

Univerzita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta

Ústav pro životní prostředí
Ekologie a ochrana prostředí



Bc. Vendula Breburdová

**Vliv minulých disturbancí na současný stav
vegetace a invazi *Heracleum mantegazzianum*
ve Slavkovském lese**

*The effects of historical disturbances on current vegetation and invasive plant
Heracleum mantegazzianum in the Slavkov forest.*

Diplomová práce

školitel: prof. RNDr. Petr Pyšek, CSc.
konzultant: Mgr. Jana Müllerová, PhD.

květen 2013

Prohlášení:

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s využitím uvedené literatury a informací, na něž odkazuji. Svoluji k jejímu zapůjčení s tím, že veškeré (i přejaté) informace budou řádně citovány. Rovněž prohlašuji, že předložená diplomová práce je totožná s elektronickou verzí vloženou do SIS.

V Praze 30. dubna 2013

Podpis

Poděkování:

Děkuji především svým školitelům prof. RNDr. Petru Pyškovi CSc. a Mgr. Janě Müllerové, PhD. za vedení mé diplomové práce, cenné rady a připomínky a velikou trpělivost a ochotu. Velký dík patří také Ing. Janu Perglovi, PhD. za návrhy a užitečné připomínky. Děkuji také Ing. Matějčkoví z Ústavu pro životní prostředí za poskytnutí leteckých snímků z 50. let a za umožnění přístupu do laboratoře GIS. Dále děkuji doc. Mgr. Lubomíru Tichému, PhD. za ochotu a pomoc s mnohorozměrnou analýzou. V neposlední řadě děkuji také svým rodičům za vytvoření příhodného studijního prostředí.

Abstrakt:

Tato diplomová práce se zabývala rozdílem v květeně v bývalých vesnicích a jejich okolí ve Slavkovském lese. Vlivem komplikovaného vývoje pohraničí byly vesnice Slavkovského lesa postupně opuštěny a následně armádou vybombardovány a rozhrnuty buldozery. Floristický průzkum jsem provedla ve 13 takto zcela zdevastovaných vesnicích. Protože bývalé vesnice jsou zarostlé mozaikou lesa a nelesní vegetace, vybrala jsem za srovnávací lokalitu nejbližší okolí, které obsahovalo jak lesní, tak nelesní vegetaci. Porovnávala jsem počet druhů, počet čeledí, průměry Ellenbergových indikačních hodnot, počet archeofytů a neofytů a počet životních forem ve flóře vesnic a jejich okolí. Vesnice měly prokazatelně větší počet čeledí, více neofytů a fanerofytů a vyšší indikační hodnoty pro živiny a půdní reakci. Analýzou synoptické tabulky jsem dále určila pozitivní fidelitu a frekvenci výskytů rostlinných druhů. Nepřímá ordinační metoda NMDS a výsledek testu PERMANOVA potvrdil celkovou odlišnost mezi květenou vesnic a okolí.

Ve druhé části jsem zkoumala rozdíly ve druhovém složení v porostech bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) na místě bývalých vesnic a ve volné krajině. Celkem jsem pořídila 50 fytoecologických snímků. Porovnávala jsem počet druhů, počet čeledí, průměry Ellenbergových indikačních hodnot, počet archeofytů a neofytů a počet životních forem. Dále jsem testovala vliv stáří invaze, nadmořské výšky a způsobu využití krajiny v minulosti. Snímky z vesnic měly v průměru vyšší indikační hodnoty pro živiny, teplotu a půdní reakci. Analýzou synoptické tabulky jsem dále určila pozitivní fidelitu a frekvenci výskytů rostlinných druhů. Na základě testu PERMANOVA se druhové složení ve fytoecologických snímcích z vesnic a okolí ukázalo jako celkově odlišné. Vliv stáří invaze a předchozího hospodářského využívání na rostlinné složení společenstev invadovaných *H. mantegazzianum* se neprokázal. Testováním vlivu nadmořské výšky se potvrdilo, že dříve byly invadovány výše položené lokality.

Klíčová slova:

Slavkovský les, opuštění krajiny, vegetační studie, *Heracleum mantegazzianum*

Abstract:

The thesis deals with the differences in floristic composition of the vegetation in abandoned villages in the Slavkovský les forest and surrounding open landscape. Due to complex historical events, the villages were abandoned and demolished by the army. Vegetation survey took place in 13 completely destroyed villages, and since the vegetation in villages consists of a mixture of woody and treeless cover, the reference vegetation in the surroundings was selected to include both types of habitats. Total number of species, number of families, Ellenberg indicator values, number of archaeophytes and neophytes and representation of life forms were compared for the floras of villages and their surroundings. The flora of villages had more neophytes, phanerophytes and higher indicator values for nutrients and soil reaction. Species' positive fidelity and percentage frequency were calculated from the synoptic table. Indirect ordination plot (NMDS) and PERMANOVA test confirmed the differences between floristic composition in destroyed villages and their vicinity.

The second part of the thesis explores the differences between floristic composition of plant communities by *Heracleum mantegazzianum* in the same two types of habitats. Based on 50 phytosociological relevés, the total number of species, number of families, Ellenberg indicator values, number of archaeophytes and neophytes and life forms spectra in villages were compared with those in the open landscape. The effects of the duration of invasion, former land use and altitude were also tested. *Heracleum mantegazzianum*-invaded communities in villages had higher indicator values for temperature, nutrients and soil reaction. Indirect ordination plot (NMDS) and PERMANOVA test confirmed statistically significant differences between invaded vegetation in villages and in the open landscape. Time since the beginning of invasion of the site and former land use did not significantly affect the studied parameters. There was a strong effect of altitude suggesting that areas invaded earlier were situated in higher altitudes.

Key words:

Slavkov forest, land abandoned, vegetation survey, *Heracleum mantegazzianum*

Obsah

1. Úvod	6
2. Metody a data	8
2.1. Popis studované lokality Slavkovského lesa.....	8
2.2. Historie lokality - klíč k pochopení současnosti.....	8
2.3. Studovaný druh: bolševník velkolepý	10
2.4. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí	13
2.5. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině .	17
3. Statistická analýza	20
3.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí	20
3.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině .	21
3.3. Mnohorozměrná analýza	21
4. Výsledky.....	22
4.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí	22
4.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině .	28
4.3. Mnohorozměrná analýza	37
4.3.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí	37
4.3.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině	38
5. Diskuse.....	40
5.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí	40
5.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině .	44
6. Závěr	46
7. Citovaná literatura	47
8. Přílohy.....	52

1. Úvod

Události po konci druhé světové války výrazně ovlivnily ráz české krajiny a jejich důsledky jsou patrné dodnes. Kvůli vysídlení sudetoněmeckých obyvatel a vybudování tzv. železné opony byly opuštěny a zdemolovány stovky obcí (Web 1). Zemědělství v těchto oblastech zpravidla zcela zaniklo nebo se uchovalo ve formě extenzivní pastvy (Matyáš & Kučera 2004). Odkaz dřívějšího lidského vlivu musel vegetaci vzniklou v průběhu sukcese jistě ovlivnit. Otázkou však zůstává, po jak dlouho dobu je tento vliv patrný.

Slavkovský les, který leží v oblasti bývalých Sudet v západních Čechách, byl také zasažen tímto poválečným děním. Na jeho současný vzhled mělo vliv také zřízení vojenského výcvikového tábora Prameny, které fakticky zamezilo jeho znovuosídlení. Díky tomuto historickému vývoji byla krajina Slavkovského lesa ponechána více než šedesátileté samovolné sukcesi. Velký vliv na současný vzhled Slavkovského lesa měl také bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum*), který byl vysazen do Zámeckého parku lázní Kynžvart, odkud se rozšířil dále (Pyšek 1991).

Většina současných studií sukcese je zaměřena spíše na její průběh na opuštěné zemědělské půdě (Osbornová et al. 1989, Prach et al. 2001, 2007). Pouze velmi málo studií se zabývá průběhem sukcese v opuštěných vesnicích (např. Vojta 2007). Prostředí vesnic přitom má do jisté míry se zemědělskou půdou mnoho společného, alespoň co se týče nezastavěných ploch, jako jsou zahrady, sady a parky. Průběh sukcese by tak mohl vykazovat podobný trend jako na loukách, popř. polích.

Vzhledem k tomu, že sukcese evropské krajiny většinou směřuje k lesním společenstvům (např. Johanson et al. 2011, Cojzer & Brus 2010), nabízí se otázka, po jak dlouhou dobu jsou nelesní společenstva v krajině schopna přetrvávat. Johanson et al. (2011) uvádějí, že se může jednat až o 60 let. Vlastnosti nelesní vegetace se ale v čase mění. Výsledky ze studie porovnávající sukcesní proces v 6 různých regionech v Evropě (Nizozemí, Belgie, Francie, Rakousko, Německo) ukazují, že na loukách vzrostl podíl rostlin, kterým se daří na živinami bohatých půdách, ale prudce poklesl počet chráněných druhů. Na antropogenních

stanovištích, jako jsou pole, s postupující sukcesí naopak počet rostlin náročných na živiny klesal, ale zvětšoval se podíl vzácných taxonů, zařazených do červeného seznamu (Prévosto et al. 2011). Opuštěné obdělávané půdy navíc poskytují útočiště ochranně zajímavým lučním druhům polopřirozených trávníků (Dahlström et al. 2010).

Ačkoliv se zaniklé vesnice studují skutečně výjimečně, pochází jedna takováto studie z prostředí Doupovských hor, kde Vojta (2007) porovnal fytoocenologické snímky sekundárních lesů ze zaniklých vesnic s lesy na plochách s kontinuálním, nepřerušovaným vývojem, které jsou zalesněné nejméně po 220 let. Jeho zjištění jasně dokazují značné odlišnosti především v počtu druhů indikujících vysoký obsah živin v půdě a vysoké pH. Dalším důležitým závěrem bylo, že druhové složení je ovlivněno předchozím typem využití krajiny (Vojta 2007). Vliv bývalého hospodaření (obdělávání orné půdy, pastva, sečení luk) v Doupovských horách na plochách, které jsou po 50 letech sukcese současně pokryté lesem, zkoumali Kopecký a Vojta (2009). Ačkoliv bylo rostlinné složení v takovýchto lesích ovlivněno především vlastnostmi prostředí, způsob hospodaření v minulosti vysvětloval značnou část variability (Kopecký a Vojta 2009).

V této diplomové práci se zabývám flórou zaniklých a vybagrovaných vesnic ve Slavkovském lese. Tuto flóru porovnávám s flórou v okolní krajině, která byla také z větší části opuštěna a v současné době je využívána především extenzivně. Snažím se zjistit, zda i po takto dlouhé době složení květeny indikuje, že se jedná o místa, na kterých byly minulosti vesnice. Dále se zabývám rozdílem rostlinného složení v porostech bolševníku velkolepého (*Heracleum mantegazzianum*) v těchto zaniklých obcích a ve vegetaci invadované bolševníkem v okolní volné krajině. Kladu si tedy následující otázky:

- **Je i po více než 60 letech květena na místech bývalých vesnic odlišná od květeny okolní krajiny?**
- **Je složení rostlinných společenstev invadovaných bolševníkem v místě bývalých sídel odlišné od společenstev s dominancí bolševníku ve volné krajině?**

2. Metody a data

2.1. Popis studované lokality Slavkovského lesa

Slavkovský les, dříve nazýván Císařský les, je 620 km² velká oblast, ležící v západních Čechách nedaleko česko-německé hranice. Jedná se o převážně zalesněnou, vrchovinou až hornatou krajinu s průměrnou nadmořskou výškou 600 m n. m. (Web 2). Nejvyšším bodem Slavkovského lesa je vrchol Lesný (982,7 m n. m.). Průměrné roční teploty se pohybují od 5 do 6,4 °C (Web 3). Průměrné srážky dosahují hodnoty 1094 mm (Müllerová et al. 2005). Převládají zde žulové horniny. Výrazný je místní pás hadcových hornin, který hostí vzácné druhy rostlin (např. rožec kuřičkolistý). Z půdních typů jsou nejvíce zastoupeny hnědozemě (65 %), dále jsou přítomny pseudogleje, gleje, podzoly, rankery, rendziny ale i rašelinné půdy (Web 2). Přirozenou vegetací jsou bukové a smrkové lesy, rašeliniště, a na serpentinitu borovicové porosty (Müllerová et al. 2005). V současné době je krajina pokryta převážně smrkovými monokulturami 53 % (Müllerová et al. 2005), pastvinami 32,5 % a ostatní zemědělskou půdou (trvalé travní porosty 25,4 % a orná půda 6,83 %; Web 3). Slavkovský les byl v roce 1974 vyhlášen chráněnou krajinnou oblastí k ochraně vývěrů minerálních vod.

2.2. Historie lokality - klíč k pochopení současnosti

Vysídlení německého obyvatelstva z území Sudet v České republice se zásadním způsobem podepsalo na vzhledu příhraniční krajiny. Oblast bývalých Sudet zabírala zhruba třetinu našeho území (Web 4). Po konci druhé světové války byla v Československé republice rozšířena všeobecná protiněmecká nálada. Byla motivována obsazením Sudet a poté celého Československa a také vzpomínkami na praktiky gestapa a jednotek SS. Německému obyvatelstvu byla přiznána kolektivní vina. Otázka německého obyvatelstva v Československu se vyřešila až prezidentským dekretem. Z celkového počtu 3,2 miliónů německého obyvatelstva žijícího v Československu odešly 3 miliony, přičemž 2 256 000 lidí

bylo odsunuto organizovaně (Web 5). Veškerý majetek, který po sobě Němci zanechali, byl zkonfiskován. Snaha o znovuosídlení pohraničí českým obyvatelstvem byla často komplikovaná rabováním.

Ve Slavkovském lese byla krajina po odsunu Sudetských Němců velmi řídko osídlena, protože potencionální noví osadníci upřednostňovali níže položené plochy před zdejší nehostinnou horskou krajinou. I tento fakt přispěl k rozhodnutí zřídit zde vojenský výcvikový tábor s hlavním sídlem ve městě Prameny (později přemístěným do Kynžvartu z důvodu špatného zásobování). Již v roce 1946 proto začalo v prostoru Slavkovského lesa opětovné vysídlování nově přistěhovaného civilního obyvatelstva. Odhadem se jednalo o 15–20 000 lidí (Tomíček 2006). Od roku 1947 byl již výcvikový tábor v provozu. Za cvičné cílové plochy pro střelbu byly zvoleny některé nově vysídlené vesnice, čímž začala jejich likvidace. Z důvodu nové státní priority, jež byla těžba uranové rudy, se ale na vojenský výcvikový tábor zaměřila pozornost státního podniku Jáchymovské doly (1947). Vzhledem k postupujícímu průzkumu a jeho konfliktu s výcvikem armády, byl vojenský výcvikový tábor přemístěn do Doupovských hor (v roce 1954 byl schválen návrh na likvidaci vojenského výcvikového tábora). Při ukončení výcviku došlo k likvidaci i posledních zbytků již takřka neexistujících vesnic, které byly z důvodu zničení stop po činnosti vojáků postupně vypáleny a následně rozhrnuty buldozery. Při snaze obnovit osídlení v lokalitě Slavkovského lesa se stal překážkou, mimo jiné, i podnik Jáchymovské doly, který nebyl schopen se přesněji vyjádřit, jaké má s oblastí záměry. Paradoxně nedlouho poté byla na tento státní podnik vyhlášena likvidace. Dalším důvodem, proč se oblast nepodařilo obnovit, byla i chybějící infrastruktura (Tomíček 2006). Otázku jak s lokalitou naložit nakonec vyřešilo až její vyhlášení chráněnou krajinnou oblastí v roce 1974.

2.3. Studovaný druh: bolševník velkolepý

Bolševník velkolepý (*Heracleum mantegazzianum* Somnier & Levier) z čeledi miříkovitých (Apiaceae) je 2–5 m vysoká rostlina, jejíž dutý stonek může být až 10 cm široký. Stonek a řapíky jsou hustě oděny, zvláště pak na mladých rostlinách. Členité listy jsou nezřídka i 3 m velké. Květy jsou složeny do bílých (vzácně narůžovělých) okolíků, které mohou mít až 80 cm v průměru. Terminální okolík je vždy největší a hermafroditní. Kromě terminálního okolíku může být přítomno až 8 okolíků satelitních. Bolševník je schopný samoopylení (Tiley et al. 1996). Rostlina v přírodě vykvétá zpravidla nejdříve v třetím roce po vyklíčení (Pergl et al. 2006). Bolševník velkolepý je monokarpický druh, tzn., že po odkvětu a tvorbě semen rostlina zahyne. Plodem je 6–18 mm velká, okřídlená dvojnažka, přičemž jedna rostlina jich vytváří v průměru okolo 20 000 (Perglová et al. 2006); v dalším textu používám pro zjednodušení termín “semena”. Semena potřebují k vyklíčení mráz, který přeruší jejich dormanci (Moravcová et al. 2005, 2006). Vegetativní rozšiřování nebylo u tohoto druhu doloženo (Tiley et al. 1996).

Bolševník velkolepý je známý tím, že ve svých rozsáhlých vysokých porostech značně zmenšuje druhovou rozmanitost (DAISIE 2009). Ve studii 13 invazních druhů měl bolševník spolu s křídlatkami (*Reynoutria* sp.) největší dopad na složení invadovaného společenstva a jeho druhovou diverzitu, kterou jeho invaze snižuje až o 50 % (Hejda et al. 2009). Jeho obrovské květy by také mohly být schopny s ostatními druhy úspěšně soupeřit o opylovače, podobně jako to bylo zjištěno pro netýkavku žláznatou ve studii Chittka & Schürkens (2001). V praktickém životě představují však největší hrozbu jeho toxické látky. Tyto fotosensitivní fukomariny při potřísnění kůže bolestivě popálí (Tiley et al. 1996). Tyto popáleniny se mohou vytvořit i pouhým dotykem rostliny.

Do České republiky, konkrétně do zámeckého parku lázní Kynžvart ve Slavkovském lese, byl bolševník velkolepý poprvé dovezen v roce 1862 jako okrasná rostlina a rozšířil se odsud i do dalších částí České republiky (Pyšek 1991). Bolševník velkolepý je u nás klasifikován jako rostlina invazní (Pyšek et al. 2012a, podle terminologie Richardson et al. 2000, Pyšek et al. 2004). Průběh invaze v České republice dá rozdělit do tří etap. Od roku 1862 do roku 1940 se

bolševník rozšiřoval pouze za pomoci člověka. Samovolně se začal šířit od 40. let a to podél větších vodních toků především ve vyšších nadmořských výškách. Exponenciální fáze růstu počala až v 60. a 70. letech 20. století (Pyšek & Prach 1993, Pyšek 1994).

Bolševník byl v České republice zaznamenán na více než 600 lokalitách, nejhojnější je ale v západních Čechách (Pyšek et al. 2007a, Pyšek 1994, Pyšek et al. 2012b). Úspěšněji invaduje především tam, kde je umožněn větší pohyb jeho semen, která jsou schopna se šířit vodou, větrem, ale i prostřednictvím lidské činnosti (Pyšek & Pyšek 1995). Je tedy možné ho nalézt na nejrůznějších opuštěných a neudržovaných lokalitách, v lemech vodních toků, při okraji lesů a kolem silnic (Nielsen et al. 2005). Společenstva s převládajícím výskytem dřevin jsou k invazi méně náchylná, jelikož rostliny bolševníku špatně snášejí zastínění. Druh také zpravidla chybí na kyselých půdách (Pyšek & Pyšek 1995) a také v teplejších oblastech (Pyšek et al. 1998, Pyšek 1994). I hustota osídlení má na jeho výskyt vliv, jelikož s hustotou osídlení souvisí intenzita disturbancí, jež mu poskytují bezpečné plochy pro uchycení (Pyšek et al. 1998). Bylo zjištěno, že se bolševník šíří všude stejně rychle bez ohledu na prostředí a typ invadované vegetace (Pyšek 1994, Pergl et al. 2007).

Odhaduje se, že ve Slavkovském lese, kde byla invaze tohoto druhu intenzivně studována, porůstá bolševník velkolepý zhruba 7 % nelesních ploch (Müllerová et al. 2005). Podrobně byly prostudovány jeho reprodukční vlastnosti. Na studovaných plochách ve Slavkovském lese vytvořila rostlina průměrně 20 671 semen (Perglová et al. 2006). Kolem 44,6 % semen se vytvoří v terminálním okolíku, zatímco okolíky na větvích se na produkci semen podílejí pouze 3,5 % (Perglová et al. 2006). Semena v terminálním okolíku jsou také nejtěžší (Moravcová et al. 2005). Klíčivost semen bolševníku je vysoká, v laboratorních podmínkách dosahuje 91 % (Moravcová et al. 2005). Poloha okolíku na rostlině (terminální, satelitní nebo okolíky na větvích), ze které semeno pochází, nemá na klíčivost vliv (Moravcová et al. 2005). K velkému reprodukčnímu potenciálu bolševníku přispívá také fakt, že je schopen samoopylení, což umožňuje úspěšnou kolonizaci nových míst (Perglová et al. 2006).

Pergl et al. (2006) ve Slavkovském lese porovnávali věk kvetoucích rostlin oproti původnímu areálu. Na neobhospodařovaných lokalitách na Kavkaze kvetou rostliny v pozdějším věku (Pergl et al. 2006). Je to způsobeno odlišnými klimatickými podmínkami a rozdílnou délkou vegetačního období. Rostlina je tedy schopna shromáždit v kořenech zdroje potřebné k tomu, aby vykvetla dříve (Pergl et al. 2006). Při porovnání rostlin z obhospodařovaných ploch v invadovaném a původním areálu se již stáří kvetoucích rostlin nelišilo (Pergl et al. 2006).

Rostliny bolševníku mají velký regenerační potenciál (Pyšek et al. 2007b). I po odstranění okolíků je rostlina schopna regenerovat a vytvořit semena, i když zpravidla méně klíčivá (Pyšek et al. 2007b). Dokonce i v odříznutém okolíku, který byl ponechán na studované ploše, byla semena schopna dozrát (Pyšek et al. 2007b). Krinke et al. (2005) studovali semennou banku bolševníku a zjistili, že přetrvává v půdě pouze krátkou dobu a vykazuje značnou sezonní dynamiku.

Výše zmíněné studie, které proběhly ve Slavkovském lese, pomohly objasnit, proč je bolševník velkolepý tak úspěšným invazním druhem. Müllerová et al. (2005) dále za pomoci leteckých snímků studovali, jak rychle zde invaze proběhla; analyzovali časový průběh invaze na 10 studijních plochách o velikosti 60 ha. První nález bolševníku na vybraných plochách pocházel z leteckého snímkování z roku 1957. Plocha zarostlá bolševníkem v tomto roce byla 5938 m². Na leteckých snímcích z roku 1991 porůstal bolševník velkolepý již 326 tisíc m² a vyskytoval se na 9 z 10 studovaných ploch (Müllerová et al. 2005). Bolševník velkolepý se plošně šířil v průměru rychlostí 1261±1052 m² za rok (průměr ± směrodatná odchylka), lineární rychlost šíření na studovaných plochách se pohybovala kolem 10,8 m za rok (Müllerová et al. 2005). Doba trvání invaze na studovaných plochách pozitivně ovlivňovala rychlost šíření. Celková plocha porostlá bolševníkem byla z 83,4 % tvořena nelesními společenstvy, 15,1 % lesními porosty a 1,5 % bylo na bývalé zástavbě (Müllerová et al. 2005). V této studii se také potvrdilo, že se v raných fázích invaze bolševník šířil hlavně podél liniových objektů, jako jsou řeky a silnice (Müllerová et al. 2005).

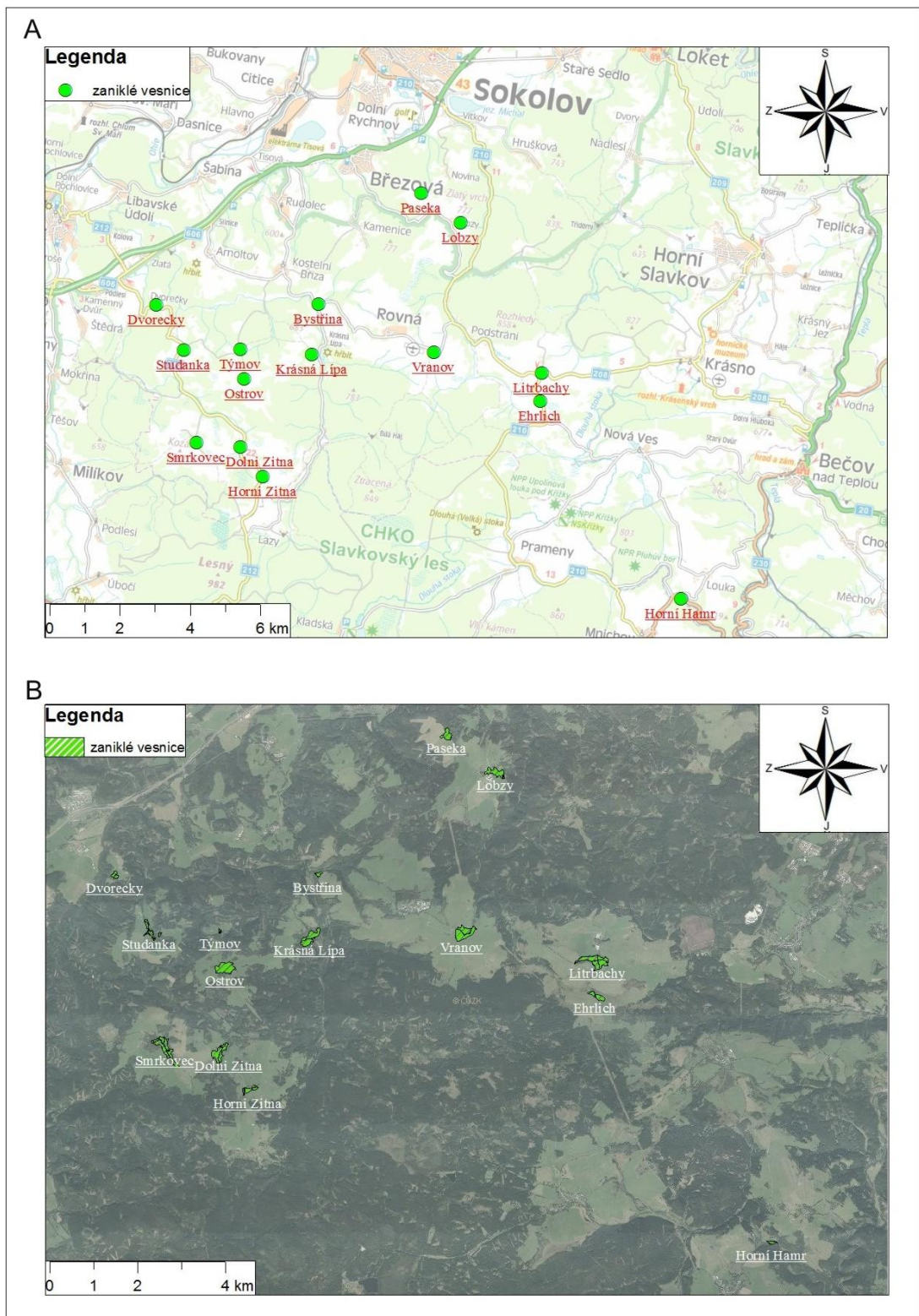
2.4. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí

V první části své práce jsem se zabývala rozdílem ve flóře mezi vesnicemi zaniklými v poválečném období, které prodělaly více než 60 let samovolné sukcese (dále jen vesnice), a jejich nejbližším okolím (dále jen okolí). Celkem v prostoru Slavkovského lesa zaniklo 27 obcí (www.zanikleobce.cz). Ne všechny ale zůstaly opuštěné, některé byly znovu osídleny nebo znovu postaveny na novém místě. Pro sběr dat jsem proto vybrala pouze ty obce, ve kterých se už zástavba ani lidské osídlení žádným způsobem neobnovilo. Jejich kompletní výčet včetně doplňujících informací poskytuje tab. 1, poloha je znázorněna na obr. 1A a 1B. Umístění a plocha obcí byla zdigitalizována za pomoci programu ArcGIS 9.3 (<http://www.esri.com>) na základě údajů z leteckých snímků z 50. let 20. století (www.cenia.cz) a na základě vrstvy WMS zobrazující katastr nemovitostí a pozemkový katastr (<http://services.cuzk.cz/wms/wms.asp>).

Tab. 1. Charakteristika studovaných obcí. Počet obyvatel byl převzat z historického lexikonu obcí (Web 6), data pocházejí ze sčítání lidu z roku 1930.

*= sčítání lidu z roku 1921, ** = včetně obce Horní Žitná, "-" = chybějící data

Název obce	Rozloha [m ²]	Zeměpisná délka	Zeměpisná šířka	Zeměpisná výška obce [m]	Počet obyvatel
Bystřina	8924	50°06'33	12°38'21	582	157
Dolní Žitná	73687	50°04'11	12°37'02	709	424**
Dvorečky	15263	50°06'08	12°34'31	545	93*
Ehrlich	32339	50°05'37	12°43'56	770	-
Horní Hamr	10457	50°02'57	12°48'01	653	-
Horní Žitná	29037	50°03'47	12°37'41	800	-
Krásná Lípa	75454	50°05'46	12°38'23	643	660
Litrbachy	107755	50°06'03	12°43'53	792	1192
Lobzy	54129	50°08'09	12°41'23	729	193
Ostrov	86539	50°05'14	12°36'53	727	246
Paseka	35385	50°08'30	12°40'20	712	73
Smrkovec	102252	50°04'08	12°36'00	707	562
Studánka	33983	50°05'31	12°35'20	594	233
Týmov	2590	50°05'40	12°36'40	645	129*
Vranov	98121	50°06'06	12°41'15	768	326



Obr. 1. Poloha studovaných zaniklých obcí ve Slavkovském lese. Podkladová WMS vrstva na obrázku A je automapa (<http://geoportal.gov.cz>) a na obrázku B současná ortofotomapa (<http://geoportal.cuzk.cz>).

Sběr dat proběhl v červenci 2012. V každé vesnici jsem prošla celou její plochu a pořídila soupis všech druhů rostlin. Hranice vesnice jsem v terénu kontrolovala pomocí leteckých snímků z 50. let minulého století a současných ortofotomap. Ke kontrole jsem použila i císařské povinné otisky map stabilního katastru, což jsou velmi podrobné mapy Rakouska Uherska z poloviny 19. stol. (<http://archivnimapy.cuzk.cz>). Nomenklatura nalezených rostlin se řídila prací Kubat et al. (2002). Zaznamenávala jsem pouze výskyty bylin, stromů a keřů. Rostlinám jsem přiřadila čísla 1–3 dle četnosti výskytu, od 1 pro druhy ve vesnici vzácné až po 3 pro druhy velmi hojné.

Stejný floristický průzkum jsem provedla i v okolí jednotlivých bývalých vesnic, a to ve vzdálenosti ~300 m od jejich okraje. Takto vybrané referenční okolí mělo zajistit dostatečný výskyt různorodých prostředí (mokrý louky, remízky, okraje lesa, les, mýtiny apod.), srovnatelný s heterogenitou stanovišť v bývalých vesnicích.

K jednotlivým druhům jsem přiřadila životní formu, čeleď a podle práce Pyšek et al. (2012a) zda je druh v České republice archeofytem, neofytem nebo druhem původním (podle terminologie Richardson et al. 2000 a Pyšek et al. 2004). Dále jsem rostlinám přiřadila Ellenbergovy indikační hodnoty pro světlo, živiny, půdní reakci, teplotu a vlhkost (Ellenberg et al. 1992). Z těchto indikačních hodnot jsem pro každou vesnici a její okolí spočítala nevážený průměr. Takto připravená data byla podrobena statistické analýze (viz kapitola 3).

Procentuální četnosti výskytu jednotlivých druhů ve vesnicích a okolí a jejich fidelitu jsem získala analýzou synoptické tabulky v programu JUICE (Tichý 2002). Fidelita představuje věrnost rostlinného druhu ke skupině a je obráceně úměrná Fisherovovu exaktnímu testu, což je neparametrický test hypotézy o rozložení, ve kterém se testuje shoda teoretického rozložení se skutečným. Při převodu tabulky do programu JUICE jsem četnosti 1, 2 a 3 převedla na 3, 13 a 38 %. V programu JUICE jsem provedla i mnohorozměrnou analýzu NMDS - nemetrické mnohorozměrné škálování (Lepš & Šmilauer 2003), přičemž jsem testovala celkovou vzájemnou nepodobnost druhové skladby mezi vesnicí a okolím.

2.5. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině

Druhá část studie spočívala v porovnávání fytoocenologických snímků pořízených v porostu bolševníku velkolepého v zaniklých vesnicích a v okolní krajině. Celkem jsem pořídila 50 fytoocenologických snímků. Všechny snímky měly tvar čtverce s délkou strany 5 m. Opět byly pořízeny v červenci 2012. Na rozdíl od srovnání flóry v zaniklých vesnicích a jejich okolí (viz kapitola 2.4.) nebyly snímky pořizovány párově (v konkrétní vesnici a v jejím okolí), to znamená že jsem pořídila 25 snímků z ploch zarostlých bolševníkem v celém souboru studovaných vesnic a 25 náhodných snímků z ploch, které byly zarostlé bolševníkem ve volné krajině. Párové pozorování nemohlo být provedeno, jelikož se bolševník nevyskytuje ve všech vesnicích, ve kterých jsem provedla první část studie (viz tab. 1), popřípadě plochy s bolševníkem nebyly dostatečně velké, aby umožnily pořízení fytoocenologického snímku bez silného ovlivnění okrajovým efektem. Stejně tak by nebylo vždy možné k vesnici zasažené bolševníkem najít v blízkém okolí ekvivalentně zasaženou plochu. Polohu každého snímku jsem zaznamenala pomocí přenosného GPS zařízení. Informace o snímcích a doplňující informace k nim poskytuje tab. 2, lokalizace snímků je vyobrazena na obr. 2.

Jak bylo předesláno výše, snímky jsem pořizovala na plochách dostatečně velkých, aby snímek nebyl zkreslen okrajovým efektem. V každém fytoocenologickém snímku byla použita 7 členná Braun-Blanquetova stupnice (Braun-Blanquet 1921). Opět jsem zaznamenávala pouze výskyty bylin, stromů a keřů. Nomenklatura zaznamenaných druhů se řídila prací Kubát et al. (2002).



Obr. 2. Poloha fytoecenologických snímků ve Slavkovském lese. Podkladová WMS vrstva na obrázku je automapa (<http://geoportal.gov.cz>).

Fytoecenologické snímky byly zpracovány jako databáze v programu Turboveg (Hennekens & Schaminée 2001). Databáze z Turbovegu byla následně exportována jako tabulkový soubor, do kterého jsem doplnila další údaje, tedy životní formu a čeleď jednotlivých druhů a jejich klasifikaci podle původu a doby zavlečení (původní, archeofyt, neofyt; Pyšek et al. 2012a). Každému snímku byla přiřazena příslušná nadmořská výška. K přiřazení Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) k jednotlivým druhům a výpočtu jejich nevážených průměrů pro každý fytoecenologický snímek byl použit program JUICE (Tichý 2002).

Další použité proměnné jsem získala z leteckých snímků. Pro každý fytoecenologický snímek jsem na základě údajů z let 1950, 1962, 1973 a 1991 (VGHU Dobruška) zaznamenala typ obhospodařování krajiny. Letecké snímky byly zpracovány v programu ArcGIS 9.3 (<http://www.esri.com>). K analýze jsem použila pouze údaje z 50. let; na snímcích z tohoto období jsem identifikovala dva typy obhospodařování a to louky a neudržované plochy. Na pozdějších leteckých

snímcích byl typ obdělávání velmi různorodý, což zapříčinilo rozštěpení dat na velmi malé netestovatelné skupiny. Dále jsem na základě stejných leteckých snímků zaznamenala, kdy se bolševník na lokalitě poprvé objevil. Lokality, v nichž se bolševník objevil až po roce 1991, jsem při testování vlivu počátku invaze na rostlinné složení vynechala, jelikož zde byly i plochy, jejichž počátek invaze jsem nemohla jednoznačně datovat.

Tab. 2. Seznam pořízených fytoocenologických snímků (snímky číslo 1–25 byly pořízené ve volné krajině, snímky 26–50 na místě zaniklých vesnic).

Číslo	GPS souřadnice	n. m. v.	Číslo	GPS souřadnice	n. m. v.
1	N50 06.710 E12 37.487	595 m	26	N50 06.108 E12 34.445	543 m
2	N50 06.718 E12 37.504	600 m	27	N50 06.077 E12 34.444	538 m
3	N50 06.605 E12 38.097	562 m	28	N50 06.087 E12 34.438	538 m
4	N50 06.603 E12 38.101	562 m	29	N50 06.100 E12 34.418	544 m
5	N50 06.612 E12 38.104	548 m	30	N50 05.972 E12 34.135	524 m
6	N50 06.609 E12 38.110	548 m	31	N50 05.976 E12 34.135	552 m
7	N50 06.199 E12 39.228	637 m	32	N50 06.001 E12 34.144	510 m
8	N50 06.196 E12 39.217	640 m	33	N50 06.085 E12 41.092	764 m
9	N50 06.217 E12 39.232	670 m	34	N50 06.091 E12 41.100	753 m
10	N50 06.238 E12 40.374	760 m	35	N50 06.096 E12 41.094	757 m
11	N50 06.417 E12 41.882	689 m	36	N50 06.002 E12 43.800	791 m
12	N50 06.379 E12 41.894	692 m	37	N50 05.974 E12 43.775	792 m
13	N50 06.318 E12 42.438	759 m	38	N50 05.990 E12 43.667	790 m
14	N50 05.571 E12 43.899	768 m	39	N50 05.990 E12 43.611	796 m
15	N50 04.107 E12 35.750	716 m	40	N50 05.976 E12 43.845	811 m
16	N50 04.423 E12 35.954	669 m	41	N50 05.607 E12 43.853	774 m
17	N50 04.473 E12 35.971	665 m	42	N50 04.138 E12 35.686	727 m
18	N50 04.485 E12 35.984	660 m	43	N50 04.167 E12 35.891	688 m
19	N50 04.513 E12 36.017	654 m	44	N50 04.229 E12 37.032	698 m
20	N50 04.236 E12 37.022	699 m	45	N50 04.181 E12 36.964	713 m
21	N50 04.211 E12 36.955	705 m	46	N50 04.191 E12 37.004	698 m
22	N50 03.879 E12 37.258	718 m	47	N50 03.725 E12 37.562	783 m
23	N50 03.879 E12 37.260	740 m	48	N50 03.718 E12 37.544	786 m
24	N50 03.867 E12 37.292	743 m	49	N50 03.696 E12 37.550	781 m
25	N50 03.683 E12 37.544	782 m	50	N50 03.689 E12 37.552	783 m

V programu JUICE (Tichý 2002) jsem provedla analýzu synoptické tabulky fytoocenologických snímků; spočítala jsem procentuální četnosti výskytu druhů ve

snímcích a fidelitu (věrnost druhu ke skupině). V JUICE byla provedena i mnohorozměrná analýza dat NMDS, do které vstoupily i proměnné získané z historických leteckých snímků.

3. Statistická analýza

3.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí

Pro základní analýzu dat jsem použila statistický program R (<http://www.r-project.org>). Před vlastním testováním hypotéz jsem v některých případech byla nucena provést transformaci dat. Normální rozdělení jsem ověřovala podle kvantilově-kvantilového grafu (QQ-plot). Některé proměnné byly výrazně pozitivně zešikmené (například počet neofytů). Pro zlepšení homogenity a normálního rozdělení těchto dat jsem použila logaritmickou transformaci ve tvaru: $Z^* = \log(Z + c)$. Konstanta c je k původní hodnotě Z přičtena z důvodu velkého výskytu nul. Pro méně pozitivně zešikmená data jsem použila mocninou transformaci ve tvaru: $Z^* = \sqrt[\lambda]{Z + c}$. Konstanta c byla opět přičtena díky velkému výskytu nul. Pokud měla data komplikovanější průběh, přistoupila jsem k zobecněné mocninné transformaci (Box-Cox transformace) ve tvaru:

$$Z^* = \frac{Z^\lambda - 1}{\lambda}$$

Smysl této transformace je hledání parametru λ , který nejlépe přiblíží hodnoty normálnímu rozdělení (např. Osborne 2010). Veškeré zobrazené grafy dále v textu ale zobrazují data před transformací, abych zachovala původní měřítko.

Jelikož se jednalo o párově závislá pozorování, použila jsem k vlastnímu testování párový t-test, přičemž jsem vždy ověřovala předpoklad normality rozdílu párových pozorování pomocí Shapirova-Wilkova testu. Hladina α všech testů byla 5 %.

3.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině

Analýza normálního rozdělení a případná transformace dat proběhla stejně jako při studii flóry v zaniklých vesnicích a jejich okolí (viz kapitola 3.1.). Základní testování hypotéz jsem opět prováděla ve statistickém programu R (<http://www.r-project.org>). Tentokrát jsem data nesbírala jako páry, a proto jsem k testování použila dvouvýběrový t-test. Rovnost rozptylu jsem ověřila na základě dvouvýběrového F testu. Pokud byla normalita narušena v takové míře, že se mi ji nepodařilo přiblížit normálnímu rozdělení žádným typem transformace, použila jsem dvouvýběrový neparametrický Wilcoxonův test s korekcí kontinuity. Pokud byla data rozdělena na více než dva výběry, použila jsem k testování hypotéz jednocestný test ANOVA. Před jeho provedením jsem ověřila rovnosti rozptylu pomocí Levenova testu. Po ukončení výpočtu testem ANOVA jsem vždy ověřila normalitu reziduí pomocí Shapirova-Wilkova testu. Hladina α všech testů byla 5 %.

3.3. Mnohorozměrná analýza

Program JUICE (Tichý 2002) jsem použila k mnohorozměrné analýze dat pro obě části výzkumu (floristické soupisy i fytoocenologické snímky z vesnic a okolí), přičemž výstupy byly zobrazeny ve statistickém programu R (Web 7). Použila jsem nepřímou gradientovou analýzu, konkrétně nemetrické mnohorozměrné škálování (NMDS – nonmetric multidimensional scaling; Lepš & Šmilauer 2003). Zobrazení v ordinačním prostoru představuje takové rozložení vzorků, které nejlépe odpovídá vzdálenosti ve druhovém složení (Lepš & Šmilauer 2003).

K ověření signifikance mnohorozměrné analýzy jsem v programovém prostředí R (<http://www.r-project.org>) použila neparametrickou mnohorozměrnou analýzu variance (PERMANOVA – permutational multivariate analysis of variance). Jedná se o součást knihovny vegan s názvem příkazu adonis (Oksanen et al. 2013). PERMANOVA analyzuje varianci na základě distanční

matice. Do testu vstupuje matice vzorky \times druhy a environmentální proměnné. Testuje se tedy signifikance rozdílu ve velikosti mezi shluky a vzdálenosti mezi centroidy. Test jsem nastavila na 9999 permutačních opakování.

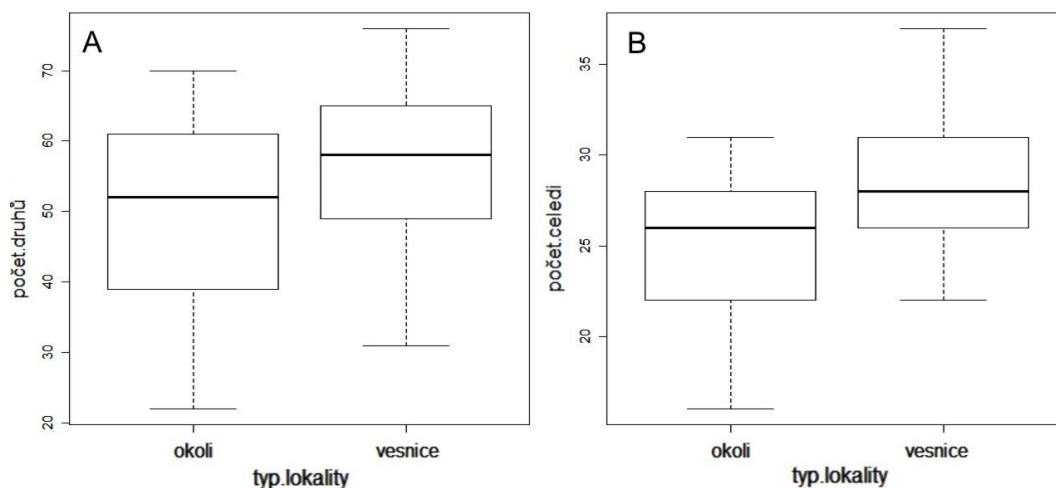
4. Výsledky

4.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí

Na území bývalých vesnic je v současnosti velice různorodé prostředí. Vyskytují se zde jak společenstva dřevin s bylinným patrem, tak světliny s občasnými keři. Dále byly časté mokřiny, které se vytvářely na místech, kde byl dříve zbudován rybník, popřípadě kolem míst se zatopenými prohlubněmi, patrně bývalými jímkami. Hromady sutin pak byly převážně bez vegetačního pokryvu.

Celkem jsem ve vesnicích a jejich okolích zaznamenala 249 druhů (viz Příloha 1; krabicový graf viz obr. 3A). Rozdíl v počtu druhů na obou typech lokalit nebyl statisticky významný ($T=1,3442$; $p=0,2038$). Porovnáním počtu čeledí ve vesnici a okolí jsem našla statisticky významný rozdíl; flóra vesnic obsahuje druhy z většího počtu čeledí než flóra okolí ($T=2,6935$; $p=0,01954$; obr. 3B).

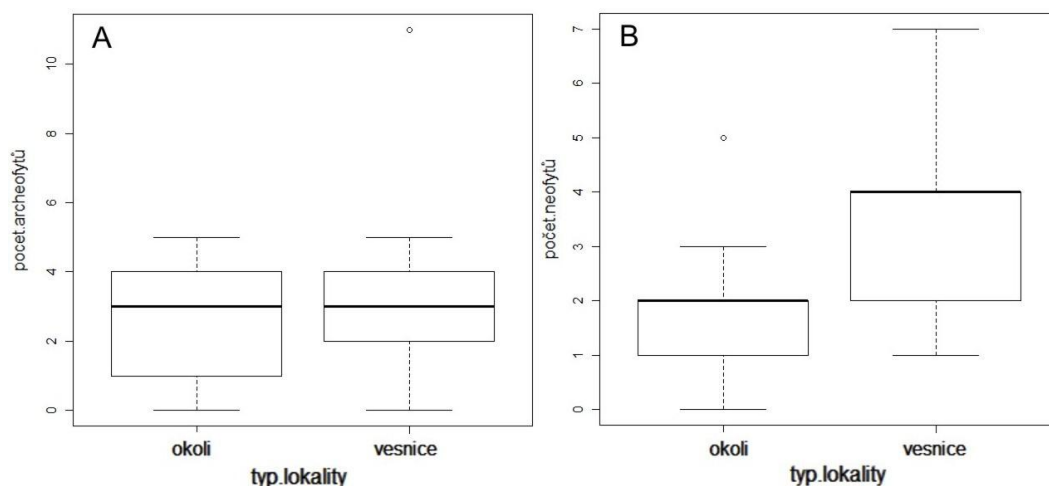
Rozdíl mezi počtem druhů neofytů ve vesnicích a okolí (obr. 4B, tab. 3) byl statisticky významný ($T=4,0645$; $p=0,001015$), přičemž ve vesnicích bylo neofytů více. Počet archeofytů ve vesnicích a okolí se průkazně nelišil ($T=-0,8614$; $p=0,4059$; obr. 4A, tab. 3).



Obr. 3. Krabicový graf počtu druhů (A) a počtu čeledí (B) ve vesnicích a okolí. Ve vesnicích bylo průměrně 56,8 druhů (min = 31, max = 76; směrodatná odchylka = 12,6). Průměrný počet druhů v okolí byl 50,6 (min = 22, max = 70; směrodatná odchylka = 15,1). Průměrný počet čeledí ve vesnicích byl 28,3 (min = 22, max = 37; směrodatná odchylka = 4,1), v okolí 24,8 (min = 16, max = 31; směrodatná odchylka = 4,6).

Tab. 3. Popisné statistiky počtu archeofytů a neofytů ve vesnicích a okolí.

		průměr	sd	min	max
počet neofytů	okolí	1,7	1,4	0	5
	vesnice	3,6	1,7	1	7
počet archeofytů	okolí	2,6	2,0	0	5
	vesnice	3,3	2,8	0	11

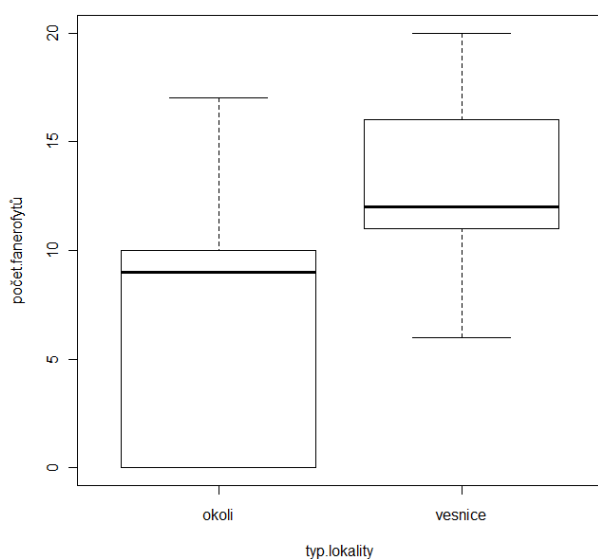


Obr. 4. Krabicový graf počtu archeofytů (A) a neofytů (B) ve vesnicích a okolí.

Další proměnnou, kterou jsem testovala, byl výskyt životních forem. Na studovaných plochách byly nejhojnější hemikryptofyty, fanerofyty a terofyty (tab. 4). Výskyt geofytů, chamaefytů a hydrofytů byl spíše vzácný a nemělo tedy smysl jej dále testovat. Počet hemikryptofytů ($T=0,5071$; $p=0,6213$) a terofytů ($T=-0,7406$; $p=0,4732$) ve vesnicích a v jejich okolí nebyl statisticky významně rozdílný. Ve vesnicích bylo zaznamenáno více druhů fanerofytů a tento rozdíl byl statisticky významný ($T=-3,7066$; $p=0,003$; viz obr. 5).

Tab. 4. Popisné statistiky počtu hemikryptofytů, fanerofytů a terofytů ve vesnicích a okolí.

	hemikryptofyty		fanertofyty		terofyty	
	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice
průměr	34,1	32,5	6,5	13,2	4,1	4,8
sd	11,3	9,2	5,7	4,3	2,0	2,8
min	15,0	13,0	0,0	6,0	1,0	1,0
max	49,0	44,0	17,0	20,0	8,0	10,0

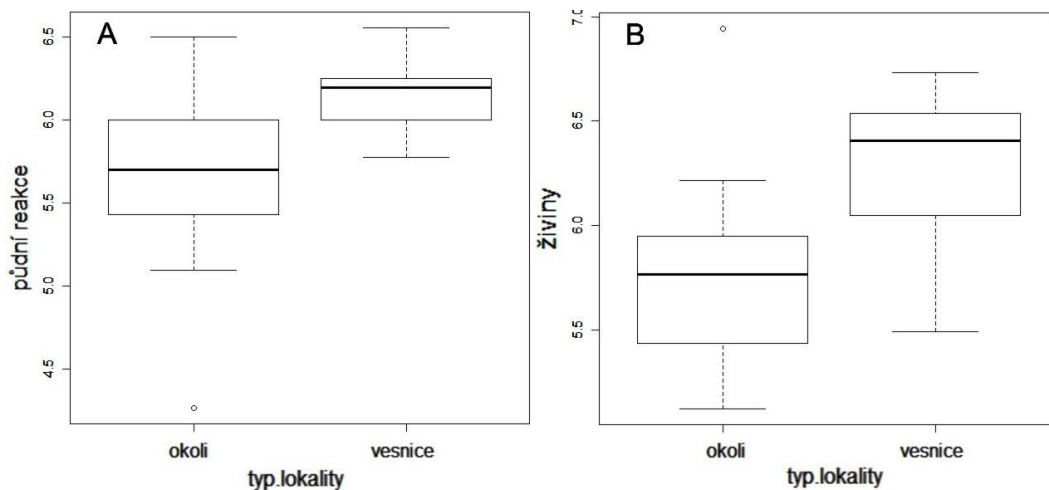


Obr. 5. Krabicový graf počtu fanerofytů ve vesnicích a okolí.

Popisné statistiky (včetně výsledků t-testů) nevážených průměrů Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro rostliny, které se vyskytují v zaniklých vesnicích a jejich okolí, jsou uvedeny v tab. 5. Statisticky významné rozdíly jsou pouze u živin a půdní reakce, kdy mají vesnice oproti okolí tyto indikační hodnoty vyšší. Výsledek testu, který porovnával rozdíly ve světelných nárocích mezi druhy z vesnic a jejich okolím byl na 5 % hladině pravděpodobnosti těsně neprůkazný ($T=2,0116$; $p=0,06727$). Grafické znázornění nevážených průměrů pro půdní reakci a živiny pomocí krabicových grafů je na obr. 6A a 6B.

Tab. 5. Popisné statistiky průměrů Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro vesnice a okolí.

	světlo		vlhkost		živiny		půdní reakce		teplota	
	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice
průměr	6,5	6,2	5,7	5,7	5,8	6,3	5,6	6,2	5,2	5,2
sd	0,6	0,5	0,4	0,4	0,5	0,4	0,6	0,2	0,2	0,2
min	5,7	5,3	5,1	5,1	5,1	5,5	4,3	5,8	5,0	4,9
max	7,4	6,9	6,7	6,3	6,9	6,7	6,5	6,6	5,6	5,5
T	2,0116		-0,0498		-3,4172		9,549		0,0045	
p	0,06727		0,9611		0,005105		<0,00001		0,9965	



Obr. 6. Krabicový graf pro průměry Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro půdní reakci (A) a živiny (B) ve vesnicích a okolí.

Záznamy o výskytu druhů z vesnic a okolí jsem zanalyzovala také v programu JUICE (Tichý 2002). Přehled diagnostických druhů vesnic a okolí (na základě fidelity vyjádřená phi koeficientem v %) ukazuje, že nejsilnější vazbu na vesnice vykazují druhy *Sambucus nigra*, *Salix caprea*, *Geum urbanum*, *Fraxinus excelsior*, *Tilia platyphyllos*, *Symphoricarpos albus*, *Senecio ovatus* a *Poa trivialis*, v okolí pak vyazuje phi > 50 % pouze *Cirsium heterophyllum* (tab. 6). V tab. 7 je výsledek analýzy procentuální četnosti druhů ve vesnicích a okolí, přičemž jsou vypsány ty druhy, které se vyskytovaly na více než 50 % lokalit. Ve vesnicích se s frekvencí > 90 % vykytují *Urtica dioica*, *Dactylis glomerata*, *Anthriscus sylvestris* a *Aegopodium podagraria*, v okolí *Dactylis glomerata*, *Urtica dioica* a *Anthriscus sylvestris*

Tab. 6. Diagnostické druhy ve flóře obcí a okolí. Za diagnostické druhy jsou považovány druhy s pozitivní fidelitou (Tichý 2002).

Diagnostické druhy okolí	fidelita (%)	Diagnostické druhy vesnic	fidelita (%)
<i>Cirsium heterophyllum</i>	56,6	<i>Sambucus nigra</i>	72,8
<i>Calamagrostis epigejos</i>	48,8	<i>Salix caprea</i>	61,7
<i>Trifolium pratense</i>	46,3	<i>Geum urbanum</i>	56,6
<i>Holcus mollis</i>	43,4	<i>Fraxinus excelsior</i>	56,6
<i>Tragopogon pratensis</i>	42,6	<i>Tilia platyphyllos</i>	54,8
<i>Sanguisorba officinalis</i>	42,6	<i>Symphoricarpos albus</i>	54,8
<i>Festuca pratensis</i>	40,4	<i>Senecio ovatus</i>	54,8
		<i>Poa trivialis</i>	54,5
		<i>Malus spp,</i>	48,8
		<i>Acer pseudoplatanus</i>	48,8
		<i>Rubus caesius</i>	47,4
		<i>Ulmus glabra</i>	43,4
		<i>Hesperis matronalis</i>	43,4
		<i>Arctium tomentosum</i>	43,4
		<i>Tilia cordata</i>	42,6
		<i>Ranunculus nemorosus</i>	42,6
		<i>Larix decidua</i>	42,6
		<i>Galium aparine</i>	40,4
		<i>Cardamine amara</i>	40,4
		<i>Aesculus hippocastanum</i>	40,4

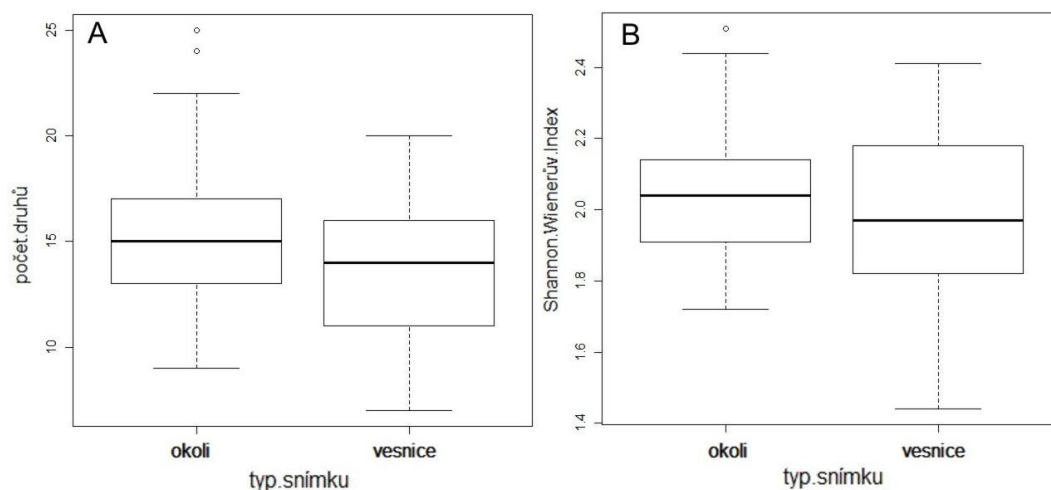
Tab. 7. Frekvence výskytu rostlinných druhů pro vesnice a okolí. Jsou uvedeny pouze druhy s více jak 50 % frekvencí výskytu.

Druhy podle frekvence výskytu v okolí	%	Druhy podle frekvence výskytu ve vesnicích	%
<i>Dactylis glomerata</i>	100	<i>Urtica dioica</i>	100
<i>Urtica dioica</i>	92	<i>Dactylis glomerata</i>	100
<i>Anthriscus sylvestris</i>	92	<i>Anthriscus sylvestris</i>	92
<i>Phleum pratense</i>	85	<i>Aegopodium podagraria</i>	92
<i>Agrostis capillaris</i>	85	<i>Vicia cracca</i>	85
<i>Vicia cracca</i>	69	<i>Rumex obtusifolius</i>	69
<i>Cirsium arvense</i>	69	<i>Picea abies</i>	69
<i>Betula pendula</i>	69	<i>Impatiens noli-tangere</i>	69
<i>Trifolium repens</i>	62	<i>Heracleum mantegazzianum</i>	69
<i>Ranunculus acris</i>	62	<i>Cirsium arvense</i>	69
<i>Filipendula ulmaria</i>	62	<i>Trifolium repens</i>	62
<i>Elytrigia repens</i>	62	<i>Tanacetum vulgare</i>	62
<i>Deschampsia cespitosa</i>	62	<i>Sorbus aucuparia</i>	62
<i>Cirsium palustre</i>	62	<i>Plantago major</i>	62

<i>Aegopodium podagraria</i>	62	<i>Phleum pratense</i>	62
<i>Acer pseudoplatanus</i>	62	<i>Petasites albus</i>	62
<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	54	<i>Galeopsis pubescens</i>	62
<i>Stellaria graminea</i>	54	<i>Festuca gigantea</i>	62
<i>Sorbus aucuparia</i>	54	<i>Elytrigia repens</i>	62
<i>Senecio ovatus</i>	54	<i>Dryopteris filix-mas</i>	62
<i>Poa pratensis</i>	54	<i>Agrostis capillaris</i>	62
<i>Picea abies</i>	54	<i>Ranunculus acris</i>	54
<i>Lysimachia vulgaris</i>	54	<i>Hieracium murorum</i>	54
<i>Knautia arvensis</i>	54	<i>Betula pendula</i>	54
<i>Juncus effusus</i>	54	<i>Achillea millefolium</i>	54
<i>Impatiens noli-tangere</i>	54		
<i>Hieracium murorum</i>	54		
<i>Campanula patula</i>	54		

4.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině

Fytocenologické snímky pořízené v porostu bolševníku v zaniklých vesnicích a okolí měly podobnou pokryvnost bolševníku (60–70 %) a podobnou výšku porostu (170–180 cm). Testovala jsem rozdíly v počtu druhů ve snímku (obr. 7A). Celkem jsem ve všech fytoocenologických snímcích zaznamenala 110 druhů (Příloha 2). Výsledky dvouvýběrového t-testu testující počet druhů neukázaly mezi snímky z vesnic a okolí statisticky významný rozdíl ($T=1,5135$; $p=0,1367$). Ani míra alfa diverzity ve formě Shannon-Wienerova indexu, vypočtená na základě analýzy fytoocenologických snímků v programu JUICE (Tichý 2002), nebyla ve vesnicích a v okolí rozdílná ($T=0,749$; $p=0,4575$; obr. 7B). Počet čeledí byl v obou typech snímků takřka identický a pohyboval se kolem 11.



Obr. 7. Krabicový graf počtu druhů (A) a Shannon-Wienerova indexu (B) ve fytoocenologických snímcích pořízených na území bývalých vesnicí a okolí. Ve vesnicích bylo ve snímku průměrně 13,8 druhů (min = 7, max = 20; směrodatná odchylka = 3,6), v okolí 15,4 (min = 9, max = 25; směrodatná odchylka = 4,2). Průměrná hodnota Shannon-Wienerova indexu byla ve vesnici 1,99 (směrodatná odchylka = 0,3), v okolí 2,0 (směrodatná odchylka = 0,2).

Při zkoumání rozdílu v počtu neofytů a archeofytů ve snímku jsem narazila na problém velkého výskytu nul a nespojitosti dat, kterou se ani Box-Coxovou transformací nepodařilo odstranit. Obě skupiny byly ale v počtu archeofytů a neofytů dosti podobné (tab. 8). Použitím Wilcoxonova testu s korekcí continuity se žádný statisticky významný rozdíl neprokázal ($W=350$; $p=0,1672$ - neofyty; $W=267$; $p=0,3582$ - archeofyty).

Tab. 8. Popisné statistiky pro počet neofytů a archeofytů ve fytoocenologických snímcích pořízených na místě bývalých vesnic a okolí.

	neofyty		archeofyty	
	okolí	vesnice	okolí	vesnice
průměr	1,2	1,0	0,9	1,2
sd	0,4	0,2	0,8	1,1
min	1	1	0	0
max	2	2	2	3

Obdobný problém s velkým výskytem nul a nespojitostí dat nastal při testování rozdílu v počtu životních forem. Opět se vyskytovaly ve snímcích

výrazněji pouze hemikryptofyty, fanerofyty, geofyty a terofyty, ostatní životní formy se vyskytovaly jen velmi vzácně. Popisné statistiky včetně výsledků Wilcoxonova neparametrického testu s korekcí kontinuity jsou v tab. 9. Počet hemikryptofytů byl v obou typech snímků velmi podobný. Fytcenologické snímky z vesnic a okolí nejsou v počtu životních forem statisticky významně rozdílné, ačkoliv srovnání počtu geofytů vyšlo těsně nad 5 % hladinou testu, nicméně tento výsledek vzhledem k výše popsáním vlastnostem dat nemá patrně příliš velkou váhu.

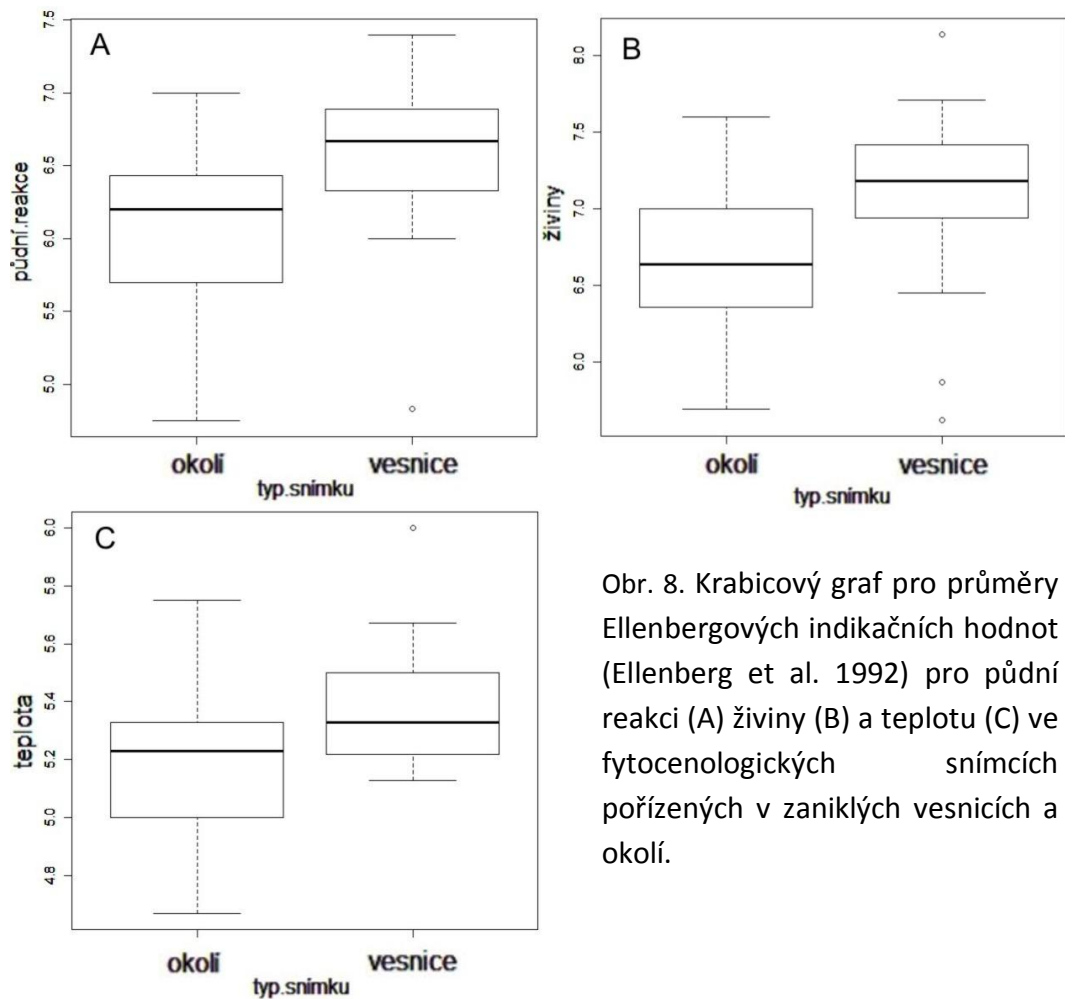
Tab. 9. Popisné statistiky pro životní formy nacházejících se ve fytcenologických snímcích ve vesnicích a okolí. * = výsledek t-testu

	fanerofyty		geofyty		terofyty		hemikryptofyty	
	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice
průměr	0,6	1,0	0,8	0,4	1,1	1,0	11,7	10,4
sd	0,8	1,6	0,8	0,6	1,1	0,8	3,8	3
min	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	5	6
max	3,0	6,0	2,0	2,0	4,0	3,0	20	16
W	282		402		323		1,4328*	
p	0,5198		0,05387		0,8288		0,1588*	

Podobně jako v první části výzkumu (viz kapitola 4.1.) jsem našla statisticky významný rozdíl mezi průměry pro Ellenbergovy indikační hodnoty (Ellenberg et al. 1992) ve snímcích z vesnic a okolí pro živiny, půdní reakci a nově také pro teplotu, s vyššími hodnotami těchto faktorů ve vesnicích (tab. 9, obr. 8A, B, C).

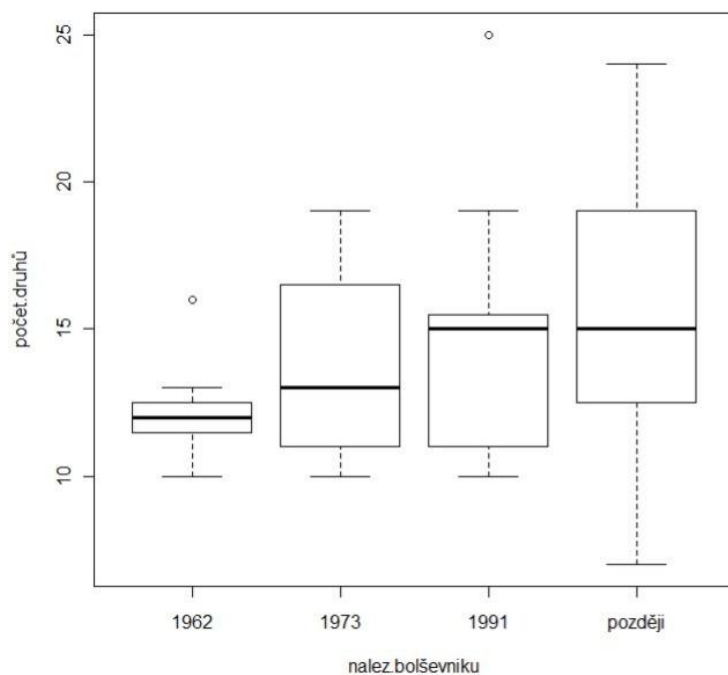
Tab. 9. Popisné statistiky pro průměry Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro snímky ze zaniklých vesnic a okolní krajiny.

	světlo		vlhkost		živiny		půdní reakce		teplota	
	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice	okolí	vesnice
průměr	6,7	6,5	5,8	5,7	6,7	7,1	6,1	6,6	5,2	5,4
sd	0,3	0,5	0,4	0,3	0,5	0,6	0,6	0,5	0,3	0,2
min	6,1	5,5	5,2	5,1	5,7	5,6	4,8	4,8	4,7	5,1
max	7,1	7,5	6,7	6,6	7,6	8,1	7,0	7,4	5,8	6,0
T	1,436		1,005		-3,325		-3,269		-2,727	
p	0,159		0,32		0,0017		0,0020		0,0094	



Obr. 8. Krabicový graf pro průměry Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro půdní reakci (A) živiny (B) a teplotu (C) ve fytoocenologických snímcích pořízených v zaniklých vesnicích a okolí.

Z leteckých snímků z období 1950, 1962, 1973 a 1991 jsem zjistila počátek invaze bolševníku v místech, kde byly pořízeny fytoocenologické snímky. Stáří invaze jsem dala do souvislosti s počtem druhů v jednotlivých fytoocenologických snímcích (obr. 9). Skupina, kterou jsem na obrázku pojmenovala "později", představuje jak nálezy bolševníku po roce 1991, tak i nálezy, které jsem jednoznačně nemohla datovat. Tuto skupinu jsem pro její předpokládané zatížení chybami z dalšího testování odstranila. Popisné statistiky pro roky 1962, 1973 a 1991 jsou v tab. 10. Rozdíl v počtu druhů mezi skupinami, které vznikly rozdělením fytoocenologických snímků podle počátku invaze (1962, 1973 a 1991) jsem otestovala jednocestnou ANOVOU. Skupiny nejsou statisticky významně rozdílné ($F=1,1385$; $p=0,337$).



Obr. 9. Krabicový graf počtu druhů pro snímky s různým stářím invaze. Letopočty představují, na které sérii leteckého snímkování se bolševník ve fytoocenologickém snímku poprvé objevil. Kategorie nazvaná "později" obsahuje i fytoocenologické snímky s pozdějším počátkem invaze (blíže viz text).

Tab. 10. Počet druhů ve fytoocenologických snímcích rozdělených podle stáří invaze bolševníku určené na základě leteckých snímků.

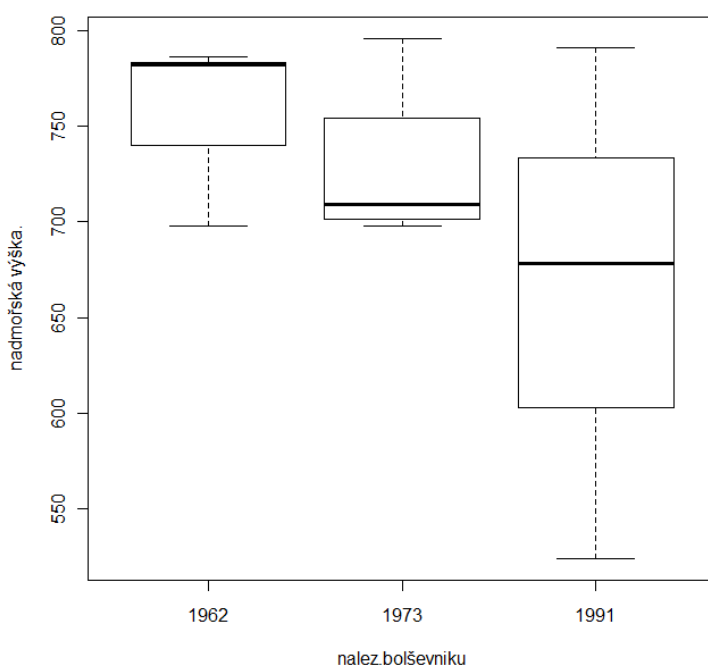
nález bolševníku	počet druhů ve snímku				data:n
	průměr	sd	min	max	
1962	12,3	1,9	10	16	7
1973	13,6	3,9	10	19	4
1991	14,7	4,0	10	25	16

Podobný postup jsem provedla kromě počtu druhů i s nadmořskou výškou. I tentokrát jsem odstranila skupinu s nálezem bolševníku po roce 1991. Fytoocenologické snímky rozdělené dle nadmořské výšky a počátku invaze jsou zobrazeny pomocí krabicových grafů na obr. 10. Popisné statistiky jsou v tab. 11. Jednocestná ANOVA prokázala mezi skupinami statisticky významný rozdíl ($F=4,1385$; $p=0,02856$). Snímky s dřívějším počátkem invaze (1962, 1973) se nacházejí pouze ve vyšších nadmořských výškách, zatímco snímky, ve kterých se bolševník objevil až v roce 1991 se nacházejí již v širokém rozmezí nadmořských

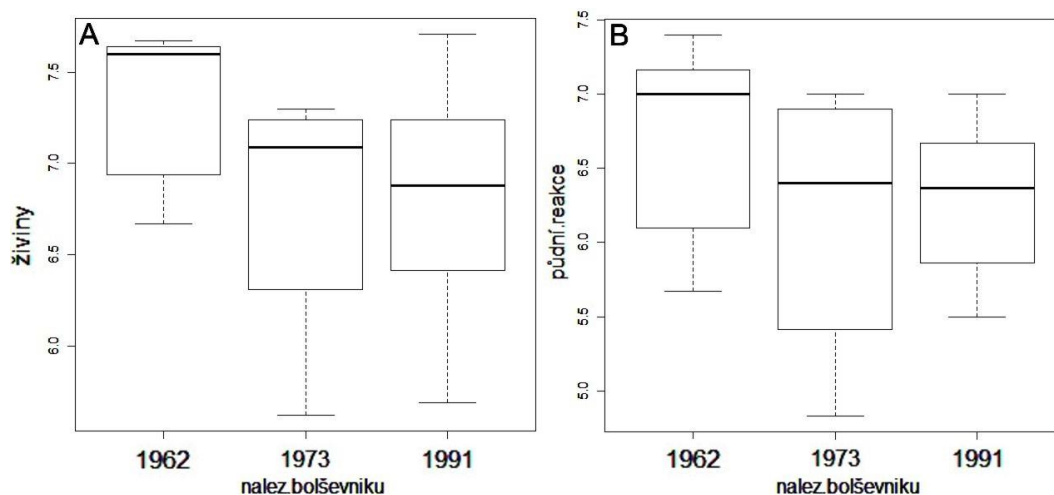
výšek. Stejným způsobem jsem podle nadmořské výšky roztřídila i hodnoty průměrů Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992), nicméně u žádné skupiny se mi nepodařilo prokázat statisticky významný rozdíl. Opticky nejzajímavější výsledky vyšly pro živiny a půdní reakci (obr. 11A a B).

Tabulka 11. Popisné statistiky pro zaznamenanou nadmořskou výšku snímků s různým počátkem invaze

První výskyt bolševníku	nadmořská výška				data:n
	průměr	sd	min	max	
1962	758,9	41,3	698	786	7
1973	728	45,7	698	796	4
1991	667,7	86,2	524	791	16



Obr. 10. Krabicový graf pro zaznamenanou nadmořskou výšku snímků s různým počátkem invaze.



Obr. 11. Krabicový graf průměrů Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro živiny (A) a půdní reakci (B) v závislosti na počátku invaze bolševníkem velkolepým.

V programu JUICE (Tichý 2002) jsem v synoptické tabulce analyzovala fidelitu druhů pro vesnice a okolí (bolševník velkolepý nebyl do analýzy zahrnut). Diagnostické druhy byly nalezeny pouze pro vegetaci z okolí (tab. 12), jedná se o *Cirsium heterophyllum*, *Filipendula ulmaria*, *Galeopsis bifida* a *Chaerophyllum hirsutum*. Výsledek analýzy frekvence výskytu v % ve fytoecologických snímcích z vesnic a okolí je v tab. 13. Druh s největší frekvencí výskytu ve vesnicích i okolí je *Urtica dioica*.

Analýza synoptické tabulky rozdělené podle počátku invaze bolševníku, tedy do roku 1962, 1972 a 1991 odhalila diagnostické druhy pouze pro léta 1972 a 1991 (tab. 14). Diagnostickými druhy pro snímky s počátkem invaze v roce 1972 jsou *Trifolium repens* a *Stellaria graminea*, pro snímky s počátkem invaze v roce 1991 byl diagnostickým druhem *Ranunculus nemorosus*. Výsledek analýzy četnosti výskytu druhů v % v takto rozdělených snímcích (1962, 1972, 1991) zobrazuje tab. 15. Pro snímky s počátkem invaze v roce 1972 a 1991 byl druh s největší frekvencí výskytu opět *Urtica dioica*, ve snímcích invadovaných bolševníkem od roku 1962 *Geum urbanum*.

Tab. 12. Diagnostické druhy vegetace invadované bolševníkem ve vesnicích a v okolí. Za diagnostické druhy jsou považovány druhy s pozitivní fidelitou (Tichý 2002).

Diagnostické druhy okolí	Fidelita %
<i>Cirsium heterophyllum</i>	50,0
<i>Filipendula ulmaria</i>	43,6
<i>Galeopsis bifida</i>	36,9
<i>Chaerophyllum hirsutum</i>	36,4

Tab. 13. Frekvence výskytu rostlinných druhů ve fytoecenologických snímcích ve vesnicích a okolí. Jsou uvedeny pouze druhy s frekvencí výskytu přesahující 50 %.

Druhy podle frekvence výskytu v okolí	%	Druhy podle frekvence výskytu ve vesnicích	%
<i>Urtica dioica</i>	76	<i>Urtica dioica</i>	88
<i>Aegopodium podagraria</i>	72	<i>Geum urbanum</i>	76
<i>Geum urbanum</i>	60	<i>Poa trivialis</i>	64
<i>Poa trivialis</i>	56	<i>Galium aparine</i>	60
<i>Dactylis glomerata agg.</i>	52	<i>Aegopodium podagraria</i>	56
		<i>Anthriscus sylvestris</i>	52

Tab. 14. Diagnostické druhy vegetace invadované bolševníkem v různém období. Za diagnostické druhy jsou považovány druhy s pozitivní fidelitou (Tichý 2002).

Diagnostické druhy (1972)	Fidelita %	Diagnostické druhy (1991)	Fidelita %
<i>Trifolium repens</i>	70	<i>Ranunculus nemorosus</i>	53.5
<i>Stellaria graminea</i>	56.6		

Tab. 15. Frekvence výskytu rostlinných druhů ve fytoecenologických snímcích rozdělených podle počátku invaze (1962, 1972, 1991). Zobrazeny jsou pouze druhy s 50 % frekvencí výskytu a vyšší.

Druhy podle frekvence výskytu (1962)	%	Druhy podle frekvence výskytu (1972)	%	Druhy podle frekvence výskytu (1991)	%
<i>Geum urbanum</i>	100	<i>Urtica dioica</i>	75	<i>Urtica dioica</i>	75
<i>Urtica dioica</i>	86	<i>Taraxacum sect. Ruderalia</i>	75	<i>Aegopodium podagraria</i>	75
<i>Rumex obtusifolius</i>	71	<i>Rumex obtusifolius</i>	75	<i>Geum urbanum</i>	69
<i>Poa trivialis</i>	57	<i>Poa trivialis</i>	75	<i>Poa trivialis</i>	56
<i>Dactylis glomerata agg.</i>	57	<i>Vicia cracca</i>	50	<i>Dactylis glomerata agg.</i>	56
<i>Cirsium arvense</i>	57	<i>Veronica chamaedrys</i>	50		
<i>Arctium tomentosum</i>	57	<i>Ranunculus acris</i>	50		
<i>Aegopodium podagraria</i>	57	<i>Plantago major</i>	50		
		<i>Geum urbanum</i>	50		

		<i>Festuca gigantea</i>	50		
		<i>Deschampsia cespitosa</i>	50		
		<i>Arctium tomentosum</i>	50		
		<i>Agrostis capillaris</i>	50		

Před analýzou synoptické tabulky, kterou jsem rozdělila podle zemědělského využití v 50. letech (louky a neudržované plochy), jsem nejprve z databáze vyřadila fytoocenologické snímky z vesnic. Pozitivní fidelita je zobrazena v tab. 17. Pro plochy, které byly v 50. letech loukami, jsou diagnostické *Lupinus polyphyllus* a *Holcus mollis*, pro neudržované plochy byl diagnostickým druhem *Alchemilla vulgaris*. Výsledek analýzy četnosti výskytu druhů v % v takto rozdělených snímcích zobrazuje tab. 18. Pro snímky, které byly v 50. letech loukami, byl nejčastější druh *Aegopodium podagraria*, v bývalých neudržovaných plochách byla nejčastější *Urtica dioica*.

Tab. 17. Pozitivní fidelita pro druhy fytoocenologických snímků rozdělených podle zemědělského využívání v 50. letech. Druhy s pozitivní fidelitou jsou v tabulce nazvány diagnostickými druhy.

Diagnostické druhy luk	Fidelita %	Diagnostické druhy neudržovaných ploch	Fidelita %
<i>Lupinus polyphyllus</i>	44.7	<i>Alchemilla vulgaris</i>	42.5
<i>Holcus mollis</i>	44.7		

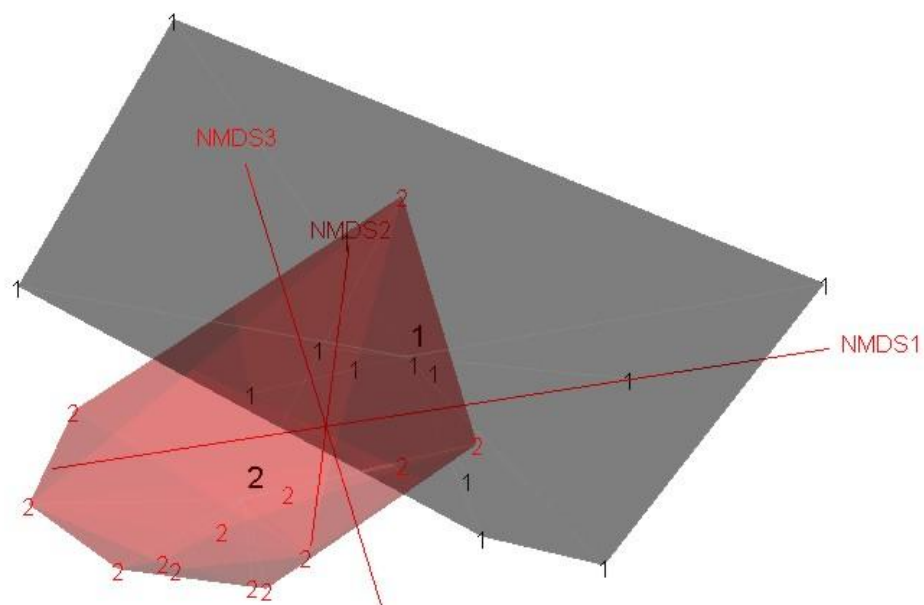
Tab. 18. Frekvence výskytu rostlinných druhů ve fytoocenologických snímcích rozdělených podle zemědělského využívání v 50. letech. Zobrazeny jsou pouze druhy s více jak 50 % frekvencí výskytu.

Druhy podle frekvence výskytu (louky)	%	Druhy podle frekvence výskytu (neudržované plochy)	%
<i>Aegopodium podagraria</i>	83	<i>Urtica dioica</i>	77
<i>Urtica dioica</i>	75	<i>Galium aparine</i>	62
<i>Geum urbanum</i>	67	<i>Aegopodium podagraria</i>	62
<i>Poa trivialis</i>	58	<i>Poa trivialis</i>	54
<i>Dactylis glomerata agg.</i>	58	<i>Geum urbanum</i>	54
		<i>Cirsium heterophyllum</i>	54
		<i>Anthriscus sylvestris</i>	54

4.3. Mnohorozměrná analýza

4.3.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí

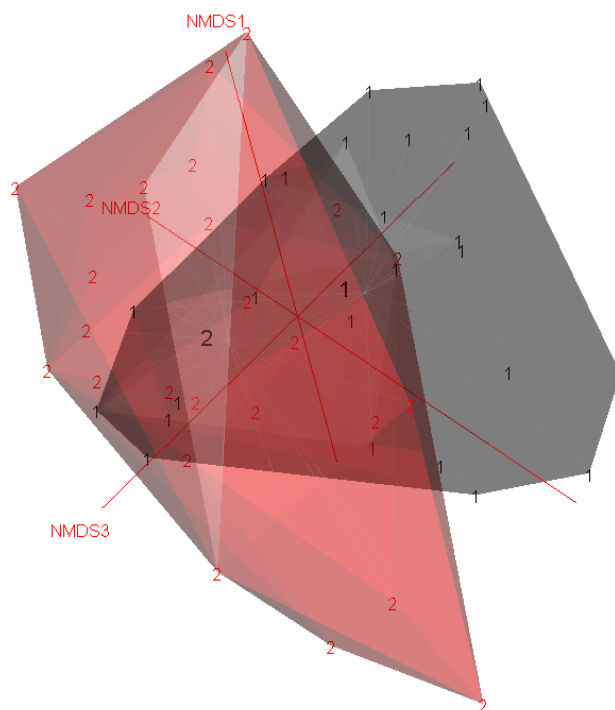
Vzdálenosti mezi druhy v ordinačním prostoru nedetekovaly signifikantní afinitu nalezených druhů ani k jedné ze skupin (vesnice vs. okolí). Ordinační prostor se zobrazenými studovanými plochami jisté uspořádání již obsahoval. Obr. 12 zobrazuje ordinaci metodou NMDS ve 3D prostoru. Po rozdělení floristických soupisů pořázených na místě zničených vesnic a jejich okolí na dvě skupiny (1=okolí, 2=vesnice) se vytvořily dva rozdílné a dobře vymezené shluky. Podle testu PERMANOVA byly statisticky významně odlišné ($F_{\text{model}}=2,9288$; $p<0,0001$).



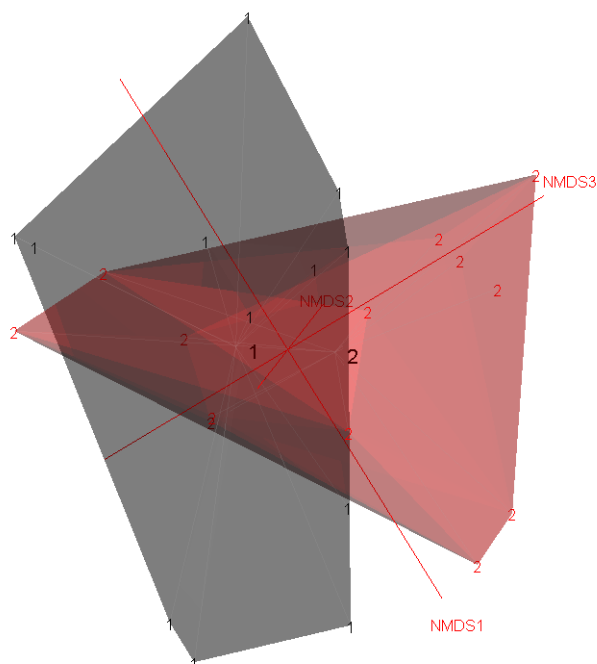
Obr. 12. Ordinační diagram NMDS ve 3D prostoru pro flóru okolí (1, šedá barva) a vesnic (2, červená barva).

4.3.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině

Před mnohorozměrnou analýzou jsem z databáze fytoecenologických snímků odstranila záznam o bolševníku velkolepém, abych testovala rozdílnost ploch bez jeho vlivu. Ani v případě fytoecenologických snímků se v ordinačním prostoru NMDS po zobrazení rostlinných druhů neukázala signifikantní afinita rostlin ani k jedné ze studovaných skupin. Po uspořádání fytoecenologických snímků z porostu bolševníku velkolepého, které byly rozčleněny do skupin podle místa pořízení (vesnice a okolí, viz obr. 13), v 3D ordinačním prostoru se opět vyzemily dva shluky, jež se ukázaly jako statisticky významně rozdílné (F model=2,1886; $p=0,0041$).



Obr. 13. Ordinační diagram NMDS ve 3D prostoru pro fytoecenologické snímky z okolí (1, šedá barva) a vesnic (2, červená barva).



Obr. 15. Ordinační diagram NMDS ve 3D prostoru pro fytoocenologické snímky s různým zemědělským využíváním v 50. letech (1, šedivá barva = louky; 2, červená barva = neudržované plochy).

5. Diskuse

5.1. Flóra v zaniklých vesnicích a jejich okolí

Výrazným rysem sukcese v opuštěných vesnicích, podobně jako na opuštěné zemědělské půdě, jsou odlišné počáteční vlastnosti oproti okolí. Půda v zaniklých vesnicích v Doupovských horách měla ve srovnání s okolím výrazně vyšší obsah fosforu a vyšší pH (Vojta 2007). Vysoký obsah živin ve vesnicích podporuje nitrofilní a ruderální druhy, které jsou kompetičně velmi úspěšné (Wulf 2004). Obohacení živinami a výskyt konkurenčně úspěšných druhů průběh sukcese pravděpodobně zpomaluje. Na opuštěné zemědělské půdě bylo pozorováno, že již za 20–30 let se může vytvořit celistvý zápoj stromového patra

(Harmera et al. 2001). Plochy bývalých vesnic ve Slavkovském lese, které prošly 60 lety samovolné sukcese, jsou pokryty spíše velmi rozvolněným zákrovem dřevin s bohatým patrem bylin a křovin a četnými světlinami. Rostlinná společenstva se nejvíce podobají vegetaci při okraji lesa s četnými ruderály. Ani po půl století nejsou obce, až na výjimky (např. Krásná Lípa), zcela zalesněné. Velmi pomalý průběh sukcese na místě opuštěných vesnic byl zaznamenán také v Rusku, kde se vegetace vyvíjela nejpomaleji na samotných ruinách po zřícených domech (Saifullin et al. 2008).

Srovnávací lokalitou ke zničeným vesnicím ve Slavkovském lese bylo jejich nejbližší okolí. Cílem tohoto výběru bylo podchytit odpovídající typy různých stanovišť z důvodu výše popsané heterogenity obcí. I tak jsem očekávala, že ve vesnici nalezu více druhů než v okolí, jelikož bývalí obyvatelé zde jistě záměrně vysadili řadu okrasných a užitkových druhů, které by se do dnešních dnů mohly uchovat a tím i obohatit místní druhovou diverzitu. Takové rostliny jsem zde skutečně našla, např. ovocné stromy a keře (jabloně, hrušky, rybíz, angrešty) a řadu okrasných rostlin (šeřík, jírovec, růže, okrasné traviny). V celkovém počtu zaznamenaných druhů se však vesnice od okolí nelišily, pouze v rámci čeledí byla diverzita ve vesnicích vyšší. Ve studii z opuštěných vesnic v Doupovských horách byl počet druhů v kontinuálních lesích větší, je to ale patrně důsledek větší variability prostředí, která se na ploše kontinuálních lesů vyskytuje (Vojta 2007). Z důvodu nedostatku studií, které by přímo studovaly sukcesi v opuštěných vesnicích, jsem použila pro srovnání také práce mapující sukcesi na opuštěné zemědělské půdě. Studie srovnávající lesy vzniklé na opuštěných polích a na bývalých loukách s lesy s nepřerušeným vývojem rozdíl v počtu druhů nenalezly (Rosenthal 2010, Harmera et al. 2001, Wulf 2004). Jiná studie ze slovinského regionu Haloze porovnávala různě starý les s různě starými opuštěnými zemědělskými plochami. Párovým srovnáním byl nalezen větší počet druhů na opuštěných zemědělských plochách (Cojzer & Brus 2010).

Cílená výsadba okrasných a užitkových druhů pravděpodobně zapříčinila, že se v bývalých vesnicích oproti okolí nachází více neofytů. Počet neofytů se ve vesnicích průměrně pohyboval kolem 6 %, v okolí kolem 3 %. Počet archeofytů

byl ale víceméně identický, zřejmě díky výrazně delší koexistenci s původní flórou a tím, že se v takové míře záměrně nevysazují.

Na studovaných plochách se vyskytovaly i některé ohrožené druhy, konkrétně oměj pestrý (*Aconitum variegatum*), bodlák nicí (*Carduus nutans*), dřín jarní (*Cornus mas*) a jestřábník oranžový (*Hieracium aurantiacum*). Pouze 3 různé vesnice a 5 různých referenčních okolí obsahovalo některý z těchto druhů. Výskyt a počet vzácných druhů tedy nebyl dostatečně velký na to, abych mohla objektivně porovnat, v kterém typu ploch se vyskytují častěji. Čistě teoreticky by mohla obnažená půda na periferii vesnic, kde není tolik zvýšen obsah živin v půdě (Vojta 2007), alespoň na počátku sukcese poskytovat vzácným druhům příhodnější podmínky než okolí, jelikož vzácné a kompetičně slabé druhy často nalézají útočiště právě na obnažené půdě polí (Prévosto et al. 2011, Kopecký & Vojta 2009). Jejich počet v průběhu sukcese na polích rostl, zatímco na opuštěných loukách se snižoval v důsledku kompetice s rostlinami, kterým se daří na živinami bohatých půdách (Prévosto et al. 2011, Pykälä et al. 2004).

Ve vesnicích jsem zaznamenala vyšší počet druhů dřevin. To odpovídá výsledkům jiných studií, které s probíhající sukcesí a postupným zapojováním stromového patra popisují nárůst fanerofytů na úkor hemikryptofytů (Prévosto et al. 2011). V počtu terofytů se mnou studované vesnice od okolí nelišily; vyšší počet jednoletých bylin byl pozorován pouze na počátcích sukcese na opuštěných polích, poté jejich počet prudce poklesl (Prach et al. 2001, 2007, Wulf 2004, Prévosto et al. 2011).

Průměry Ellenbergových indikačních hodnot (Ellenberg et al. 1992) pro živiny a půdní reakci se mezi vesnicemi a okolím významně liší. Vojta (2007), který studoval opuštěné vesnice v Doupovských horách, ale vyvozuje, že by vyšší Ellenbergovy hodnoty pro půdní reakci a živiny ve vesnicích mohly být částečně způsobeny rozdílným species poolem, jelikož druhy indikující vyšší živiny a půdní reakci přežívají z minulosti. Autoři studující opuštěnou zemědělskou krajinu zde také našli vyšší hodnotu pro půdní reakci a živiny (Prévosto et al. 2011, Wulf 2004). Na bývalých polopřirozených trávnících obsah živin v průběhu sukcese dokonce rostl, zatímco na polích poklesl nebo zůstal stejný (Prévosto et al. 2011,

Wulf 2004). Půdní reakce v místech polopřirozených trávníků během sukcese vzrostla nebo zůstala stejná, na polích poklesla (Prévosto et al. 2011).

Výsledek u Ellenbergovy indikační hodnoty pro světlo vyšel těsně neprůkazně, ačkoliv např. v Doupovských horách mají lesy v opuštěných vesnicích skutečně tuto indikační hodnotu vyšší (Vojta 2007). Studie srovnávající lesy, které vznikly na poli a na bývalé louce, s lesy kontinuálními rozdíl ve světle neodhalila (Wulf 2004).

Nemetrické škálování neodhalilo vyslovenou afinitu rostlinných druhů ani k jedné ze skupin, nicméně celkově obě skupiny odlišné jsou. Pro představu, které druhy mají větší teoretickou pravděpodobnost se ve vesnici nebo v okolí vyskytovat, poslouží vypočtená fidelita ze synoptické tabulky. Frekvence výskytu druhů sice také udává jakousi pravděpodobnost, neudává ale diagnostickou hodnotu, jelikož i druhy s relativně nízkou frekvencí výskytu ve skupině mohou být na společenstvo striktně vázány, pokud se jejich výskyt vymyká náhodnému rozdělení (Tichý 2002).

Pozitivní fidelitu ve vesnicích vykazují dřeviny jako bez černý (*Sambucus nigra*), vrba jíva (*Salix caprea*) nebo jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*). Podobné diagnostické druhy pro zaniklé vesnice našel i Vojta (2007). Některé další diagnostické druhy vesnic ve Slavkovském lese jsou pozůstatkem předchozího osídlení, např. hrušeň (*Malus spp.*), pámelník bílý (*Symphoricarpos albus*) a javor klen (*Acer pseudoplatanus*). Pozitivní fidelitu mají i vlhkomilné druhy, např. řeřišnice hořká (*Cardamine amara*) nebo rumištní druhy jako svízel přítula (*Galium aparine*) nebo lopuch plstnatý (*Arcticum tomentosum*). Naopak pro okolí jsou typické diagnostické druhy vlhkých luk jako pcháč různolistý (*Cirsium heterophyllum*), popřípadě běžné druhy polopřirozených trávníků, např. třtina křovištní (*Calamagrostis epigejos*). To je dáno tím, že se v okolí vyskytovalo více otevřených stanovišť než ve vesnicích, což prokázal i test srovnávající počet fanerofytů.

Analýza četnosti výskytu druhů ukázala, že 3 nejčastější druhy, které se vyskytují takřka ve všech studovaných plochách, jsou pro vesnice a okolí identické. Jednalo se o kopřivu dvoudomou (*Urtica dioica*), srhu laločnatou (*Dactylis glomerata*) a kerblík lesní (*Antheriscus sylvestris*). Spíše to bude

důsledek toho, že tyto druhy jsou skutečně všudypřítomné a mají velmi širokou stanovištní niku. Další druhy, které se vyskytují ve více než 50 % ploch sledují výše zmíněný trend, čili ve vesnicích jsou časté rumištní a běžně vysazované druhy včetně dřevin, v okolí pak druhy polopřirozených trávníků. V okolí byly navíc časté také dřeviny typické pro okraje lesů jako bříza bělokorá (*Betula pendula*) a jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*). Místní fenomén bolševník velkolepý je potom častější ve vesnicích (69 %), nežli v okolí (46 %).

5.2. Společenstva invadovaná bolševníkem velkolepým ve vesnicích a volné krajině

Ačkoliv byl průměrný počet druhů ve snímcích pořízených v okolí vyšší než v obcích, rozdíl nebyl statisticky průkazný. Index α diverzity se také nelišil. Uskupení rostlinných druhů v ordinačním prostoru neumožnilo blíže rozklíčovat, které druhy jsou vázány na porosty bolševníku v bývalých vesnicích nebo v okolí. Rostliny vyskytující se ve více než 50 % fytocenologických snímků jsou v obou typech lokalit skutečně velmi podobné, nicméně další druhy s menší četností ve vesnicích přeci jenom indikují více živin. Patrně díky tomu test PERMANOVA pro shluky v ordinačním diagramu pro snímky z vesnic a okolí prokázal statisticky významnou odlišnost.

Vegetace s dominujícím bolševníkem ve vesnicích a volné krajině se výrazněji nelišila ani v zastoupení životních forem. Vyšší Ellenbergovy indikační hodnoty pro živiny a půdní reakci ve vesnicích indikují, že i po 60 letech přetrvávají rozdíly v půdních vlastnostech; ve vesnicích jsou půdy úživnější a zásaditější. Překvapivý byl statisticky významný rozdíl v nárocích přítomných druhů na teplotu; ve vesnicích se v porostech bolševníku udržují teplomilnější druhy, než v otevřené krajině. Pravděpodobně je to způsobeno tím, že jsou porosty bolševníku ve vesnicích situovány do ploch, které jsou většinou ze všech stran ohraničeny dřevinami, které je patrně chrání před větrem a ztrátou tepla. Naproti tomu porosty ve volné krajině se nacházejí na nechráněných otevřených prostranstvích.

Při porovnání počtu druhů v různě starých porostech bolševníku se rozdíl neprokázal, ačkoliv určitý optický posun ve prospěch mladších porostů s pozdějším počátkem invaze byl na grafu patrný. Ani celková vegetační odlišnost ploch s různým počátkem invaze, na základě testu PERMANOVA, rozdíl neodhalila. Rok, ve kterém byla plocha bolševníkem invadována, rozčlenil soubor dat na malé části a test nebyl dostatečně robustní. Stejný problém nastal při rozdělení snímků podle stáří invaze v kontextu Ellenbergových indikačních hodnot. Žádné výsledky nebyly statisticky průkazné, ačkoliv u živin a půdní reakce byl posun mediánu ve prospěch starších lokalit opticky patrný. Je to s největší pravděpodobností důsledek toho, že se dříve invadované lokality vyskytovaly především v zaniklých vesnicích. V okolí se bolševník ve většině případů objevil až na leteckých snímcích z roku 1991 nebo později. Pozdější nálezy bolševníku byly zatíženy chybou, jelikož sem spadají i snímky, jejichž stáří nebylo možné jednoznačně určit. Testovat vliv stáří výskytu bolševníku pouze pro okolní snímky tak nemělo smysl.

Při testování vlivu hospodaření v 50. letech 20. století na podrost bolševníku v okolních snímcích nebyly shluky v ordinačním prostoru statisticky významně rozdílné. Výsledky ze synoptické tabulky, alespoň co do četnosti výskytu, ukazují, že jsou druhově velmi podobné. Vliv obhospodařování krajiny z dalších let jsem nemohla otestovat vzhledem k velkému rozštěpení dat na velmi malé soubory.

Rozdíl v nadmořských výškách různě starých ploch s bolševníkem nebyl překvapivý a pouze potvrdil zjištění, že bolševník u nás nejprve invadoval polohy ve vyšších nadmořských výškách (Pyšek 1994).

6. Závěr

V této diplomové práci jsem zkoumala vliv bývalých disturbancí v místě zaniklých vesnic na současnou flóru, kterou jsem srovnala s okolní krajinou. Snažila jsem se najít odpověď na otázku, zda je i po 60 letech sukcese květena vesnic odlišná. Výsledky ukazují, že i po takto dlouhé době se druhové složení na obou typech stanovišť liší, především v důsledku odlišných ekologických podmínek vzniklých z předchozího osídlení, které stále přetrvávají. Minulé disturbance ovlivňují flóru tedy na velmi dlouhou dobu.

Ve druhé části studie jsem se snažila nalézt rozdíly ve složení porostů invadovaných bolševníkem velkolepým na místě bývalých vesnic a v okolní volné krajině. Vegetace byla v obou případech velmi podobná, i zde se však projevuje silný vliv bývalého osídlení.

7. Citovaná literatura

- Braun-Blanquet, J. (1921): Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. Jahrb. St. Gallen Naturwiss. Ges. 57: 305-351.
- Cojzer M., Brus R. (2010): Species Composition and Successional Pathways on Abandoned Agricultural Land in Haloze. Šumarski list 11-12: 581-591.
- Dahlström A., Rydin H., Borgegård S.O. (2010): Remnant habitats for grassland species in an abandoned Swedish agricultural landscape. Applied Vegetation Science 13: 305–314.
- DAISIE (2009): Handbook of Alien Species in Europe. Springer, Berlin. 399 pp.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V., Werner W., Paulißen D. (1992): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scr. Geobot. 18: 1–258.
- Harmera R., Peterkenb G., Kerra G., Poultonc P. (2001): Vegetation changes during 100 years of development of two secondary woodlands on abandoned arable land. Biological Conservation. 101: 291–304.
- Hejda M., Pyšek P., Jarošík V. (2009): Impact of invasive plants on the species richness, diversity and composition of invaded communities. Journal of Ecology 97: 393–403.
- Hennekens S.M., Schaminée J.H.J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. J. Veg. Sci. 12: 589–591.
- Chittka L., Schürkens S. (2001): Successful invasion of a floral market. An exotic Asian plant has moved in on Europe's river-banks by bribing pollinators. Nature. 411: 653.
- Johansson V.A., Cousins S.A.O., Eriksson O. (2011): Remnant Populations and Plant Functional Traits in Abandoned Semi-Natural Grasslands. Folia Geobot. 46: 165-179.
- Kopecký M., Vojta J. (2009): Land use legacies in post-agricultural forests in the Doupovské Mountains, Czech Republic. Applied Vegetation Science. 12: 251-260.
- Krinke L., Moravcová L., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J., Perglová I. (2005): Seed bank of an invasive alien, *Heracleum mantegazzianum*, and its seasonal dynamics. Seed Science Research. 15: 239–248.
- Kubát K., Hrouda L., Chrtěk J. jun., Kaplan Z., Kirschner J. & Štěpánek J. (2002): Klíč ke květeně České republiky [Key to the flora of the Czech Republic]. Academia, Praha.

- Lepš J., Šmilauer P. (2003): *Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO*. Cambridge University Press.
- Matyáš D., Kučera T. (2004): Opuštěné pohraničí – krajinný fenomén bývalých Sudet. *Životné prostredie*. 38: 320–324.
- Moravcová L., Perglová I., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J. (2005): Effects of fruit position on fruit mass and seed germination in the alien species *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) and the implications for its invasion. *Acta Oecologica*. 28: 1–10.
- Moravcová L., Pyšek P., Pergl J., Perglová I., Jarošík V. (2006): Seasonal pattern of germination and seed longevity in the invasive species *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia*. 78: 287–301.
- Müllerová J., Pyšek P., Jarošík V., Pergl J. (2005): Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*. *J. Appl. Ecol.* 42: 1042–1053.
- Nielsen, C., H.P. Ravn, W. Nentwig, M. Wade (editoři) (2005): *Bolševník velkolepý: Praktická příručka o biologii a kontrole invazního druhu*. Forest & Landscape Denmark, Hoersholm, 44 pp.
- Oksanen J., F. Blanchet G., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R. B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Wagner H. (2013): Package "vegan". cran.r-project.org/web/packages/vegan/vegan.pdf
- Osborne J.W. (2010): Improving your data transformations: Applying the Box-Cox transformation. *Practical Assessment, Research & Evaluation*. 15: 1-9.
- Osbornová J., Kovářová M., Lepš J., Prach K. (eds) (1989): *Succession in abandoned fields*. Studies in Central Bohemia. Kluwer, Dordrecht.
- Pergl J., Perglová I., Pyšek P., Dietz H. (2006): Population age structure and reproductive behaviour of the monocarpic perennial *Heracleum mantegazzianum* (Apiaceae) in its native and invaded distribution ranges. *Amer. J. Bot.* 93: 1018–1028.
- Pergl J., Hüls J., Perglová I., Eckstein R.L., Pyšek P., Otte A. (2007): Population dynamics of *Heracleum mantegazzianum*. In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W., Ravn H.P. (eds.): *Ecology and Management of Giant Hogweed (Heracleum mantegazzianum)*, CAB International. 92-111.
- Perglová I., Pergl J., Pyšek P. (2006): Flowering phenology and reproductive effort of the invasive alien plant *Heracleum mantegazzianum*. *Preslia*. 78: 265–285.

- Prévosto B., Kuiters A.T., Bernhardt-Römermann M., Dölle M., Schmidt W., Hoffmann M., Uytvanck J. Van, Bohner A., Kreiner D., Stadler J., Klotz S., Brandl R. (2011): Impacts of Land Abandonment on Vegetation: Successional Pathways in European Habitats. *Folia Geobotanica*. 46: 303-325.
- Pykälä J., Luoto M., Heikkinen R. K., Kontula T. (2004): Plant species richness and persistence of rare plants in abandoned semi-natural grasslands in northern Europe. *Basic and Applied Ecology*. 6: 25–33.
- Pyšek P. (1991): *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic: the dynamics of spreading from the historical perspective. *Folia Geobot. Phytotax.* 26: 439-454.
- Pyšek P. (1994): Ecological aspects of invasion by *Heracleum mantegazzianum* in the Czech Republic - In: De Waal L.C., Child E.L., Wade P. M. & Brock J. H. (eds): Ecology and management of invasive riverside plants. 45-54.
- Pyšek P. & Prach K. (1993): Plant invasions and the role of riparian habitats – a comparison of four species alien to central Europe. *Journal of Biogeography*. 20: 413–420.
- Pyšek P. & Pyšek A. (1995): Invasion by *Heracleum mantegazzianum* in different habitats in the Czech Republic. *J. Veget. Sci.* 6: 711-718.
- Pyšek P., Kopecký M, Jarošík V., Kotková P. (1998): The role of human density and climate in the spread of *Heracleum mantegazzianum* in the Central European landscape. *Diversity and Distributions*. 4: 9–16.
- Pyšek P., Richardson D. M., Rejmánek M., Webster G., Williamson M., Kirschner J. (2004): Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon*. 53: 131-143.
- Pyšek P., J. Müllerová, V. Jarošík (2007a): Historical dynamics of *Heracleum mantegazzianum* invasion at regional and local scales. In: Pyšek P., Cock M.J.W., Nentwig W. & Ravn H.P. (eds.): Ecology and Management of Giant Hogweed (*Heracleum mantegazzianum*), CAB International. 42-54.
- Pyšek P., Krinke L., Jarošík V., Perglová I., Pergl J., Moravcová L. (2007b): Timing and extent of tissue removal affect reproduction characteristics of an invasive species *Heracleum mantegazzianum*. *Biological Invasions*. 9: 335–351.
- Pyšek P., Danihelka J., Sádlo J., Chrtěk J. Jr., Chytrý M., Jarošík V., Kaplan Z., Krahulec F., Moravcová L., Pergl J., Štajerová K. & Tichý L. (2012a):

Catalogue of alien plants of the Czech Republic (2nd edition): checklist update, taxonomic diversity and invasion patterns. *Preslia*. 84: 155–255.

Pyšek P., Chytrý M., Pergl J., Sádlo J., Wild J. (2012b): Plant invasions in the Czech Republic: current state, introduction dynamics, invasive species and invaded habitats. *Preslia*. 84: 576–630.

Prach K., Pyšek P., Bastl M. (2001): Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: a pattern across seres. *Applied Vegetation Science*. 4: 83–88.

Prach K., Pyšek P., Jarošík V. (2007): Climate and pH as determinants of vegetation succession in Central-European human-made habitats. *Journal of Vegetation Science*. 18: 701–710.

Richardson D. M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M. G., Panetta F. D., West C. J. (2000): Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity & Distributions*. 6: 93–107.

Rosenthal G. (2010): Secondary succession in a fallow central European wet grassland. *Flora*. 205: 153–160.

Saifullina N.M., Yamalov S.M., Shaikhislamova E.F., Mirkin B.M (2008): Statistical Analysis of Progressive Succession in the Vegetation of Abandoned Villages in the Mountain Forest Zone of Bashkortostan. *Russian Journal of Ecology*. 39: 366–370.

Tichý L. (2002): JUICE, software for vegetation classification. *J. Veg. Sci.* 13: 451–453.

Tiley, G.E.D., Dodd, F.S., Wade, P.M. (1996): *Heracleum mantegazzianum* Sommier & Levier. *J. Ecol.* 84: 297–319.

Tomíček, R. (2006): Historie Vojenského újezdu Prameny, aneb, Chlapci z Opičích hor. Krajské muzeum Sokolov. 181 pp.

Vojta J. (2007): Relative importance of historical and natural factors influencing vegetation of secondary forests in abandoned villages. *Preslia*. 79: 223–244.

Wulf M. (2004): Plant species richness of afforestations with different former use and habitat continuity. *For. Ecol. Manage.* 195: 191–204.

Web 1: <http://www.moderni-dejiny.cz/clanek/sudety-po-roce-1945-i-cast/>

Web 2: <http://www.slavkovskyles.cz/index.php?lm=9>

Web 3: územní plán: http://webmap.kr-karlovarsky.cz/download/VUC/USHO_cistopis/USHO%20-%20CISTOPIS%20B3.pdf

Web 4: <http://www.moderni-dejiny.cz/clanek/odsun-nemcu-z-csr-i-cast/>

Web 5: <http://www.moderni-dejiny.cz/clanek/vysidleni-nemcu-z-ceskoslovenska-prezentace/>

Web 6: <https://www.czso.cz/csu/2004edicniplan.nsf/p/4128-04>

Web 7: <http://www.sci.muni.cz/botany/zeleny/wiki/juice-r/doku.php>

8. Přílohy

Příloha 1. Rostliny nalezené ve zničených vesnicích a okolí (nomenklatura podle Kubát et al. 2002)

Vesnice:

Abies spp., *Acer platanoides*, *Acer pseudoplatanus*, *Aconitum variegatum*, *Aegopodium podagraria*, *Aesculus hippocastanum*, *Agrimonia eupatoria*, *Agrostis capillaris*, *Achillea millefolium*, *Alchemilla vulgaris*, *Alliaria petiolata*, *Alnus glutinosa*, *Alnus incana*, *Alopecurus pratensis*, *Anthemis arvensis*, *Anthriscus sylvestris*, *Arctium lappa*, *Arctium tomentosum*, *Arrhenatherum elatius*, *Artemisia absinthium*, *Artemisia vulgaris*, *Avenella flexuosa*, *Betula pendula*, *Briza media*, *Campanula patula*, *Campanula rapunculoides*, *Campanula rotundifolia*, *Capsella bursa-pastoris*, *Cardamine amara*, *Carduus acanthoides*, *Carduus nutans*, *Carduus personata*, *Carex brizoides*, *Cerastium arvense*, *Cerastium holosteoides*, *Cirsium arvense*, *Cirsium heterophyllum*, *Cirsium oleraceum*, *Cirsium palustre*, *Cirsium vulgare*, *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*, *Crataegus laevigata*, *Crataegus monogyna*, *Dactylis glomerata*, *Daucus carota*, *Deschampsia cespitosa*, *Dianthus carthusianorum*, *Dianthus deltoides*, *Dryopteris filix-mas*, *Elymus caninus*, *Elytrigia repens*, *Epilobium angustifolium*, *Epilobium hirsutum*, *Epilobium montanum*, *Equisetum arvense*, *Fagus sylvatica*, *Festuca gigantea*, *Festuca pratensis*, *Festuca rubra*, *Filipendula ulmaria*, *Fragaria moschata*, *Fragaria vesca*, *Fraxinus excelsior*, *Galeopsis bifida*, *Galeopsis pubescens*, *Galeopsis tetrahit*, *Galium aparine*, *Galium mollugo*, *Galium palustre*, *Galium uliginosum*, *Galium verum*, *Geranium robertianum*, *Geum urbanum*, *Glyceria fluitans*, *Gnaphalium uliginosum*, *Heracleum mantegazzianum*, *Heracleum sphondylium*, *Hesperis matronalis*, *Hieracium murorum*, *Holcus lanatus*, *Holcus mollis*, *Hypericum maculatum*, *Hypericum perforatum*, *Hypochaeris radicata*, *Chelidonium majus*, *Chenopodium albul*, *Chenopodium bonus-henricus*, *Impatiens noli-tangere*, *Impatiens parviflora*, *Juncus effusus*, *Knautia arvensis*, *Lamium maculatum*, *Lamium purpureum*, *Lapsana communis*, *Larix decidua*, *Lathyrus pratensis*, *Lathyrus sylvestris*, *Lemna minor*, *Leucanthemum ircutianum*,

Ligustrum vulgare, Lolium perenne, Lotus corniculatus, Lupinus polyphyllus, Luzula luzuloides, Lycopus europaeus, Lychnis flos-cuculi, Lysimachia nemorum, Lysimachia vulgaris, Malus spp., Matricaria discoidea, Melampyrum sylvaticum, Melica uniflora, Mercurialis annua, Mycelis muralis, Myosotis arvensis, Myosotis palustris, Myosotis sylvatica, Myosoton aquaticum, Oxalis acetosella, Persicaria hydropiper, Persicaria lapathifolia, Petasites albus, Phalaris arundinacea, Phalaris arundinacea "picta", Phleum pratense, Phyteuma spicatum, Picea abies, Plantago lanceolata, Plantago major, Poa annua, Poa nemoralis, Poa palustris, Poa palustris spp. Xerotica, Poa pratensis, Poa trivialis, Polygonum aviculare, Populus tremula, Prunella vulgaris, Prunus avium, Prunus padus, Pyrus spp., Quercus petraea, Quercus robur, Ranunculus acris, Ranunculus nemorosus, Ranunculus repens, Ribes uva-crispa, Ribes nigrum, Ribes rubrum, Rosa spp., Rubus caesius, Rubus idaeus, Rumex acetosa, Rumex hydrolapathum, Rumex obtusifolius, Salix caprea, Salix fragilis, Sambucus nigra, Scirpus sylvaticus, Scrophularia nodosa, Senecio ovatus, Silene latifolia subsp. Alba, Silene vulgaris, Sisymbrium officinale, Sorbus aucuparia, Stellaria graminea, Stellaria media, Stellaria palustris, Stellaria uliginosa, Symphoricarpos albus, Symphytum officinale, Syringa spp., Tanacetum vulgare, Taraxacum sect. Ruderalia, Telekia speciosa, Tilia cordata, Tilia platyphyllos, Trifolium aureum, Trifolium hybridum, Trifolium medium, Trifolium pratense, Trifolium repens, Ulmus glabra, Urtica dioica, Vaccinium myrtillus, Veronica beccabunga, Veronica chamaedrys, Veronica persica, Vicia cracca, Vicia sepium, Vinca minor.

Okolí:

Agrostis gigantea, Acer pseudoplatanus, Aconitum variegatum, Aegopodium podagraria, Aesculus hippocastanum, Agrostis capillaris, Agrostis stolonifera, Achillea millefolium, Achillea ptarmica, Alchemilla vulgaris, Alnus glutinosa, Alopecurus pratensis, Angelica sylvestris, Anthemis arvensis, Anthoxanthum odoratum, Anthriscus sylvestris, Arctium lappa, Arctium tomentosum, Arrhenatherum elatius, Artemisia vulgaris, Avenella flexuosa, Avenula pratensis, Avenula pubescens, Betula pendula, Bidens cernua, Bistorta

major, Calamagrostis arundinacea, Calamagrostis epigejos, Campanula patula, Campanula rapunculoides, Campanula rotundifolia, Capsella bursa-pastoris, Cardamine amara, Carduus nutans, Carex brizoides, Centaurea jacea, Cerastium holosteoides, Cirsium arvense, Cirsium heterophyllum, Cirsium oleraceum, Cirsium palustre, Cirsium vulgare, Cornus mas, Corylus avellana, Crataegus laevigata, Crepis biennis, Dactylis glomerata, Deschampsia cespitosa, Dianthus deltoides, Digitalis purpurea, Dryopteris filix-mas, Elymus caninus, Elytrigia repens, Epilobium angustifolium, Epilobium montanum, Epilobium parviflorum, Equisetum arvense, Equisetum sylvaticum, Euphorbia helioscopia, Fagus sylvatica, Festuca gigantea, Festuca pratensis, Filipendula ulmaria, Fragaria vesca, Fraxinus excelsior, Galeopsis bifida, Galeopsis pubescens, Galeopsis tetrahit, Galium aparine, Galium mollugo, Galium palustre, Galium saxatile, Galium uliginosum, Geranium pyrenaicum, Geranium robertianum, Geum urbanum, Glyceria fluitans, Heracleum mantegazzianum, Heracleum sphondylium, Hesperis matronalis, Hieracium aurantiacum, Hieracium murorum, Holcus lanatus, Holcus mollis, Hypericum maculatum, Hypericum perforatum, Chaerophyllum hirsutum, Chenopodium album, Impatiens noli-tangere, Impatiens parviflora, Juncus effusus, Knautia arvensis, Lamium album, Lathyrus pratensis, Leontodon autumnalis, Leucanthemum ircutianum, Lolium perenne, Lotus corniculatus, Lupinus polyphyllus, Lycopodium europaeus, Lychnis flos-cuculi, Lysimachia nemorum, Lysimachia vulgaris, Maianthemum bifolium, Matricaria discoidea, Melampyrum pratense, Melampyrum sylvaticum, Mycelis muralis, Myosotis arvensis, Myosotis palustris, Myosoton aquaticum, Oxalis acetosella, Persicaria lapathifolia, Petasites albus, Phalaris arundinacea, Phleum pratense, Phyteuma spicatum, Picea abies, Plantago lanceolata, Plantago major, Poa annua, Poa nemoralis, Poa palustris, Poa pratensis, Poa trivialis, Polygala vulgaris, Polygonum aviculare, Populus tremula, Potentilla anserina, Potentilla erecta, Prunella vulgaris, Prunus avium, Prunus padus, Prunus serotina, Quercus petraea, Quercus robur, Ranunculus acris, Ranunculus repens, Rhinanthus minor, Rosa spp., Rubus caesius, Rubus fruticosus (Rubus plicatus), Rubus idaeus, Rumex acetosa, Rumex crispus, Rumex obtusifolius, Salix caprea, Salix fragilis, Sambucus nigra, Sambucus racemosa, Sanguisorba officinalis, Scirpus sylvaticus, Senecio

ovatus, Silene vulgaris, Sorbus aucuparia, Stellaria graminea, Stellaria nemorum s.str., Tanacetum vulgare, Taraxacum sect. Ruderalia, Thlaspi arvense, Tragopogon pratensis, Trifolium aureum, Trifolium campestre, Trifolium hybridum, Trifolium medium, Trifolium pratense, Trifolium repens, Trisetum flavescens, Ulmus glabra, Urtica dioica, Vaccinium myrtillus, Valeriana officinalis, Veronica arvensis, Veronica beccabunga, Veronica chamaedrys, Veronica officinalis, Viburnum opulus, Vicia cracca, Vicia sepium.

Příloha 2. Rostliny nalezené ve fytoecnologických snímcích v porostu bolševníku velkolepého (nomenklatura podle Kubát et al. 2002).

Porost bolševníku ve vesnicích:

Acer pseudoplatanus, Acer pseudoplatanus, Acer pseudoplatanus, Aconitum variegatum, Aegopodium podagraria, Aesculus hippocastanum, Agrostis capillaris, Alchemilla vulgaris s.str., Alchemilla vulgaris s.str., Angelica sylvestris, Anthemis arvensis, Anthriscus sylvestris, Arctium lappa, Arctium tomentosum, Armoracia rusticana, Arrhenatherum elatius, Artemisia absinthium, Artemisia vulgaris, Betula pendula, Calamagrostis villosa, Cerastium holosteoides, Cirsium arvense, Cirsium oleraceum, Cirsium vulgare, Dactylis glomerata, Dactylis glomerata agg., Deschampsia cespitosa, Dryopteris filix-mas, Elymus caninus, Elymus repens, Epilobium montanum, Festuca gigantea, Fraxinus excelsior, Fraxinus excelsior, Fraxinus excelsior, Galeopsis pubescens, Galium aparine, Galium uliginosum, Geranium robertianum, Geum urbanum, Heracleum mantegazzianum, Heracleum sphondylium, Hesperis matronalis s.lat., Chaerophyllum hirsutum, Lamium maculatum, Lamium purpureum, Lapsana communis, Lathyrus sylvestris, Lysimachia vulgaris, Myosotis arvensis, Myosotis ramosissima, Phleum pratense, Plantago major, Poa nemoralis, Poa nemoralis agg., Poa palustris, Poa pratensis, Poa pratensis agg., Poa trivialis, Prunella vulgaris, Prunus avium, Prunus padus, Quercus robur, Ranunculus acris, Ranunculus nemorosus, Rubus caesius, Rubus idaeus, Rumex acetosa, Rumex

obtusifolius, Salix caprea, Scirpus sylvaticus, Senecio ovatus, Stachys sylvatica, Stellaria graminea, Stellaria media, Tanacetum vulgare, Taraxacum sect. Ruderalia, Trifolium pratense, Trifolium repens, Ulmus glabra, Urtica dioica, Veronica chamaedrys, Vicia cracca, Vicia sepium.

Porost bolševníku ve volné krajině:

Acer pseudoplatanus, Aegopodium podagraria, Agrostis capillaris, Agrostis stolonifera, Achillea millefolium, Ajuga reptans, Alchemilla vulgaris agg., Alchemilla vulgaris s.str., Alnus glutinosa, Alopecurus pratensis, Anthriscus sylvestris, Arctium tomentosum, Arrhenatherum elatius, Artemisia absinthium, Artemisia vulgaris, Campanula patula, Campanula rotundifolia, Carex brizoides, Cirsium arvense, Cirsium heterophyllum, Cirsium palustre, Cirsium vulgare, Dactylis glomerata, Dactylis glomerata agg., Deschampsia cespitosa, Elymus caninus, Elymus repens, Epilobium montanum, Festuca gigantea, Festuca pratensis s.str., Festuca rubra, Filipendula ulmaria, Fraxinus excelsior, Galeopsis bifida, Galeopsis pubescens, Galeopsis tetrahit, Galium aparine, Galium mollugo, Geum urbanum, Heracleum mantegazzianum, Holcus lanatus, Holcus mollis, Hypericum maculatum, Hypericum perforatum, Chaerophyllum hirsutum, Impatiens noli-tangere, Lathyrus pratensis, Leucanthemum ircutianum, Lupinus polyphyllus, Lysimachia vulgaris, Myosotis arvensis, Oxalis acetosella, Petasites albus, Petasites hybridus, Phleum pratense, Picea abies, Plantago major, Poa nemoralis, Poa palustris, Poa pratensis, Poa pratensis agg., Poa trivialis, Ranunculus acris, Ranunculus nemorosus, Rubus caesius, Rubus idaeus, Rumex acetosa, Rumex obtusifolius, Salix caprea, Sambucus nigra, Sanguisorba officinalis, Senecio ovatus, Stellaria graminea, Stellaria nemorum s.str., Tanacetum vulgare, Taraxacum sect. Ruderalia, Trifolium medium, Trifolium pratense, Trifolium repens, Urtica dioica, Veronica chamaedrys, Vicia cracca, Vicia hirsuta, Vicia sepium, Viola odorata.