinické výsypce. Studia Oecologica. V., FŽP UJEP. Ústí nad Labem: 83–101.
- VRÁBLÍK P., VRÁBLÍKOVÁ J. (2003) Poznatky ze sledování mikroklimatu na výsypkách. Rožnovský J., Litschmann T. [eds.]: Seminář „Mikroklima porostů“, Brno, 2003, ISBN 80-86690 05-9, str. 187–193.
- VÚHU (2012) Výsledky rozborů půdních vzorků. Nepublikovaný manuskript. Most: Výzkumný ústav hnědého uhlí.

STŘEVÍLÍCI (COLEOPTERA: CARABIDAE) KAMENITÉ AKUMULACE V BÝVALÉM LOMU NA VRCHU TŘTÍN U DĚKOVKY (ČESKÉ STŘEDOHOŘÍ)

GROUND BEETLES (COLEOPTERA: CARABIDAE) OF STONY ACCUMULATION IN FORMER QUARRY NEAR DĚKOVKA (ČESKÉ STŘEDOHOŘÍ MTS.)

Michal HOLEC, Jana TOMANCOVÁ

Universita Jana Evangelisty Purkyně, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem, Česká republika, michal.holec@ujep.cz

Abstrakt

V roce 2011 a 2012 proběhl v lomu na vrchu Třtín u Děkovky (České středohoří) odchyt střevlíků (Coleoptera, Carabidae) do zemních pastí. Pasti byly umístěny na kamenité akumulaci pod stěnou lomu, kde byla těžba ukončena přibližně v padesátých letech dvacátého století. Z celkového počtu 21 zjištěných druhů patřily tři (*Cicindela sylvicola* Dejean, 1822, *Leistus montanus kultianus* Farkač et Fassati, 1999, *Bembidion stephensii* Crotch, 1866) k druhům faunisticky významným a jejich rozšíření v Českém středohoří je v textu blíže komentováno. Výsledky jsou v souladu s výsledky mnoha dalších autorů, kteří rovněž zjistili, že staré lomy mohou sloužit jako útočiště pro některé vzácnější druhy organismů.

Klíčová slova: antropogenní kamenitá akumulace, lomy, střevlíkovití, faunistika, České středohoří, Česká republika

Abstract

Terrain investigation on ground beetles (Coleoptera, Carabidae) was conducted on one of abandoned quarries during the 2011 and 2012 on Třtín hill near Děkovka (České středohoří mts.). Pitfall traps were used for investigation and traps were situated on antropogeny induced stony slopes under the quarry wall. Totally 21 species was recorded. Three faunistically noteworthy species (*Cicindela sylvicola*, *Leistus montanus kultianus*, *Bembidion stephensii*) were recorded and its distribution in České středohoří mts. is commented. Our results are with concordance of results of many other authors that also documented potential of old quarries for rare species protection.

Key words: antropogeny induced stony accumulation, quarries, ground beetles, faunistics, The České středohoří Mts., The Czech Middle Mts., The Czech Republic

Úvod

Opuštěné kamenolomy jsou častou součástí krajiny Českého středohoří. Nemnohé z nich si zachovaly otevřený charakter a habituálně připomínají přirozené kamenité akumulace na svazích vulkanických vrchů této oblasti. Fauna těchto lomů je však téměř neznámá, na rozdíl od přirozených akumulací. Z oblasti Českého středohoří bylo publikováno několik prací s výsledky průzkumů kamenitých sutí (HONCŮ 2000, RŮŽIČKA 1996, 1999, 2000, HOLEC a KONRÁTOVÁ 2012). Cílem této práce je zveřejnit výsledky, založené na odchytu střevlíků (Coleoptera, Carabidae) převážně do zemních pastí, na otevřené antropogenně indukované kamenité akumulaci (v textu dále už jen obecně „suti“ – blíže viz např. RAŠKA (2011)) v dnes již uzavřeném lomu z padesátých let 20. století na vrchu Třtín v Českém středohoří.

Lokalita a metodika

Zájmovým místem průzkumu byly ve svahu uložené kamenité akumulace pod jihovýchodní lomovou stěnou vrchu Třtín (souřadnice GPS: 50°29'35.475"N, 13°54'57.961"E) u Děkovky (okres Litoměřice) v jižní části Českého středohoří. Na lokalitě probíhala těžba čediče naposledy v padesátých le-

tech. Zde prezentované výsledky pocházejí z průzkumu z let 2011 (duben až říjen, 15 zemních pastí) a 2012 (květen až červenec, 2 zemní pasti). Zemní pasti plněné 4% formaldehydem byly v roce 2011 rozmístěny rovnoměrně v zalesněných i nezalesněných částech kamenitého svahu. V roce 2011 byly pasti umístěny na rozhraní volné kamenité akumulace a dřevinami porostlé bázi svahu. V roce 2012 proběhl při první návštěvě rovněž individuální sběr a prosev detritu. Blíže je již metodika rozepsána v práci HOLCE a kol. (2012). Některé další podrobnosti lze najít v diplomové práci TOMANCOVÉ (2012), kde byla pro zpracování použita data z odchytu v roce 2011.

Nomenklatura byla použita podle LÖBLA a SMETANY (2003). Abecední seznam druhů a jejich zjištěné počty jsou uvedeny v tabulce 1. Druhy byly zařazeny do bioindikačních kategorií dle HŮRKY a kol. (1996), resp. FARKAČE a HŮRKY (2003) pro *L. montanus kultianus*. Seznam druhů, které byly zjištěny na lokalitě byl rovněž hodnocen ve vztahu k jejich ohroženosti dle vyhlášky MŽP č. 395/1992 Sb. a dle Červeného seznamu (VESELÝ a kol. 2005). Materiál z roku 2011 determinoval Pavel Moravec (Správa CHKO České středohoří). Materiál z roku 2012 determinoval první autor na základě klíče HŮRKY (1996) a srovnávací sbírky s materiálem determinovaným P. Moravcem.

Výsledky a diskuse

Celkově bylo zjištěno 21 druhů střevlíků. Z toho 18 druhů bylo zjištěno v roce 2011 a 10 druhů v roce 2012. V roce 2012 byly zaznamenány nově pouze tři druhy. V nasbíraném materiálu dominovaly adaptabilní druhy (13 druhů). Reliktní druh byl zaznamenán pouze jeden – *Leistus montanus kultianus*. K faunisticky a stanovištně nejvýznamnějším druhům patřily především *Cicindela sylvicola*, *Leistus montanus kultianus* a *Bembidion stephensii*.

Cicindela sylvicola je středoevropským druhem montánního svižníka, který v ČR obývá slunné lesy (HŮRKA 1996). V Českém středohoří byl dosud zaznamenán jen ojediněle. VESELÝ (1994) publikoval jeho výskyt z lokality Černodoly u Loun. Z Ústeckého kraje pochází publikovaný údaj z Podbořan (ROUBAL 1918) nebo údaje BLAŽEJE a kol. (2008) a BLAŽEJE a kol. (2011) z okolí Rožan na Šluknovsku.

Leistus montanus kultianus se v Čechách vyskytuje pouze v některých oblastech severních a středních Čech. Nejvíce nálezů však pochází z Českého středohoří. Výskyt je však jen lokální - nejčastěji bývá nalézán na kamenitých sutích. FARKAČ a FASSATI (1999) uvádějí nálezy různých autorů z řady lokalit (např. z nedalekých vrchů v okolí lokality - vrchy Blešenský, Boreč, Bořeň, Kletečná, Malý Ostrý). Náš nález potvrzuje schopnost druhu, byť ojediněle, kolonizovat i antropogenně ovlivněná území. Vzhledem k vazbě druhu na kamenité biotopy, zejména sutě, poměrně dlouhé době od ukončení těžby v lomu a v neposlední řadě i vhodným stanovištím v okolí lomu nejde o zjištění překvapující. Vhodná stanoviště se navíc vyskytují i v blízkém okolí a pravděpodobně i v některých těžbou neovlivněných částech samotného vrchu Třtín. Nález druhu jsme v době průzkumu potvrdili rovněž i na jižně orientované suti (cca ve vzdálenosti 0,5 km) na nedaleké Solanské hoře (lgt., det. et coll. M. Holec).

Bembidion stephensii je podle HŮRKY (1996) druhem v Čechách ojedinělým a jen lokálně hojným. Vyskytuje se na nezastíněných a částečně zastíněných vlhkých jílových půdách, v lomech a v lesních sutích. Nálezy z Českého středohoří od různých autorů shrnuli PULPÁN a TÁBORSKÝ (1983) (vrch Rovný pr. Ústí n. Labem, vrch Boreč, vrch Milešovka, vrch Raná). VYSOKÝ (1989) shrnul pozorování z okresu Ústí nad Labem a z Českého středohoří uvádí několik lokalit (Chuderov, Liškovský potok, Průčelské údolí, Rovný, Roztoky - Povrly). TÁBORSKÝ (1993) druh uvádí z vrchu Boreč a od Kamýku. Další nálezy z Českého středohoří publikoval RŮŽIČKA (1999) (Borečský vrch), MORAVEC (1995) a SKOUPÝ (2004) (oba autoři vrch Raná u Loun), VYSOKÝ (2004) (Mariánská skála v Ústí n. Labem) a HOLEC a kol. (2010) (podzemní objekt na vrchu Deblík).

Výsledky sběrů potvrzují význam lomu pro výskyt vzácných a jen lokálně se vyskytujících druhů střevlíků a jsou tak v souladu s výsledky jiných autorů, kteří na potenciál takových lokalit rovněž upozorňují (např. ŘEHOUNEK a kol. 2010, TROPEK a ŘEHOUNEK 2011, HOLEC a kol. 2010, HOLEC a kol. 2012). Výsledky zároveň nezpochybňují možný význam vrchu Třtín pro ochranu těchto, případně i dalších vzácnějších druhů před těžbou.

Poděkování

Příspěvek vznikl za finanční pomoci interního grantu IGA UJEP „Význam lomů v ochraně biodiverzity“, uděleného pro rok 2012 a 2013. Práce na projektu byla dále podpořena projektem OPVK Envi-Mod CZ.1.07/2.2.00/28.0205. Za laskavou pomoc s instalací zemních pastí v terénu rovněž děkujeme studentům Bc. Lucii Konrátové a Bc. Jiřímu Brendlovi z Fakulty životního prostředí UJEP v Ústí nad Labem.

Literatura

- BLAŽEJ, L., ČERNÝ, J., LUST, Z., TRÝZNA, M., KOPECKÝ, V. 2008: Faunistické střípky Českého Švýcarska. *Listy Entomologického klubu při Labských pískovcích*, 8: 11–13.
- BLAŽEJ, L., MICHALEGA, M., ČERNÝ, J., MALENOVSKÝ, I. 2011: Faunistické střípky. *Listy Entomologického klubu při Labských pískovcích* 11. 14–16.
- FARKAČ, J., FASSATI, M. 1999: Subspecific taxonomy of *Leistus montanus* from central Europe (Coleoptera: Carabidae: Nebriini). *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 63: 407–425.
- FARKAČ J., HŮRKA K. 2003: Hodnocení biotopů na základě zjištění prevalence indikačně významných druhů brouků čeledi střevlíkovitých (Coleoptera: Carabidae), str. 264–277. In SEJÁK J., DEJMAL I. (eds.): Hodnocení a oceňování biotopů České republiky. *Český ekologický ústav, Praha*, 422 str. + 6 příloh.
- HOLEC, M., KADORA, T., HOLCOVÁ, D. 2010: Příspěvek k poznání živočichů podzemního objektu na vrchu Deblík v Českém středohoří. *Sborník Oblastního Muzea v Mostě, Řada přírodovědná*, 32: 13–22.
- HOLEC, M., KONRÁTOVÁ, L. 2012: Střevlíci (Coleoptera: Carabidae) kamenitých akumulací na vrchu Rovný (České středohoří). *Acta Musei Richnoviensis, Sect. natur.*, 19: 41–48.
- HOLEC, M., TOMANCOVÁ, J., KONRÁTOVÁ, L. 2012: Pavouci antropogenně indukované suti bývalého Lomu na vrchu Třtín u Děkovky (České středohoří). *Studia oecologica*, 6: 53–61.
- HONCŮ, M. 2000: Die Käfer (Coleoptera) der Blockhalden des Berges Kamenec bei Merboltice (Steinberg bei Mertendorf, NW Böhmen). *Acta Univ. Purkyn., stud. Biol.*, 4: 159–174.
- HŮRKA, K. 1996: *Carabidae of the Czech and Slovak Republics. Carabidae České a Slovenské republiky*. Kabourek, Zlín, 565 str.
- LÖBL, I., SMETANA, A. (eds.) 2003: *Catalogue of Palaearctic Coleoptera, Vol. 1: Archostemata - Myxophaga - Adephaga*. Stenstrup: Apollo Books, 819 str.
- MORAVEC, P. 1995: Střevlíkovití brouci (Coleoptera, Carabidae) vrchu Raná v Českém středohoří. *Sborník Okr. Muzea Most, Řada přírodověd.*, 17: 38–48.
- PULPÁN J., TÁBORSKÝ, I. 1983: Střevlíkovití severozápadních Čech (Coleoptera, Carabidae). Laufkäfer Nordwestböhmens (Coleoptera, Carabidae). *Sborník Okresního Muzea v Mostě, Řada přírodovědná*, 5: 7–66.
- RAŠKA, P. 2011: *Paleogeomorfologický význam a environmentální změna kamenitých akumulací v Českém středohoří*. Dizertační práce. Masarykova Univ. Přírodov. fakulta.
- ROUBAL, J. 1918: Noví čeští brouci (Příspěvek X.). *Časopis České společnosti entomologické*, 15: 1–3.
- RŮŽIČKA, J. 1996: Brouci (Insecta: Coleoptera) sutí vrchu Plešivec (severní Čechy, CHKO České středohoří). *Klapalekiana*, 32: 229–235.
- RŮŽIČKA, J. 1999: Beetle communities (Insecta: Coleoptera) of rock debris on the Boreč hill (Czech Republic: České středohoří mts). *Acta Soc. Zool. Bohem.*, 63: 315–330.
- RŮŽIČKA, J. 2000: Beetle communities (Insecta: Coleoptera) of rock debris on the Kamenec hill (Czech Republic: České středohoří mts). *Acta Univ. Purkyn., stud. Biol.*, 4: 175–182.
- ŘEHOUNEK, J., ŘEHOUNKOVÁ, K., PRACH, K. 2010: *Ekologická obnova území narušených těžbou nerostných surovin a průmyslovými depozity*. Calla, České Budějovice.

- SKOUPÝ, V. 2004: Střevlíkovití brouci (Coleoptera: Carabidae) České a Slovenské republiky ve sbírce Jana Pulpána. Vydal Jan Farkač a Vladimír Skoupý v nakl. *Public History*. Praha, 213 str. + CD.
- TÁBORSKÝ, I. 1993: K faunistice střevlíkovitých severozápadních Čech (Coleoptera, Carabidae). *Zprávy a studie Regionálního Muzea v Teplicích* (19): 37–40.
- TOMANCOVÁ, J. 2012: *Biologické zhodnocení sekundárních kamenitých akumulací v bývalém lomu na vrchu Třtín (České středohoří)*. Diplomová práce, deponováno na FŽP UJEP v Ústí nad Labem. 95 str.
- TROPEK, R., ŘEHOUNEK J. 2011: *Bezobratlí postindustriálních stanovišť: Význam, ochrana a management*. Entomologický ústav AV ČR, v. v. i. & Calla. České Budějovice, 2012.
- VESELÝ, P. 1992: Střevlíkovití brouci na lokalitě Černodoly u Loun. *Zpravodaj Západočeské pobočky České společnosti entomologické*, 2 (1992): 6–14.
- VESELÝ, P., MORAVEC, P., STANOVSKÝ, J. 2005: Carabidae (střevlíkovití), str. 407–411. In: Farkač J., Král D., Škorpík M. (eds), *Červený seznam ohrožených druhů České republiky. Bezobratlí. Red list of threatened species in the Czech Republic. Invertebrates*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Praha, 758+2 str.
- VYSOKÝ, V. 1989: Střevlíkovití okresu Ústí nad Labem (Coleoptera: Carabidae). *Příroda Ústecka II*, Ústí n. L., 149 str.
- VYSOKÝ V. 2004: Střevlíci Mariánské skály (Coleoptera: Carabidae). *Fauna Bohemiae Septentrionalis*, 29: 249–253.

Tab. 1: Přehled zjištěných druhů a jejich kategorizace dle vztahu k ovlivnění lokality člověkem. Počet jedinců (ex.) je uveden jako jejich počet v zemních pastech v roce 2011 a 2012; zkratka „is“ značí individuální sběr

Druh	Bioindikace	Rok nálezů	Počet ex.
<i>Abax carinatus</i> (Duftschmid, 1812)	A	2011	2
<i>Abax parallelepipedus</i> (Piller et Mitterpacher, 1783)	A	2011, 2012	32, 9
<i>Abax parallelus</i> (Duftschmid, 1812)	A	2011, 2012	12, 4
<i>Amara convexior</i> Stephens, 1828	E	2011	1
<i>Amara ovata</i> (Fabricius, 1792)	E	2011, 2012	2, 3 (z toho 1 ex is)
<i>Bembidion stephensii</i> Crotch, 1866	E	2011	1
<i>Calathus fuscipes</i> (Goeze, 1777)	E	2011, 2012	9, 11
<i>Carabus coriaceus</i> Linnaeus, 1758	A	2011	9
<i>Carabus hortensis</i> Linnaeus, 1758	A	2011	8
<i>Carabus intricatus</i> Linnaeus, 1761	A	2011, 2012	22, 6
<i>Cicindela sylvicola</i> Dejean, 1822	A	2011	13
<i>Cychrus caraboides</i> (Linnaeus, 1758)	A	2011	5
<i>Harpalus pumilus</i> Sturm, 1818	A	2011	1
<i>Harpalus rubripes</i> (Duftschmid, 1812)	E	2011	2
<i>Harpalus rufipes</i> (De Geer, 1774)	E	2012	2
<i>Leistus ferrugineus</i> (Linnaeus, 1758)	E	2012	1
<i>Leistus montanus kultianus</i> Farkač et Fassati, 1999	R	2011, 2012	3, 1 is
<i>Licinus depressus</i> (Paykull, 1790)	A	2012	1
<i>Molops elatus</i> (Fabricius, 1801)	A	2011	3
<i>Pterostichus oblongopunctatus</i> (Fabricius, 1787)	A	2011, 2012	3
<i>Trichotichnus laevicollis</i> (Duftschmid, 1812)	A	2011	1

Kategorie druhů podle antropogenního narušení prostředí (HŮRKA a kol. 1996, resp. FARKAČ a HŮRKA 2003):
R-reliktní druhy, A-adaptabilní druhy, E-eurytopní druhy.

PAVOUCI (ARANEAE) TERESTRICKÝCH RÁKOSIN V OKOLÍ CHABAŘOVIC (SEVERNÍ ČECHY)

THE SPIDERS (ARANEAE) OF REEDBOGS NEAR CHABAŘOVICE (NORTHERN BOHEMIA)

Diana HOLCOVÁ, Lucie KONRÁTOVÁ

Univerzita J. E. Purkyně, Fakulta životního prostředí, Králova výšina 7, 400 96 Ústí nad Labem, Česká republika, diana.holcova@ujep.cz

Abstrakt

V období od dubna do srpna roku 2012 byl pomocí zemních pastí proveden průzkum pavouků (Araneae) terestrických rákosin na 5 lokalitách v okolí města Chabařovice v severních Čechách. Na sledovaných lokalitách bylo zjištěno celkem 71 druhů pavouků, náležících k 14 čeledím. Ze zjištěných druhů byly nejpočetněji zastoupeny *Pardosa prativaga* (L. Koch, 1870), *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778), *Pirata hygrophilus* Thorell, 1872, *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757) a *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802). K faunisticky nejzajímavějším druhům patřily, na území České republiky vzácně se vyskytující druhy, *Kaestneria pullata* (O. P.-Cambridge, 1863), *Walckenaeria unicornis* O. P.-Cambridge, 1861 a *Ozyptila simplex* (O. P.-Cambridge, 1862). Oproti okolním stanovištím, v zemědělské a postindustriální krajině, obsahovaly terestrické rákosiny vyšší podíl druhů, osidlujících převážně klimaxová stanoviště a naopak méně druhů, vyskytujících se na pravidelně narušovaných a silně pozměněných stanovištích s vysokým stupněm disturbance.

Klíčová slova: pavouci, Araneae, mokřady, rákosiny, *Phragmites australis*, severní Čechy

Abstract

During the period from April to August of 2012, using pitfall traps were surveyed spiders (Araneae) of terrestrial reedbogs in 5 localities around the city Chabařovice in northern Bohemia. On the monitored localities was found a total of 71 spider species, belonging to 14 families. From the collected species were most numerous *Pardosa prativaga* (L. Koch, 1870), *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778), *Pirata hygrophilus* Thorell, 1872, *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757) and *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802). The most interesting faunistic species were, in the Czech Republic a rare species, *Kaestneria pullata* (OP-Cambridge, 1863), *Walckenaeria unicornis* OP-Cambridge, 1861 and *Ozyptila simplex* (OP-Cambridge, 1862). Compared to surrounding habitats, of agricultural and post-industrial landscape, terrestrial reedbogs contained a higher proportion of species inhabiting mainly climax habitats and less species occurring on a regular disturbed and heavily altered habitats with a high degree of disturbance.

Key words: spiders, Araneae, wetlands, reedbogs, *Phragmites australis*, Nord Bohemia

Úvod

Mokřady hostí řadu běžných i vzácných a ohrožených druhů pavouků a v kulturní krajině vystupují v roli charakteristických ostrovních ekosystémů s vlastní flórou a faunou. Obecně se tím podílí na zvyšování celkové druhové diverzity území (BUCHAR, 1992a, b; BUCHAR & RŮŽIČKA, 2002). Mezi mokřady patří různé typy biotopů, od rašelinišť, slatinišť, přes vysoké litorální porosty, podmáčené rybníční okraje apod.

Rákosiny jsou poměrně různorodá rostlinná společenstva, řazená ke sladkovodním mokřadům. V závislosti na vnějších ekologických podmínkách jsou tvořeny zpravidla hustě i řídké zapojenými porosty vysokých travin, jejichž typickou rostlinou je rákos obecný (*Phragmites australis*), doprovázený, dle vnějších podmínek, dalšími druhy (ŠUMBEROVÁ, 2011).

Vzhledem k poměrně vysoké druhové početnosti pavouků v České republice a poměrně dobré znalosti jejich ekologických nároků, může tato skupina organismů sloužit jako velmi citlivý indikátor stavu obyčejného prostředí a celkových změn poměrů v krajině (RŮŽIČKA, 1987).

Studiu pavouků obývajících rákosiny byla, v rámci České republiky, dosud věnována poměrně malá pozornost. Jen několik málo prací sledovalo výskyt pavouků v okrajových litorálních porostech rybníků (MILLER & OBRTTEL, 1975; JELÍNEK & SVATOŇ, 1995; HOLEC, 1998; RŮŽIČKA & HOLEC, 1998; HOLEC, 2000; HOLEC et al., 2001; ROUŠAR, 2009).

Předložený článek shrnul výsledky sledování pavouků (Araneae) terestrických rákosin, provedeného v roce 2012 na pěti lokalitách v okolí města Chabařovice v severních Čechách.

Metodika

Vymezení zájmového území a jeho charakteristika

Sledované lokality s biotopy terestrických rákosin se nacházejí v jižní části katastrálního území obce Chabařovice v severních Čechách, v poli č. 5349 síťového mapování organismů (BUCHAR, 1982) (viz Obr. 1).

Fytogeograficky spadá sledované území do oblasti Českého termofytika, obvodu Podkrušnohorská pánev (SLAVÍK, 1988).



Obr. 1: Přehled sledovaných lokalit porostů terestrických rákosin (zdroj: www.mapy.cz)

Charakteristika biotopu terestrických rákosin

Do asociace *Phragmitetum australis* Savič 1926 – rákosiny s rákosem obecným, řadíme druhově chudé rákosiny s dominantním rákosem obecným (*Phragmites australis*). Toto společenstvo se vyznačuje velmi širokou ekologickou amplitudou a celkový charakter těchto porostů se odvíjí v závislosti na vnějších ekologických podmínkách, zejména úživnosti stanoviště, pH substrátu, dynamice vodního režimu, způsobu hospodaření apod. Optimum nachází v mezotrofním až přirozeně eutrofním prostředí, na slabě kyselých až alkalických substrátech bohatších vápníkem a s malým obsahem organické hmoty v substrátu. Především míra zamokření má vliv na celkové druhové složení těchto porostů. Rákosinám často dominuje jeden druh rostliny, kdy menší byliny jsou potlačovány vlivem nedostatku světla a vlivem vyššího podílu stařiny. Rákosiny se vyskytují v různých typech mokřadů, u nás pak v pobřežním pásmu rybníků a jiných vodních nádrží, v mrtvých ramenech říčních toků, v mělkých zatopených proláklínách, v příkopech a kanálech atd., ale vyskytují se i na místech, kde voda nevystupuje nad povrch půdy. Ruderalizované porosty této asociace se šíří i na opuštěných polích a skládkách (ŠUMBEROVÁ, 2011; HEJNÝ & HUSÁK, 1978).

Sběr materiálu a hodnocení výsledků

Odchyt pavouků probíhal od dubna do srpna roku 2012. Převážná část materiálu byla získána s použitím zemních pastí (s fixační tekutinou 4% formaldehydu), část byla získána individuálním sběrem a prosevem stařiny z porostů rákosin. Pasti byly exponovány po čtyřech až šesti na každé lokalitě terestrických rákosin a vždy doplněny jednou až dvěma kontrolními pastmi v blízkém okolí rákosin, pro možnost posouzení rozdílů druhového složení pavouků rákosin a jejich okolí.

Determinaci materiálu provedl Michal Holec.

Výsledky sledování jsou prezentovány formou úplného přehledu zjištěných druhů pavouků na sledovaných lokalitách. Uvedeny jsou výskyt a početnost jednotlivých druhů pavouků v porostech terestrických rákosin a jejich blízkém okolí.

Nomenklatura pavouků a stupnice hodnocení hojnosti a ekologických nároků jednotlivých druhů pavouků jsou uvedeny podle BUCHARA & RŮŽIČKY (2002).

K hodnocení celkového stavu prostředí byla využita klasifikace výskytu druhů na stanovišti různého stupně původnosti (narušení) prostředí, která se často k vyhodnocení charakteru prostředí používá (BUCHAR & RŮŽIČKA, 2002), a to hojně právě u epigeicky žijících druhů pavouků.

Dle této klasifikace se stanoviště dělí do čtyř následujících skupin:

- I. Klimaxová stanoviště (např. původní horská stanoviště, původní a přirozené lesy, mokřady, rašeliniště, skalní stepi apod.)
- II. Druhotná, polopřirozená stanoviště (např. kulturní lesy, křoviny, extenzivně využívané druhově bohaté louky a pastviny apod.)
- III. Pravidelně narušovaná a silně pozmeněná stanoviště s vysokým stupněm disturbance (intenzivně obhospodařované louky a pole, haldy a výsypky v prvních stádiích vývoje apod.)
- IV. Umělé prostředí lidských sídel, které je však poměrně stálé, bez výrazných disturbancí

Výsledky a diskuze

Na sledovaných lokalitách s biotopy terestrických rákosin bylo v průběhu sledovaného období nalezeno celkem 2885 jedinců, náležících k 71 druhům pavouků 14 čeledí (viz Tab. 1), z čehož 61 druhů (2118 ex.) bylo zjištěno přímo v porostech terestrických rákosin a 53 druhů (767 ex.) v kontrolních pastech z blízkého okolí těchto rákosin (viz Tab. 1).

V porostech rákosin byly nejpočetněji zastoupeny druhy *Pardosa prativaga* (L. Koch, 1870) (1509 ex.), *Trochosa ruricola* (De Geer, 1778) - 121 ex., *Pirata hygrophilus* Thorell, 1872 (98 ex.), *Alopecosa pulverulenta* (Clerck, 1757) - 72 ex. a *Pardosa lugubris* (Walckenaer, 1802) - 66 ex. a obdobně tomu bylo tak i v kontrolních pastech, umístěných vně porostů rákosin. Všechny uvedené druhy pavouků jsou druhy, které se na území České republiky vyskytující velmi hojně. Druhy *Pardosa prativaga*, *Trochosa ruricola* a *Pirata hygrophilus* jsou druhy vlhkých až velmi vlhkých polootevřených až otevřených stanovišť. Poslední dva zmiňované druhy, *Alopecosa pulverulenta* a *Pardosa lugubris*, snášejí i poněkud sušší podmínky prostředí.

Po přepočtu jedinců, vzhledem k celkově nižšímu počtu umístěných kontrolních pastí, byla zjištěna poměrově vyšší početnost druhu *Pardosa prativaga* v porostech terestrických rákosin, tj. druhu vlhkých až velmi vlhkých stanovišť a druhů *Trochosa terricola* a *Ozyptila trux* (Blackwall, 1846) v kontrolních pastech, tj. druhů, snášejících i poněkud sušší podmínky prostředí.

V porostech pobřežních rákosin rybníku Nesyt, zjistili MILLER & OBRTTEL (1975) rovněž poměrně hojné zastoupení druhů *Pardosa prativaga* a *Trochosa ruricola*. Oproti lokalitám s porosty terestrických rákosin v okolí obce Chabařovice se však na této lokalitě početně vyskytovaly i druhy *Pirata latitans* (Blackwall, 1841) a *Antistea elegans* (Blackwall, 1841), které na lokalitách s terestrickými rákosinami byly poměrně méně početné nebo nebyly zaznamenány vůbec. Jedná se o druhy, obývající velmi vlhká stanoviště. Naopak vyšší početnost druhů *Pirata hygrophilus*, *Alopecosa pulverulenta* a *Pardosa lugubris* v porostech terestrických rákosin, může ukazovat na poměrně větší pestrost stanovištních podmínek tohoto biotopu, což potvrzuje skutečnost i poměrně vysoké celkové druhové diverzity pavouků. V porostech terestrických rákosin bylo zjištěno 61 druhů, MILLER & OBRTTEL (1975) zaznamenali pouhých 38 druhů pavouků a HOLEC et al. (2001) 39 druhů ve stejném biotopu pobřežních litorálních porostů rybníku Nesyt.

K faunisticky nejzajímavějším zjištěným druhům patřily, na území České republiky vzácně se vyskytující druhy, *Kaestneria pullata* (O. P.-Cambridge, 1863), zjištěné po jednom exempláři v porostech terestrických rákosin a v kontrolní pasti, dále *Walckenaeria unicornis* O. P.-Cambridge, 1861 (5 ex.

v porostech terestrických rákosin) a *Ozyptila simplex* (O. P.-Cambridge, 1862) (12 ex. v porostech terestrických rákosin a 3 ex. v kontrolních pastech). V rámci celkového srovnání zastoupených druhů byl v porostech terestrických rákosin zjištěn vyšší podíl druhů pavouků vzácných a řídkce se vyskytujících na území ČR (13,1 % v porostech terestrických rákosin a 7,6 % v kontrolních pastech) a naopak nižší podíl početně až velmi početně se vyskytujících druhů (85,3 % v porostech terestrických rákosin a 90,6 % v kontrolních pastech).

Při srovnání charakteru terestrických rákosin a jejich okolí dle zastoupených druhů pavouků, byl v porostech terestrických rákosin zjištěn vyšší podíl druhů, vyskytujících se i na velmi vlhkých a vlhkých stanovištích (42,6 % v porostech terestrických rákosin a 34,0 % v kontrolních pastech) a naopak nižší podíl druhů, obývajících stanoviště velmi suchá a suchá (16,4 % v porostech terestrických rákosin a 24,5 % v kontrolních pastech).

Oproti okolním stanovištím obsahovaly terestrické rákosiny vyšší podíl druhů, osidlujících převážně klimaxová stanoviště (9,8 % v porostech terestrických rákosin a 5,7 % v kontrolních pastech) a naopak méně druhů, vyskytujících se i na pravidelně narušovaných a silně pozměněných stanovištích s vysokým stupněm disturbance (34,4 % v porostech terestrických rákosin a 45,3 % v kontrolních pastech).

Poděkování

Práce vznikla v rámci projektu Studentského grantového projektu UJEP – Limity biodiverzity v kulturní antropogenizované krajině, uděleného pro roky 2012–2014.

Literatura

- BUCHAR, J. (1982): Způsob publikace lokalit živočichů z území Československa – Věst. Čs. Společ. Zool., 46: 317–318.
- BUCHAR, J. (1992a): Pavoukovci (*Arachnida*). In: ŠKAPEC, L. (ed.): Červená kniha ohrožených a vzácných druhů rostlin a živočichů ČSFR, Příroda, Bratislava, 39–53.
- BUCHAR, J. (1992b): Kommentierte Artenliste der Spinnen Böhmens (*Araneida*). Acta Univ. Carol. – biol., 36: 383–428.
- BUCHAR, J. & RŮŽIČKA, V. (2002): Catalogue of spiders of the Czech Republic. Peres, Praha, 351 pp.
- HEJNÝ, S. & HUSÁK, Š. (1978): Higher plant communities. In: DYKYJOVÁ, D. & KVĚT, J. (eds.): *Pond littoral ecosystems. Structure and functioning*, Springer-Verlag, Berlin et Heidelberg.
- HOLEC, M. (1998): Pavouci litorálních porostů. Diplomová práce, České Budějovice, 39 pp.
- HOLEC, M. (2000): Spiders (Araneae) of the fishpond eulittoral zone. Ekológia, Bratislava, 19/4: 51–54.
- HOLEC, M., ŠLACHTA, M. & BOHÁČ, J. (2001): Příspěvek k poznání fauny pavouků (Araneae), střevlíků (Carabidae) a drabčků (Staphylinidae) pobřežních porostů rybníku Nesyt na jižní Moravě (Česká republika). Sborník přírodovědného klubu, Uherské Hradiště, 6: 69–77.
- JELÍNEK, A. & SVATOŇ, J. (1995): Příspěvek k poznání pavoučí zvěry (*Araneae*) břehových porostů vybraných rybníků Jihlavských vrchů. Vlastivědný sborník Vysočiny, Odd. věd přírodních, XII, Muzeum Vysočiny, Jihlava, 12: 167–177.
- MILLER, F. & OBRTTEL, R. (1975): Soil surface spiders (Araneidea) in a terrestrial reed swamp in southern Moravia (Czechoslovakia). Acta ent. bohemoslov., 72: 272–285.
- ROUŠAR, A. (2009): Pavouci (Araneae) a sekáči (Opiliones) mokřadu u Droužkovic. Sborník Oblastního muzea v Mostě, Most, 23–30.
- RŮŽIČKA, V. (1987): Biodiagnostic evaluation of epigeic spider communities. Ekológia, Bratislava, 6: 345–357.
- RŮŽIČKA, V. & HOLEC, M. (1998): New records of spiders from pond littorals in the Czech Republic. Arachnol. Mitt., 16: 1–7.
- SLAVÍK, B. (1988): Regionálně fytogeografické členění. In: Květena ČSR I., Academia, Praha, mapová příloha.
- ŠUMBEROVÁ, K. (2011): MCA04 *Phragmitetum australis* Savič 1926. In: CHYTRÝ, M. (ed.): Vegetace České republiky 3. Vodní a mokřadní vegetace. Academia, Praha, 405–409.

Tab. 1: Přehled zjištěných druhů pavouků v porostech terestrických rákosin a jejich okolí. Uvedena je přítomnost jednotlivých druhů pavouků (x) a celkový počet získaných exemplářů v rákosinách (n(r)) a v kontrolních pastech (n(k))

Druh	Čeleď	rákosina	n (r)	kontrola	n (k)
<i>Alopecosa cuneata</i> (Clerck, 1757)	Lycosidae	x	3		
<i>Alopecosa pulverulenta</i> (Clerck, 1757)	Lycosidae	x	72	x	28
<i>Arctosa leopardus</i> (Sundevall, 1833)	Lycosidae	x	1		
<i>Aulonia albimana</i> (Walckenaer, 1805)	Lycosidae	x	4	x	6
<i>Bathyphantes gracilis</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae			x	1
<i>Bathyphantes nigrinus</i> (Westring, 1851)	Linyphiidae	x	1		
<i>Bathyphantes parvulus</i> (Westring, 1851)	Linyphiidae	x	5	x	6
<i>Centromerus sylvaticus</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	x	1		
<i>Ceratinella brevis</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	x	1		
<i>Cicurina cicur</i> (Fabricius, 1793)	Dictynidae			x	1
<i>Clubiona phragmitis</i> C. L. Koch, 1843	Clubionidae	x	9		
<i>Clubiona reclusa</i> O. P.-Cambridge, 1863	Clubionidae	x	1	x	6
<i>Diplostyla concolor</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	x	8	x	2
<i>Dismodicus bifrons</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae			x	1
<i>Donacochara speciosa</i> (Thorell, 1875)	Linyphiidae	x	1		
<i>Drassodes pubescens</i> (Thorell, 1856)	Gnaphosidae	x	1	x	3
<i>Drassyllus lutetianus</i> (C. L. Koch, 1866)	Gnaphosidae	x	30	x	19
<i>Drassyllus pusillus</i> (C. L. Koch, 1833)	Gnaphosidae	x	3	x	4
<i>Erigonella hiemalis</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	x	6	x	2
<i>Euryopis flavomaculata</i> (C. L. Koch, 1836)	Theridiidae	x	3	x	3
<i>Evarcha arcuata</i> (Clerck, 1757)	Salticidae			x	1
<i>Haplodrassus signifer</i> (C. L. Koch, 1839)	Gnaphosidae			x	2
<i>Haplodrassus silvestris</i> (Blackwall, 1833)	Gnaphosidae	x	1		
<i>Heliophanus auratus</i> C. L. Koch, 1835	Salticidae	x	1		
<i>Kaestneria pullata</i> (O. P.-Cambridge, 1863)	Linyphiidae	x	1	x	1
<i>Lepthyphantes flavipes</i> (Blackwall, 1854)	Linyphiidae			x	2
<i>Lepthyphantes mengei</i> Kulczyński, 1887	Linyphiidae	x	1	x	1
<i>Linyphia hortensis</i> Sundevall, 1830	Linyphiidae	x	2		
<i>Meioneta affinis</i> (Kulczyński, 1898)	Linyphiidae	x	1	x	2
<i>Meioneta saxatilis</i> (Blackwall, 1844)	Linyphiidae			x	1
<i>Micaria pulicaria</i> (Sundevall, 1831)	Gnaphosidae	x	11	x	2
<i>Micrargus herbigradus</i> (Blackwall, 1854)	Linyphiidae	x	1	x	1
<i>Microneta viaria</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	x	1	x	1
<i>Neottiura bimaculata</i> (Linné, 1767)	Theridiidae			x	1

Druh	Čeleď	rákosina	n (r)	kontrola	n (k)
<i>Neriene clathrata</i> (Sundevall, 1830)	Linyphiidae	x	1	x	1
<i>Oedothorax gibbosus</i> (Blackwall, 1841)	Linyphiidae	x	10	x	1
<i>Ozyptila simplex</i> (O. P.-Cambridge, 1862)	Thomisidae	x	12	x	3
<i>Ozyptila trux</i> (Blackwall, 1846)	Thomisidae	x	6	x	15
<i>Pachygnatha clercki</i> Sundevall, 1823	Tetragnathidae	x	24	x	12
<i>Pachygnatha degeeri</i> Sundevall, 1830	Tetragnathidae	x	1	x	2
<i>Pachygnatha listeri</i> Sundevall, 1830	Tetragnathidae	x	3		
<i>Pardosa agrestis</i> (Westring, 1861)	Lycosidae	x	7	x	9
<i>Pardosa amentata</i> (Clerck, 1757)	Lycosidae	x	1	x	1
<i>Pardosa lugubris</i> (Walckenaer, 1802)	Lycosidae	x	66	x	18
<i>Pardosa palustris</i> (Linné, 1758)	Lycosidae	x	1	x	4
<i>Pardosa prativaga</i> (L. Koch, 1870)	Lycosidae	x	1509	x	468
<i>Pardosa pullata</i> (Clerck, 1757)	Lycosidae	x	1	x	2
<i>Pardosa riparia</i> (C. L. Koch, 1833)	Lycosidae	x	6	x	7
<i>Phrurolithus festivus</i> (C. L. Koch, 1835)	Liocranidae	x	2	x	1
<i>Pirata hygrophilus</i> Thorell, 1872	Lycosidae	x	98	x	30
<i>Pirata latitans</i> (Blackwall, 1841)	Lycosidae	x	20	x	9
<i>Pisaura mirabilis</i> (Clerck, 1757)	Pisauridae	x	1	x	7
<i>Pocadicnemis juncea</i> Locket & Millidge, 1953	Linyphiidae	x	20	x	9
<i>Robertus arundineti</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Theridiidae	x	1	x	2
<i>Stemonyphantes lineatus</i> (Linné, 1758)	Linyphiidae	x	1		
<i>Tallusia experta</i> (O. P.-Cambridge, 1871)	Linyphiidae	x	1		
<i>Thanatus striatus</i> C. L. Koch, 1845	Philodromidae	x	5	x	2
<i>Tibellus oblongus</i> (Walckenaer, 1802)	Philodromidae			x	1
<i>Trachyzelotes pedestris</i> (C. L. Koch, 1837)	Gnaphosidae	x	1		
<i>Trochosa ruricola</i> (De Geer, 1778)	Lycosidae	x	121	x	37
<i>Trochosa terricola</i> Thorell, 1856	Lycosidae	x	1	x	16
<i>Walckenaeria antica</i> (Wider, 1834)	Linyphiidae	x	1		
<i>Walckenaeria atrotibialis</i> (O. P.-Cambridge, 1878)	Linyphiidae	x	3	x	1
<i>Walckenaeria nudipalpis</i> (Westring, 1851)	Linyphiidae	x	1		
<i>Walckenaeria unicornis</i> O. P.-Cambridge, 1861	Linyphiidae	x	5		
<i>Xysticus cristatus</i> (Clerck, 1757)	Thomisidae	x	1	x	1
<i>Xysticus ulmi</i> (Hahn, 1831)	Thomisidae	x	5	x	3
<i>Zelotes electus</i> (C. L. Koch, 1839)	Gnaphosidae			x	1
<i>Zelotes latreillei</i> (Simon, 1878)	Gnaphosidae	x	2	x	3
<i>Zodarion rubidum</i> Simon, 1914	Zodariidae	x	1		
<i>Zora spinimana</i> (Sundevall, 1833)	Zoridae	x	9	x	4

