

UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI
PŘÍRODOVĚDECKÁ FAKULTA
KATEDRA EKOLOGIE A ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Barbora Chmelinová

**Změny subalpínské a alpínské vegetace
po ukončení antropogenních zásahů na lokalitě
Petrovy kameny – Vysoká hole**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

v oboru Ochrana a tvorba životního prostředí

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Marek Banaš, Ph.D.

Olomouc 2011

Chmelinová, B.: Změny subalpínské a alpínské vegetace po ukončení antropogenních zásahů na lokalitě Petrovy kameny – Vysoká hole. Bakalářská práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 53 stran. 0 příloh.

Abstrakt

Bakalářská práce se zaměřuje na sledování vlivu antropogenních činností (sešlap, stržení drnu a sestřihávání biomasy) na alpínská a subalpínská rostlinná společenstva v Hrubém Jeseníku. Na plochách byly pět let simulovány různé typy lidských zásahů, poslední rok jsou sledovány změny po ukončení zásahů.

Je prováděno fytocenologické snímkování na pěti nejčastějších typech vegetace - acidofilní alpínské trávníky, alpínská vřesoviště, podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště, subalpínské vysokostébelné trávníky a subalpínská kapradinová vegetace. Na plochách se sleduje pokryvnost dominantního druhu a počet druhů.

Nejvíce odolná vůči antropogenním vlivům je vegetace subalpínské kapradinové vegetace a subalpínských vysokostébelných trávníků. Nejméně odolná jsou keříčková společenstva, která ale projevují schopnost regenerace po ukončení zásahů. Počet druhů v rámci rostlinného společenstva po ukončení zásahů ve většině ploch poklesl.

Klíčová slova: alpínské bezlesí, Hrubý Jeseník, mechanická disturbance, sukcese, regenerace

Chmelinová, B.: Changes of subalpine and alpine vegetation after cessation of human impacts in the locality Vysoká hole - Petrovy kameny. Bachelor's Thesis, Department of Ecology and Environmental Science, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 53pp., 0 Appendices.

Abstract

Bachelor's thesis is aimed at monitoring of the impact of human activities (trampling, turf removal and mowing) on alpine and subalpine vegetation in the Hrubý Jeseník Mountain. There were simulated five different impacts in the plots, the changes in the vegetation are monitoring year after the termination of the impacts.

It is realised phytosociological survey on the five most frequent types of vegetation – alliances *Loiseleurio peocumbentis* – *Vaccinion* Br.- Bl. in Br.- Bl. et Jeremy 1926, *Juncinion trifidi* Krajina 1933, *Calamagrostion Villose* Pawlowski et al. 1928, *Dryopterido filicis-maris* – *Athyrium distentifolii* Jeník et al. 1980 a *Genisto pilose* – *Vaccinion* Br.-Bl. 1926. There is watched cover of dominating species and species composition within each of the plant communities.

The most resistant is *Calamagrostion Villose* Pawlowski et al. 1928 and *Dryopterido filicis-maris* – *Athyrium distentifolii* Jeník et al. 1980 against human impact. Least resistant is *Loiseleurio peocumbentis* – *Vaccinion* Br.- Bl. in Br.- Bl. et Jeremy 1926, which regenerate after the termination the human impact. Number of species declines in the majority of plant communities after the termination the human impact.

Key words: alpine grassland, Hrubý Jeseník, mechanical disturbance, succession, regeneration

Prohlašuji, že jsem bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Marka Banaše, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Hradci nad Svitavou, 29.dubna 2011

.....

Podpis

Obsah

| | |
|----------------------------------------------------------|------|
| Seznam obrázků..... | vii |
| Seznam tabulek..... | viii |
| Seznam grafů | ix |
| Poděkování | x |
| 1. Úvod..... | 11 |
| 2. Cíle práce | 13 |
| 3. Materiál a metody | 14 |
| 3.1. Charakteristika zájmového území..... | 14 |
| 3.2. Studovaná rostlinná společenstva | 16 |
| 3.3. Výzkumné plochy a design sběru dat..... | 20 |
| 3.4. Statistické zpracování dat | 21 |
| 4. Výsledky..... | 23 |
| 4.1 Alpínská vřesoviště | 23 |
| 4.2 Acidofilní alpínské trávníky | 26 |
| 4.3 Subalpínské vysokostébelné trávníky | 29 |
| 4.4 Subalpínská kapradinová vegetace | 32 |
| 4.5 Podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště | 35 |
| 5. Diskuze..... | 38 |
| 6. Závěr | 45 |
| 7. Bibliografie..... | 47 |

Seznam obrázků

| | |
|-----------------------------------------------------------------|----|
| Obrázek 1: Lokalizace pozorovaných ploch (Bradáčová, 2007)..... | 17 |
|-----------------------------------------------------------------|----|

Seznam tabulek

| | |
|-----------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Tabulka 1: Analyse of Variance Table pro vřes obecný..... | 23 |
| Tabulka 2: Bonferroni (With Control) Multiple Comparison Test (Alpha=0.050; Error Term=AB DF=10; MSE=55.85556; Critical Value=3.1693), rok 2007 pro vřes obecný..... | 24 |
| Tabulka 3 : Bonferroni (With Control) Multiple Comparison Test (Alpha=0.050 Error Term=AB DF=10 MSE=235.3 Critical Value=3.1693), rok 2010 pro vřes obecný..... | 25 |
| Tabulka 4: Analysis of Variance a Table pro metličku křivolakou | 26 |
| Tabulka 5: Bonferroni (With Control) Multiple Comparison Test (Alpha=0.050 Error Term=AB DF=10 MSE=80.43333 Critical Value=3.1693) rok 2007 pro metličku..... | 27 |
| Tabulka 6: Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050, DF=10, MSE=147.4333, Critical Value=3.1693); rok 2010 pro metličku | 27 |
| Tabulka 7: Analyse of Variance Table pro třtinu chloupkatou | 29 |
| Tabulka 8: Bonferroni (with Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050; DF=10; MSE=282.4556; Critical Value=3.1693); rok 2007 pro třtinu chloupkatou ... | 30 |
| Tabulka 9: Průměrné pokryvnosti (%) třtiny chloupkaté v rocích, kdy nebyla zaznamenána statistická odlišnost | 30 |
| Tabulka 10: Analyse of Variance pro papratku horskou | 32 |
| Tabulka 11: Průměrné pokryvnosti (%) papratky horské 2008 – 2010..... | 33 |
| Tabulka 12: Analyse of Variance Table pro brusnici borůvku | 35 |
| Tabulka 13: Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050; DF=10 MSE=38.38889; Critical Value=3.1693); rok 2009; pro brusnici borůvku..... | 36 |
| Tabulka 14: Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050; DF=10 MSE=197.5889 ;Critical Value=3.1693); rok 2010, pro brusnici borůvku..... | 37 |

Seznam grafů

| | |
|-------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| Graf 1: Vývoj pokryvnosti vřesu obecného (2005 – 2010) | 23 |
| Graf 2: Průměrné početnosti druhů v závislosti na typu zásahu u alpínských vřesovišť . | 25 |
| Graf 3: Vývoj pokryvnosti metličky křivolaké (2005 – 2010) | 26 |
| Graf 4: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu u acidofilních subalpínských trávníků | 28 |
| Graf 5: Vývoj pokryvnosti třtiny chloupkaté (2005 - 2010) | 29 |
| Graf 6: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu u subalpínských vysokostébelných trávníků | 31 |
| Graf 7: Vývoj průměrné pokryvnosti papratky horské (2005 – 2010)..... | 32 |
| Graf 8: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu u subalpínské kapradinové vegetace | 34 |
| Graf 9: Vývoj průměrné pokryvnosti brusnice borůvky (2005 – 2010) | 36 |
| Graf 10: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu podhorských až subalpínských brusnicových vřesovišť | 37 |

Poděkování

Za pomoc při zpracování této bakalářské práce děkuji mému vedoucímu práce RNDr. Markovi Banašovi, Ph.D. Za odborné konzultace a cenné rady při statistickém zpracování dat děkuji RNDr. Martinu Duchoslavovi, Ph.D. Za pomoc v terénu děkuji Bc. Adéle Češkové a Ondřeji Popelkovi. Děkuji všem, kteří během psaní mé práce se o mě starali a podporovali mě. Děkuji.

V Hradci nad Svitavou, 29. dubna 2011

1. Úvod

Negativní důsledky využívání krajiny rozsahem i počtem jednotlivých událostí stále stoupají, a to i v chráněných územích. Proto dnes už nestačí jen průběžně pasivně sledovat tyto změny, ale hlavně je třeba hodnotit vegetaci hlediska změny v důsledku využívání krajiny. Jen tak budeme moci předcházet škodám, prakticky rozhodovat o výběru rekreačních ploch a tras, racionálně plánovat a regulovat počty návštěvníků podle únosnosti různých typů rostlinných společenstev (Jurko 1990).

V důsledku stále se zvyšující zastavěnosti území lidskými sídly a velkými průmyslovými areály, snížení počtu zeleně v centrech měst a zvyšující se lidské potřebě rekreace roste i tlak návštěvníků na chráněné oblasti a dosud nezastavěné plochy, především v chráněných krajinných oblastech a národních parcích. Lidská rozpínavost a outdoorové aktivity jsou druhou a čtvrtou hlavní udávanou příčinou rostoucího ohrožení druhů nejen ve Spojených státech amerických (Czech a další 2000; Maestas a další 2001). Ekologicky zaměřená a zážitková turistika je považována za světlově rozšiřující se trend rekreace (Buckley 2000).

Vliv návštěvníků na přírodní prostředí nezávisí pouze na celkovém počtu návštěvníků, ale také na typu aktivit a křehkosti ekosystémů (Cole a další 1988; Cole 1995d; André-Abellán a další 2005). Navíc stejné aktivity a počty návštěvníků mohou vyvolat různé dopady v lesním porostu oproti otevřenému nelesnímu společenstvu nebo na prudkém svahu oproti rovině (Hammit a další 1987; Marion a další 1996).

Způsob využívání krajiny, změny s ním spojené a především pak snižování bohatosti rostlinných společenstev má nejen ekologický, ale i sociologický význam. Obecně lze říci, že plochy s vysokou bohatostí druhů a rozličným složením jsou upřednostňovány při výběru zvláště chráněných lokalit (Braakhekke a další 1999).

Na území České republiky se stávají zájmovými lokalitami turistického ruchu především horská střediska, a to jak v letních tak i zimních měsících. V posledních letech je například v Krkonoších zaznamenávána roční návštěvnost kolem jednoho milionu

turistů a v Jeseníkách kolem půl milionu turistů (Banaš a další 2004). Přitom horské ekosystémy patří mezi velmi zranitelná společenstva.

Horské ekosystémy jsou velmi drsným prostředím pro růst a přežití rostlin, protože jsou charakterizovány nízkými průměrnými teplotami, krátkou vegetační sezónou, silnými větry a vysokým UV zářením (Hanley a další 1983; Phoenix a další 2000). Disturbance zde působící je důležitým faktorem ovlivňující šíření rostlin, protože významně mění sluneční a půdní podmínky (Putz 1983). Díky zmíněným faktorům jsou zdejší rostlinná společenstva více náchylná k zničení. I malé změny v jejich prostředí mohou způsobovat změny a ztráty některých taxonů.

Různorodost ve faktorech prostředí vede k ploškovitému charakteru alpínské a subalpínské vegetace (Wegener a další 1989). Podle typu (sekání, spásání) a intenzity (frekvence sečení, úrodnost půd, množství půdní vlhkosti, počet pasoucích se zvířat) využívání krajiny se vyvíjí typická rostlinná společenstva (Gómez-Sal a další 1992; Hruska a další 1993).

Jednotlivé typy vegetace reagují na zmíněné faktory různě. Za nejvíce resistantní sešlapům jsou považovány traviny, které odolávají lépe než byliny a keříčkovitá vegetace díky růstu v hustých trsech. Jsou také více resistantní díky vysoké rychlosti regenerace (Kollemäki 1973; Cole 1995; Malmivaara-Lämsä a další 2008). Keříčkovitá společenstva s vřesem obecným či borůvkou obecnou projevují zvýšení regenerační schopnosti těchto společenstev při úplném odstranění půdního krytu (Petříček 1999).

Horská primárně bezlesá společenstva jsou nejvíce chráněnými stanovišti a hlavními ochrannými prioritami v Evropě (Council of the European Communities 1992). Tato stanoviště mají vysokou socio-ekonomickou hodnotu díky tradičnímu způsobu obhospodařování. Příkladem tohoto hospodaření může být tradiční pastva, která podporuje zdejší ekonomiku, zachovává kulturní hodnoty a produkuje vysoce kvalitní potraviny (Luick 1998; Aldezabal 2001; Fillat a další 2008).

2. Cíle práce

Tato bakalářská práce navazuje na diplomové práce Mgr. Silvie Bradáčové a Bc. Adély Češkové, v nichž se obě dvě zabývaly vlivem vybraných lidských činností na subalpínská a alpínská rostlinná společenstva v lokalitě Petrovy kameny – Vysoká hole v Hrubém Jeseníku. Jejich práce spočívala v pětileté simulaci jednotlivých zásahů (různé intenzity sešlapů, seč a stržení drnu). Po roční pauze od ukončení jednotlivých zásahů jsem se na lokality vrátila s cílem sledovat další vývoj vegetace v jednotlivých společenstvech, tentokrát již bez provádění zásahů .

Hlavním cílem práce je tedy zaznamenání vývoje společenstev po ukončení jednotlivých zásahů člověka, sledovat nastalé změny v pokryvnosti nebo popřípadě v druhovém zastoupení a statisticky tyto změny vyhodnotit. Změny navíc budou srovnávány s přirozeným vývojem stavem vegetace, která je reprezentována pomocí kontrolních ploch.

Konkrétně byla studována tato rostlinná společenstva: acidofilní alpínské trávníky, alpínská vřesoviště, podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště, subalpínské vysokostébelné trávníky a subalpínská kapradinová vegetace.

3. Materiál a metody

3.1. Charakteristika zájmového území

Hrubý Jeseník je nejvyšším pohořím Východních Sudet s kerným reliéfem. Pohoří v centrální části dosahuje nejvyšších výšek v okolí Pradědu (1491 m n.m.) a na přilehlém ústředním hřebenu s plochým povrchem ve výškách od 1300 do 1460 m n.m.

Celou východní část Hrubého Jeseníku tvoří mohutná klenba, která byla podle říčky Desné označena jako klenba desenská. Proti klenbě keprnické nejsou v jejím jádře zastoupeny v takovém množství „ortoruly“ a převládajícími horninami jsou migmatity a pararuly. Klenba je rozdělena bělským zlomem na dvě části neboli kry – na kru pradědskou (kru Pradědu) a kru orlickou (kru Orlíku). V pradědské kře (zahrnující tzv. Pradědskou hornatinu) převládají pararuly nad migmatity, kdežto v kře orlické jsou tyto horniny přibližně v rovnováze (Pouba a další 1962).

Vysokoholský hřbet, jehož součástí jsou sledované plochy, je okrsek ve střední části Pradědské hornatiny budovaný krystalikem Hrubého Jeseníku zejména pararulami, pegmatity fylity a kvarcity vranských vrstev. Jedná se o vysoko vyzdviženou kru zemské kůry protaženou ve směru SV-JZ se zbytky vyzdvižené a kryogenně přemodelované holoroviny ve vrcholových částech s četnými kryogenními tvary (Demek a další 2006).

V chladných obdobích pleistocénu probíhaly na plošinách a na svazích kryogenní pochody, které dále modelovaly třetihorní georeliéf. Nad řadou plošin ční izolované skály a skalní hradby. Snížením plošin a na svazích vznikly stupně kryoplanačních terasy a jejich protnutím kryoplanační vrcholové plošiny (Demek a další 1994). Nad těmito terasami se nachází skalní Petrovy kameny, Vozka apod. s mrazovými sruby hříbovitého tvaru (Demek a další, 2006).

Svou zeměpisnou polohou náleží Hrubý Jeseník k mírnému klimatickému pásmu, do přechodné oblasti mezi oceánským a kontinentálním typem podnebí. Pro oblast je charakteristická značná proměnlivost počasí. Klima v nejvyšších partiích zejména s ohledem na teplotu vzduchu je obdobné klimatu ve skandinávských tundrách (Jeník 1961). Na Pradědu je v 54 % dnů v roce naměřen mráz, který se může objevit i

v nejteplejších měsících červenci a srpnu. Celkové množství srážek v polohách nad 1200 m n. m. může dosahovat až 1400 mm za rok. Značného ekologického významu nabývají horizontální srážky především jinovatka, námraza a ledovka (Demek a další 1994).

Výrazným klimatickým činitelem na vrcholcích hor jsou lokální větry, mezi nimiž nejhlavnější roli zaujímá orografický vítr Divoké Desné. Jeho koryto tvoří na severovýchodě střed hlavního hřebene, na jihozápadě vrchol Mravenečního až sedlo u Františkovy myslivny a Máj. Větry západních směrů narážejí na hlavní hřeben Hrubého Jeseníku a stáčejí se mírně k jihu proti toku Divoké Desné. V závěru tohoto údolí je vzdušný proud přinucen vystoupit až na úroveň hřebene v úseku mezi Petrovými Kameny, Vysokou holí a Kamzičником. Zdejší anemo-orografický systém patří mezi nejstálější v rámci celého Hrubého Jeseníku (Jeník 1961).

S anemo-orografickým systémem souvisí i půdní vlhkost na lokalitě. V exponovaných vrcholových partiích těchto systému je půda vysušována silným výparem a kde je zároveň nedostatek humusu a jemnozemi, které váží půdní vodu (Jeník 1961).

Národní přírodní rezervace Praděd byla vyhlášena v roce 1991 a vznikla sloučením bývalých státních přírodních rezervací Vrchol Pradědu (vyhlášena 1955), Malá kotlina (1955), Velká kotlina (1955), Petrovy kameny (1955), Divoký důl (1955) a Bílá Opava (1963). Celková výměra je 40 ha. Cílem je ochrana lesních porostů a alpínských holí, vázaných na geologický podklad a georeliéf nejvyšších poloh Jeseníků (Demek a další 1994).

V minulosti byla bezlesá místa využívána k rozličným činnostem, především pastvě. Masív Hrubého Jeseníku začal člověk vůbec využívat teprve od 15. -16. století, a to po stránce honební, produkce dřeva a v neposlední řadě i jako doplňku zemědělské základny. Nejpozději začátkem 18. století se už v celém prostoru prováděla pastva, zejména ovcí, která se tu pak stala téměř po 200 let běžným zjevem. Nejvyššího rozsahu dosáhla pravděpodobně na východním svahu Pradědu v prostoru někdejšího panství Bruntál, kde se pastvilo od Petrových kamenů přes Malou holi až po Velkou kotlinu nad

prameny Moravice. Úpadek pastvy ovcí nastal až v polovině minulého století (Hošek 1973).

Pastva několik století sloužila k udržování například vřesovišť, ale pokud byla nevhodně realizována, mohla rostlinná společenstva vážně poničit, snížit diverzitu rostlin a potenciálně i narušit koloběh živin na lokalitě, především pak v místech s alpskou vegetací (Britton a další 2005).

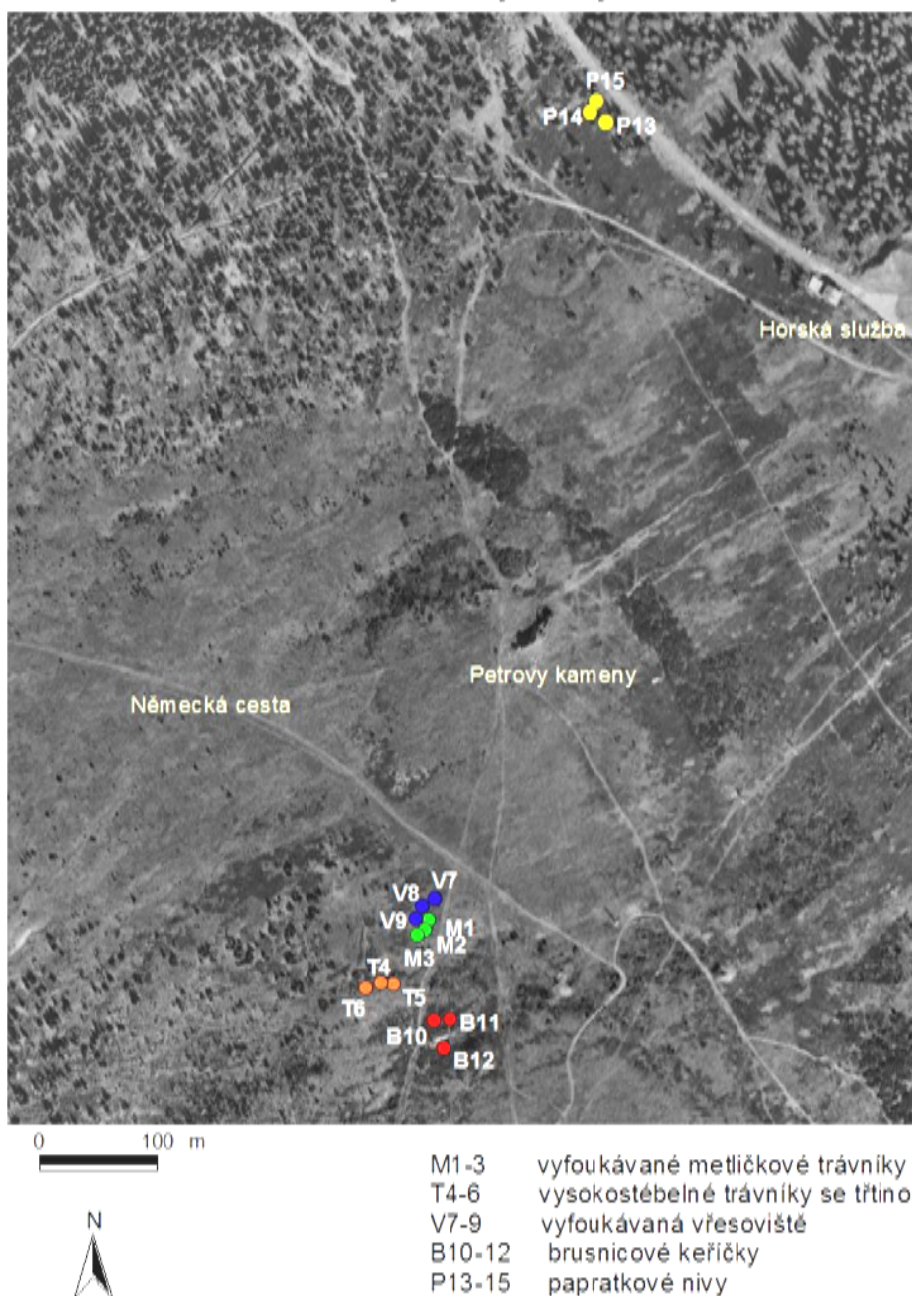
V současných dnech je NPR ohrožena masivními rekreačními aktivitami jak v letním tak v zimním období, kdy se jedná především o sjezdové lyžování (Buček, a další, 2004). Jednotlivé rekreační činnosti výrazně zasahují do fungování a vývoje typických bezlesích společenstev tzv. holí. Kromě sešlapání vegetace existují i další důležité činitele jako je fragmentace vegetačního pokryvu či změna složení atmosférických srážek. To způsobuje eutrofizaci půdy a změnu rostlinného složení (Thimonier a další 1992; Hamberg a další 2008; Malmivaara-Lämsä a další 2008).

3.2. Studovaná rostlinná společenstva

Plochy, na kterých byl prováděn experiment, se nacházejí v místech alpského a subalpského bezlesí. Celková plocha alpského bezlesí v NPR Praděd je 583 ha, z toho na lokalitu Vysoká hole – Jelení hřbet připadá přes 458 ha (Král 2009).

Plochy byly vybrány tak, aby zaujímaly pět nejčastějších společenstev alpského bezlesí Vysokých Sudet. Mezi vybraná společenstva patří (1) alpská vřesoviště svazu *Loiseleurio peocumbentis* – *Vaccinion* Br.- Bl. in Br.- Bl. et Jeremy 1926, (2) acidofilní alpské trávníky svazu *Juncinion trifidi* Krajina 1933, (3) subalpské vysokostébelné trávníky svazu *Calamagrostion villose* Pawlowski et al. 1928, (4) subalpská kapradinová vegetace svazu *Dryopterido filicis-maris* – *Athyrium distentifolii* Jeník et al. 1980 a (5) podhorská až subalpská brusnicová vřesoviště svazu *Genisto pilose* – *Vaccinion* Br.-Bl. 1926 (Chytrý 2010).

**Lokalizace trvalých ploch pro sledování simulací mechanické disturbance
Jeseníky - Petrovy kameny**



Obrázek 1: Lokalizace pozorovaných ploch (Bradáčová 2007)

Alpínská vřesoviště

Pozorovaná plocha se řadí do svazu *Loiseleurio peocumbentis* – *Vaccinion Br.- Bl.* in *Br.- Bl. et Jeremy 1926*, asociace *Avenello flexuosae* – *Callunetum vulgaris* Zlatník 1925. Pro společenstvo jsou typické nízké porosty s dominantním vřesem obecným pokrývajícím až 80% plochy a dále s metličkou křivolakou nebo s ostřicí bigelowou. V těchto společenstvech bývá často dobře vyvinuté mechové patro. Alpínská vřesoviště

se vyskytují nad horní hranicí lesa ve výškách nad 1400 m n. m. a jejich rozšíření je omezeno na tzv. kryo-eolickou zónu. Jde o většinou konvexní tvary na nejextrémnějších stanovištích návětrných stran s výrazně se projevující erozí a abrazí. Vřesoviště rostou na nejsušších místech subalpínského i alpínského stupně s nízkou sněhovou pokrývkou (Chytrý 2010).

Sledovaná plocha se nachází mezi Petrovými kameny a vrcholem Vysoké hole na návětrné straně anemo-orografického systému Divoké Desné. Abiotické podmínky jsou přesně vystiženy již v definici společenstva výše. Plocha leží v nadmořské výšce asi 1440 m n. m. a částečně ještě zasahuje do horní hranice lesa. Stanoviště má rovinný charakter bez výrazných prohlubenin a pouze s mírným sklonem.

Acidofilní alpínské trávníky

Společenstva acidofilních alpínských trávníků jsou pozorována na příkladu svazu *Juncinion trifidi* Krajina 1933 asociace *Cetrario-festucetum supinae* Jeník 1961 (kostřavové alpínské trávníky s lišejníky) varianta *Avenella flexuosa* odpovídající subasociaci *Cetrario-Festucetum supinae deschampsiotosum* Rozsypalová in Burešová 1976 s dominantní *Avenella flexuosa*. Trávníky jsou charakteristické nízkým vzrůstem s rozvolněným porostem s pokrývností kolem 60 %. Dominantami vyspaných trávníků bývá kostřava nízká a metlička křivolaká (Chytrý 2010).

Společenstva jsou typická svým rozšířením na silně vyfoukávaných plochách s vysokou erozí a abrazí. Silný účinek větru se projevuje v poškozování nadzemních částí rostlin a také silným vysušováním. V zimních měsících se v důsledku vyfoukávání sněhová pokrývka pohybuje kolem 20 – 40 cm (Chytrý 2010).

Pozorované plochy se nacházejí na spojnici Petrových kamenů a vrcholu Vysoké hole, jižním směrem od bývalé vojenské cesty. Nadmořská výška se pohybuje kolem 1440 m n. m. Plocha má rovinný charakter s nulovým sklonem. Do vymezených plošek nezasahuje smrková vegetace, celá pozorovací plocha se nachází nad horní hranicí lesa.

Subalpínské vysokostébelné trávníky

Toto typické subalpínské společenstvo je sledováno na asociaci *Crepido conyzifoliae* – *Calamagrostietum villosae* (Zlatník 1925) Jeník 1961. Společenstvo je

označováno jako subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou. Subalpínské trávníky s třtinou chloupkatou jsou druhově poměrně bohaté, zpravidla zcela zapojené trávníky. Dominantní třtina chloupkatá dosahuje výšek kolem 30 – 40 cm. Mechové patro je jen slabě vyvinuto.

Společenstvo se vyskytuje hlavně v závětrných stranách, zpravidla v karech. Vyskytuje se v supramontánním a subalpínském stupni ve výškách kolem 1200 m n. m. Sníh zabraňuje promrzání půdního profilu. Půdy jsou podzoly hluboké kolem 30 cm, vysychavé s dostatečným množstvím humusu (Chytrý 2010).

Pozorované plochy se nacházejí severozápadně od vrcholu Vysoké hole v nadmořské výšce kolem 1420 m n.m. Průměrný sklon plochy je 5°. Lokalita se nachází mimo dosah hlavních větrných proudů, a tudíž zde nedochází k výraznější větrné erozi. Plochy jsou v místech vrchní části horní hranice lesa s roztroušenými smrky.

Subalpínská kapradinová vegetace

Svaz *Drypretido filicis-maritis* – *Athyrium distentifolii* je zastoupen asociací *Adenostylo alliariae* - *Athyrietum distentifolii* (Zlatník 1928) Jeník 1961, což je tzv. subalpínská kapradinová vegetace s papratkou horskou. Porosty jsou druhově chudé, s dominantní papratkou horskou dosahující výšek 60 – 100 cm. Mechové patro je zpravidla slabě vyvinuto, protože pod papratkovými porosty se vytváří silná vrstva surového humusu.

Papratkové porosty se vyskytují většinou na závětrných svazích severní až východní orientace. Jde o vlhká, často zastíněná stanoviště při horní hranici lesa, kde nelesní papratkou porosty často plynule přecházejí v podrost papratkových smrčín. V zimě se zde hromadí mohutná sněhová pokrývka, která zajišťuje tepelnou ochranu proti pozdějším mrazům, ke kterým je papratka náchylná (Chytrý 2010).

Plocha se nachází západně od turistické chaty Ovčárna. Sklon svahu je kolem 35° s východní orientací. Plochy se nachází v roztroušeném smrkovém porostu mimo prostor lyžařských sjezdovek. Nadmořská výška je kolem 1410 m n.m.

Podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště

Brusnicová vřesoviště jsou na sledovaných plochách zastoupena asociací *Festuco supinae- Vaccinietum myrtilli* Šmarda 1950. Tato společenstva jsou označována jako subalpínská borůvková vegetace, která jsou typická zapojenými porosty s dominantní borůvkou, vysoké kolem 40 cm. Borůvková vegetace roste nad horní hranicí lesa. Příměs tvoří i brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*) popřípadě traviny (např. *Avenella flexuosa*, *Luzula luzuloides* nebo *Calamagrostis villosa*).

Subalpínská borůvková vegetace je rozšířena v blízkosti horní hranice lesa v nadmořských výškách 1200 – 1400 m n.m. Vegetace se vyhýbá vyfoukávaným vrcholovým polohám. Na rozdíl od alpínské keříčkové vegetace s vřesem je v zimě kryta mocnou sněhovou pokrývkou, která poskytuje ochranu před mrazem a silným větrem. Opad stařiny vytváří silnou vrstvu humusu (Chytrý 2010).

3.3. Výzkumné plochy a design sběru dat

Výzkumné plochy se nacházejí asi 300 – 600 m severozápadně od vrcholu Vysoké hole a severně od Petrových kamenů (v případě kapradinových porostů) v nadmořské výšce v rozmezí 1310 – 1450 m n.m. Terén je svažité s průměrným sklonem okolo 10° se severozápadní expozicí. Plochy jsou situovány na návětrném svahu Vysoké hole a závětrném severním svahu Petrových kamenů.

Experimentální plochy byly založeny v roce 2004 tak, aby obsahovaly hlavní rostlinná společenstva typická pro bezlesou vegetaci nad horní hranicí lesa v Hrubém Jeseníku. V každém ze sledovaných společenstev se nachází tři bloky založených trvalých ploch. Blok je v případě kapradinové vegetace tvořen šesti plochami s hranou délky 1 m a 1,5 m. Mezi jednotlivými plochami je vynecháno místo pro pohyb při provádění experimentálních zásahů a pohyb při sledování pokryvnosti. Každá plocha je navíc rozdělena do devíti podplošek o stejné velikosti.

V rámci jednoho bloku byl k jednotlivým plochám vybrán druh zásahu. Jednalo se o stržení drnu, které bylo prováděno jednorázově v rok zahájení experimentu, tři intenzity sešlapu, stříhání biomasy a jedna plocha sloužila jako kontrola. Podrobnější

popis prováděných zásahů lze nalézt v diplomové práci Mgr. Silvie Bradáčové (Bradáčová 2007). Po pěti letech (tj. roku 2009) byl experiment ukončen. Od roku 2010 není na plochách simulován zásah a provádí se pouze odečet pokryvností podle modifikované Braun – Blanquetovi stupnice.

5= víc než 75 %

4= 50 – 75 %

3= 25 až 50 %

2= 5 až 25 %

1 = 1 až 5 %

+ = méně než 1 %

(Jurko 1990)

Získaná data jsou zaznamenána do tabulek v programu MS Excel, kde v řádcích jsou zaznamenávány jednotlivé druhy v rámci společenstev a ve sloupci pokryvnosti v podploškách podle výše uvedené tabulky.

3.4. Statistické zpracování dat

Pro statistické zpracování byly vybrány vždy dominantní druhy v daném společenstvu. Společenstvo alpínských vřesovišť reprezentuje vřes obecný, acidofilní alpínské trávníky jsou zastoupeny metličkou křivolakou, subalpínské vysokostébelné trávníky třtinou chloupkatou, v rámci subalpínské kapradinové vegetace budou statisticky zpracována data papratky horské a podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště budou zastoupena borůvkou obecnou.

Tabulky pro statistické zpracování ve sloupcích zaznamenávají vždy pro jednotlivé společenstvo rok sledování (2005 rok 1 až 2010 rok 6), blok (1-3), plochu (1-6), zásah (1 - sešlap 50 fyzických přechodů, 2 – sešlap 100 fyzických přechodů, 3 – sešlap 300 fyzických přechodů, 4 – stržení drnu, 5 – stříhání biomasy, 6 – kontrola) a průměrné pokryvnosti pro plochu (vypočítané jako průměr z devíti podplošek, kde 5 je 100 % a r je 1 %). Statistické srovnání dat je prováděno v programu NCSS 2007.

Pro porovnání vývoje jednotlivých společenstev během šesti let jsem použila test Repeated Measure ANOVA. Ten posoudil, zda rozdíly v jednotlivých zásazích byly signifikantní a jestli existuje interakce mezi časem a typem zásahu. Blok byl dosazen jako randomizací faktor, zásah a čas jako fixní faktory.

Pro zjištění, zdali jsou zásahy rozlišné v jednotlivých časech, byl použit GLM ANOVA test (General linear models) v blokovém uspořádání. Každý rok byl testován zvlášť. Blok byl dosazen jako randomizací faktor, zásah jako faktor fixní. Pro porovnání, které zásahy se mezi sebou a hlavně s kontrolou nejvíce liší, byl použit Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test. K interpretaci výsledků byly použity výstupy statistických analýz a tabulky pokrývností.

4. Výsledky

4.1 Alpínská vřesoviště

Statistický test prokázal, že je signifikantní vliv zásahu a času na vegetaci alpínských vřesovišť. Byla potvrzena interakce mezi časem a zásahem (viz tab. 1).

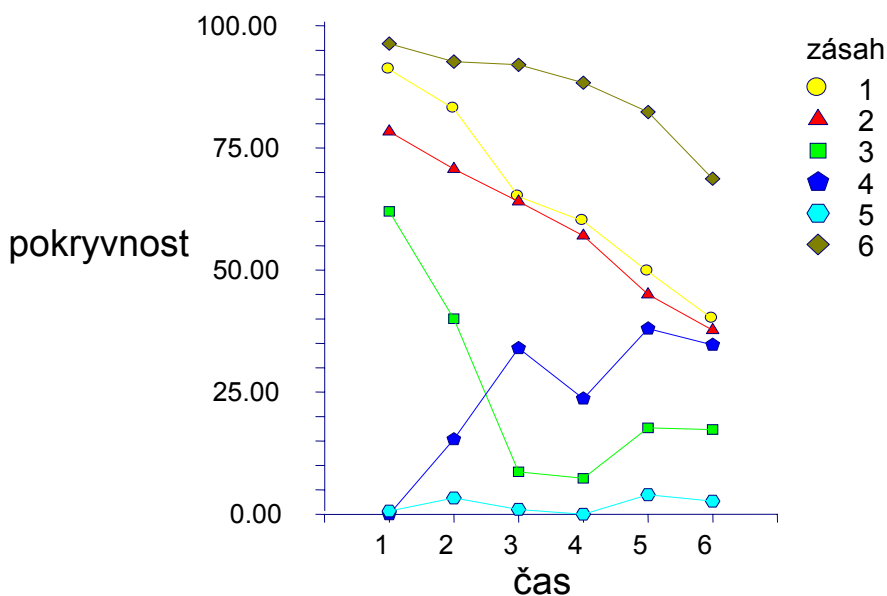
Tabulka 1: Analyse of Variance Table pro vřes obecný

| Source Term | DF | Mean Square | F-Ratio | Prob Level | Power (Alpha=0.05) |
|------------------|-----|-------------|---------|------------|--------------------|
| A: blok | 2 | 402.5833 | | | |
| B: zásah | 5 | 17908.22 | 69.67 | 0.000000* | 1.000000 |
| AB | 10 | 257.0389 | | | |
| C(AB): plocha | 0 | | | | |
| D: čas | 5 | 1127.778 | 8.58 | 0.002189* | 0.983186 |
| AD | 10 | 131.4278 | | | |
| BD | 25 | 606.6934 | 10.69 | 0.000000* | 1.000000 |
| ABD | 50 | 56.73667 | | | |
| CD(AB) | 0 | | | | |
| S | 0 | | | | |
| Total (Adjusted) | 107 | | | | |
| Total | 108 | | | | |

* Term significant at alpha = 0.05

Reakce pokryvnosti se mění u jednotlivých zásahů jinak v čase, což lze vidět na grafu 1. Kromě zásahu 5 (sestřih biomasy) a 4 (stržení drnu) pokryvnost oproti prvnímu roku na všech plochách klesla.

Graf 1: Vývoj pokryvnosti vřesu obecného (2005 – 2010)



Největší pokles v pokryvnosti prvních třech letech jsou zaznamenávány na plochách s experimentálním nejsilnějším sešlapem. Pokles v průměrné pokryvnosti je však zaznamenáván i na ostatních plochách, kde byl experimentálně prováděn sešlap. Poslední rok (2010) byl sledován pokles na všech sledovaných plochách včetně kontrolní plochy.

GML testy ukázaly, že nejvíce odlišné od kontroly v roce 2005 (tj. rok po založení pokusů) jsou stanoviště se zásahem 4 – stržení drhnu, 5 – sestřih a 3, kde byla prováděna nejvyšší intenzita sešlapu ploše. Naopak zásahy nižších intenzit sešlapů jsou od kontroly statisticky nerozlišitelné.

Třetí rok po založení experimentu byly od kontrolní plochy statisticky odlišné všechny ostatní plochy. Plochy s nejmenšími intenzitami zásahu (1 a 2) byly od sebe statisticky nerozpoznatelné. Stejně tak plochy 3 a 5 se od sebe statisticky neliší. Nejvíce odlišitelné od ostatních ploch byly plochy kontrolní a plochy, kde byl stržen drn.

Tabulka 2: Bonferroni (With Control) Multiple Comparison Test (Alpha=0.050; Error Term=AB DF=10; MSE=55.85556; Critical Value=3.1693), rok 2007 pro vřes obecný

| Control Group (zásah) | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|-----------------------|-------|----------|---------------------------------|
| 5 | 3 | 1 | 4, 2, 1, 6 |
| 3 | 3 | 8.666667 | 4, 2, 1, 6 |
| 4 | 3 | 34 | 5, 3, 2, 1, 6 |
| 2 | 3 | 64 | 5, 3, 4, 6 |
| 1 | 3 | 65 | 5, 3, 4, 6 |
| 6 | 3 | 92 | 5, 3, 4, 2, 1 |

V roce 2009 byl ukončen experiment. V roce 2010 byly od kontrolní plochy statisticky odlišné pouze plochy se zásahy 3 a 5 (viz tab. 3). Vzájemně mezi sebou se jednotlivé zásahy již nelišily. Odlišnost mezi plochami mimo kontrolu (1 – 5) nebyly statisticky odlišné. Nejvíce podobné pokryvnosti měly plochy se dvěma nejnižšími pokryvnostmi (1, 2) a plocha, kde bylo provedeno stržení drnu.

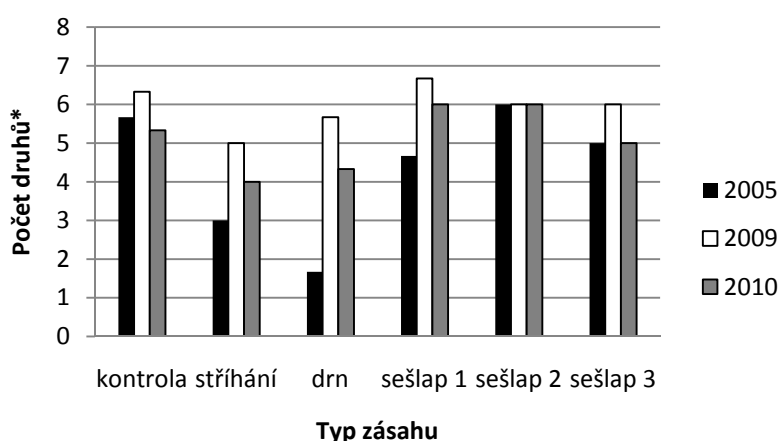
Tabulka 3 : Bonferroni (With Control) Multiple Comparison Test (Alpha=0.050 Error Term=AB DF=10 MSE=235.3 Critical Value=3.1693), rok 2010 pro vřes obecný

| Control Group (zásah) | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|-----------------------|-------|-----------|---------------------------------|
| 5 | 3 | 2.666667 | 6 |
| 3 | 3 | 17.333333 | 6 |
| 4 | 3 | 34.666667 | |
| 2 | 3 | 37.666667 | |
| 1 | 3 | 40 | |
| 6 | 3 | 68.666666 | 5, 3 |

Pokud se podíváme na druhové zastoupení, zjistíme, že setrvalý stav v průměrném počtu druhů (počítán průměr ze tří bloků ke každému zásahu zvlášť) byl na stanovištích se střením intenzitou sešlapu. Na kontrolní ploše došlo k poklesu druhů a to vzhledem k poslednímu roku provádění zásahů, tak roku 2005, kdy byl zásah poprvé proveden. Na plochách s nejvyšší intenzitou sešlapu došlo k poklesu oproti roku 2009, ale počet druhů se vyrovnal roku 2005.

Na ostatních plochách došlo vždy k poklesu počtu druhů na ploše oproti roku 2009 a to v některých případech i o více jak jeden druh (drn). Na těchto plochách došlo k nárůstu počtu druhů oproti roku 2005. Vyšší počet druhů než na kontrolním stanovišti byl v roce 2010 v případě sešlapu 1 a 2.

Graf 2: Průměrné početnosti druhů v závislosti na typu zásahu u alpínských vřesovišť



* průměrný počet druhů vypočítaný jako průměr počtu druhů v bloku příslušného zásahu

4.2 Acidofilní alpínské trávníky

Toto společenstvo bylo reprezentováno dominantní metličkou křivolakou. Přestože i zde byl prokázán vliv zásahů a času na vývoj společenstva, síla testu byla nižší než u předchozího společenstva. Byla prokázána interakce času a zásahu a jejich vliv na společenstvo. Změna v pokryvnosti je způsobena časem a druhem zásahu (viz tab. 4)

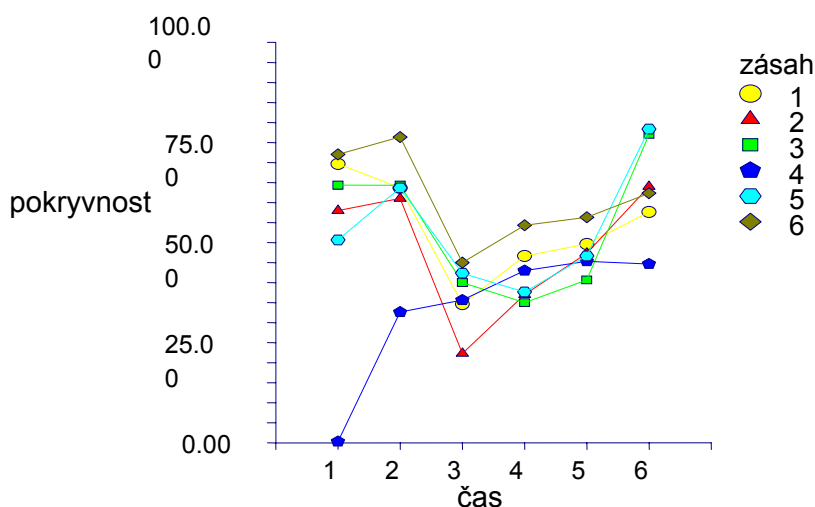
Tabulka 4: Analysis of Variance a Table pro metličku křivolakou

| Source Term | DF | Mean Square | F-Ratio | Prob Level | Power (Alpha=0.05) |
|------------------|-----|-------------|---------|------------|--------------------|
| A: blok | 2 | 696.0648 | | | |
| B: zásah | 5 | 1542.031 | 5.48 | 0.0109* | 0.890765 |
| AB | 10 | 281.3759 | | | |
| C(AB): plocha | 0 | | | | |
| D: cas | 5 | 1975.765 | 5.14 | 0.0136* | 0.868155 |
| AD | 10 | 384.5759 | | | |
| BD | 25 | 429.1293 | 3.93 | 0.0000* | 0.999954 |
| ABD | 50 | 109.1137 | | | |
| CD(AB) | 0 | | | | |
| S | 0 | | | | |
| Total (Adjusted) | 107 | | | | |
| Total | 108 | | | | |

* Term significant at alpha = 0.05

Z následujícího grafu lze vidět, že většina zásahů měla na společenstvo negativní dopad v prvních třech letech. Po této době docházelo k postupnému narůstání pokryvnosti a po ukončení zásahů (tzn. v roce 6) některá společenstva zaznamenala výrazný vzestup (3, 5).

Graf 3: Vývoj pokryvnosti metličky křivolaké (2005 – 2010)



První rok po zahájení experimentu se zřetelně od ostatních ploch vylišovaly pouze plochy se zásahem 4 (stržení drnu). Ostatní zásahy neměly podle Bonferroniho testu společenstva statisticky rozlišitelný účinek ($\text{Alpha}=0.050$; $\text{DF}=10$; $\text{MSE}=163.3667$; $\text{Critical Value}=3.1693$).

Změna v podobnosti experimentálních ploch nastává ve třetím roce, kdy již statisticky neexistuje rozlišnost. Všechny plochy jsou si statisticky podobné, přestože plochy se střední intenzitou sešlapu (2) jsou lehce podprůměrné. Významný pokles v pokryvnosti ve třetím roce zaznamenávají ovšem všechny plochy včetně kontroly.

Tabulka 5: Bonferroni (With Control) Multiple Comparison Test ($\text{Alpha}=0.050$ Error Term=AB $\text{DF}=10$ $\text{MSE}=80.43333$ $\text{Critical Value}=3.1693$) rok 2007 pro metličku

| Control Group | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|---------------|-------|----------|---------------------------------|
| 2 | 3 | 22.33333 | |
| 1 | 3 | 34.66667 | |
| 4 | 3 | 35.66667 | |
| 3 | 3 | 40 | |
| 5 | 3 | 42.33333 | |
| 6 | 3 | 45 | |

Rok po ukončení zásahů se projevil nárůst pokryvnosti na plochách, kde byl experimentálně prováděn sešlap nejvyšší intenzity (3) a sestřih vegetace (5). Tyto plochy mají dokonce větší průměrnou pokryvnost metličkou než plochy kontrolní. Plochy se zásahem 3 a 5 se statisticky odlišují od ploch, kde byl stržen drn. Na plochách se stržením drnu je nejmenší průměrná pokryvnost v rámci společenstva.

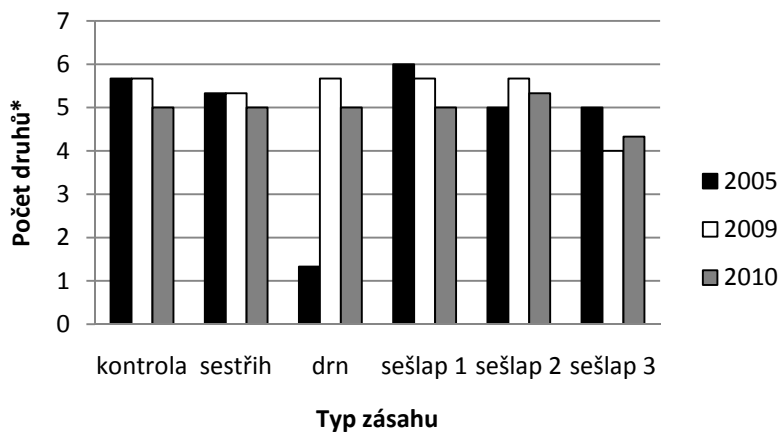
Tabulka 6: Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test ($\text{Alpha}=0.050$, $\text{DF}=10$, $\text{MSE}=147.4333$, $\text{Critical Value}=3.1693$); rok 2010 pro metličku

| Control Group | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|---------------|-------|----------|---------------------------------|
| 4 | 3 | 44.66667 | 3, 5 |
| 1 | 3 | 57.66667 | |
| 6 | 3 | 62.33333 | |
| 2 | 3 | 64 | |
| 3 | 3 | 77 | 4 |
| 5 | 3 | 78.33334 | 4 |

V případě ploch acidofilních subalpínských trávníků došlo k poklesu průměrného počtu druhů u všech stanovišť mimo plochy se sešlapem 3. U ploch se stržením drnu a

sešlapem 2 došlo k poklesu počtu druhů oproti roku 2005. Počet druhů u kontrolních ploch a ploch se sestřiháním je vyrovnaný v roce 2005 a 2009, v roce 2010 dochází k poklesu. U sešlapu 2 a 3 došlo k navýšení počtu druhů oproti roku 2005.

Graf 4: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu u acidofilních subalpínských trávníků



* průměrný počet druhů vypočítaný jako průměr počtu druhů v bloku příslušného zásahu

4.3 Subalpínské vysokostébelné trávniky

Na experimentálných plochách s trtinou chloupkatou, ktorá je dominantným druhom v námi sledovaných plochách subalpínských vysokostébelných trávniků, nebyl statisticky potvrzen vliv samotného zásahu na druh. Byl prokázán vliv změny času na společenstvo. Vzájemná interakce času a zásahu byla statisticky signifikantní s vysokou hodnotou síly testu (viz tab. 7).

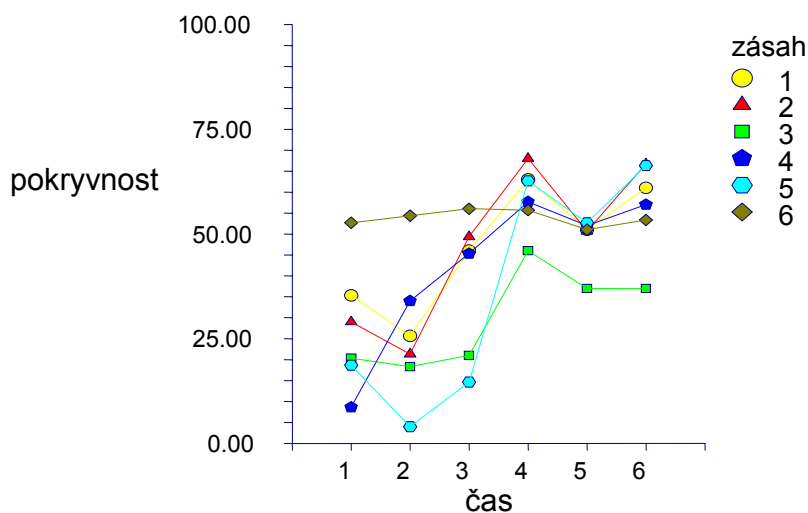
Tabulka 7: Analyse of Variance Table pro trtinu chloupkatou

| Source Term | DF | Mean Square | F-Ratio | Prob Level | Power (Alpha=0.05) |
|------------------|-----|-------------|---------|------------|--------------------|
| A: blok | 2 | 3814.287 | | | |
| B: zásah | 5 | 1319.459 | 1.10 | 0.416588 | 0.248976 |
| AB | 10 | 1196.031 | | | |
| C(AB): plocha | 0 | | | | |
| D: cas | 5 | 3672.259 | 9.44 | 0.001515* | 0.990386 |
| AD | 10 | 389.1315 | | | |
| BD | 25 | 347.1304 | 5.10 | 0.000001* | 1.000000 |
| ABD | 50 | 68.10259 | | | |
| CD(AB) | 0 | | | | |
| Total (Adjusted) | 107 | 60522.18 | | | |
| Total | 108 | | | | |

* Term significant at alpha = 0.05

Z následujícího grafu lze vidět, že nejvyšší nárůst pokryvnosti během prvních čtyř let zaznamenala třtina na plochách s experimentálním stržením drnu. Mezi druhým (2006) a čtvrtým (2008) rokem experimentu byl nejvyšší nárůst průměrné pokryvnosti u plošek se zásahem 1, 2 a 5. V roce 2009 byl sledován pokles průměrné pokryvnosti na všech plochách.

Graf 5: Vývoj pokryvnosti třtiny chloupkaté (2005 - 2010)



První rok byly od kontroly statisticky odlišné pouze plochy s experimentálním stržením drnu. Následující rok se projevil výraznější pokles v průměrné pokryvnosti u ploch se sestřiháním. Tyto plochy jako jediné byly rozdílné od ploch kontrol. Třetí rok nebyl statistický rozdíl mezi jednotlivými zásahy, ačkoliv nejmenší pokryvnost u ploch 5 byla 14.67 % a nejvyšší pokryvnost u ploch kontrolních byla 56%.

Tabulka 8: Bonferroni (with Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050; DF=10; MSE=282.4556; Critical Value=3.1693); rok 2007 pro třtinu chloupkatou

| Control Group | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|---------------|-------|----------|---------------------------------|
| 5 | 3 | 14.66667 | |
| 3 | 3 | 21 | |
| 4 | 3 | 45.33333 | |
| 1 | 3 | 46 | |
| 2 | 3 | 49.33333 | |
| 6 | 3 | 56 | |

V pátém roce byl zaznamenán pokles v průměrných pokryvnostech u všech druhů zásahů. Po ukončení zásahů průměrná pokryvnost vzrostla, ale kromě zásahu 5 nedosáhla průměrné pokryvnosti roku 2008. U zásahu 3 (nejvyšší intenzita sešlapu) zůstala průměrná pokryvnost na stejné intenzitě jako předešlý rok. Nejvyšší nárůst pokryvnosti po ukončení zásahů byl zaznamenán na plochách se zásahy 5 a 2. Průběh průměrných pokryvností mezi lety 2008 až 2010 je vidět v následující tabulce.

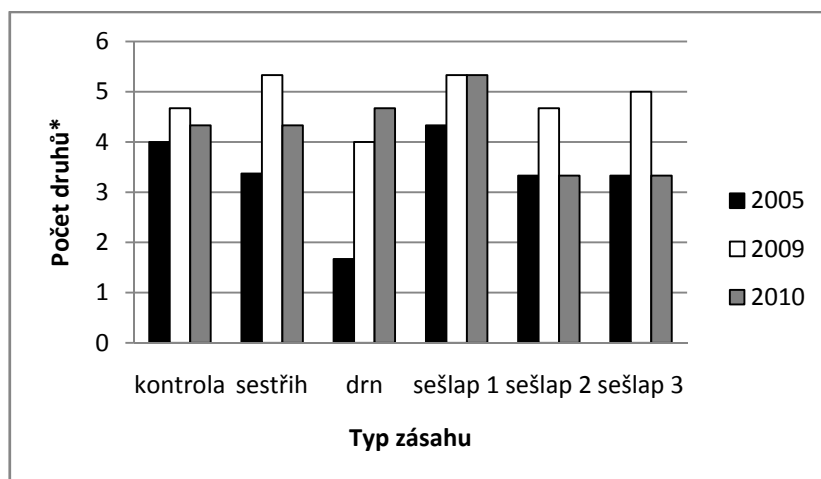
Tabulka 9: Průměrné pokryvnosti (%) třtiny chloupkaté v rocích, kdy nebyla zaznamenána statistická odlišnost

| Typ zásahu | Rok 2008 | Rok 2009 | Rok 2010 |
|------------|----------|----------|----------|
| 1 | 63.00 | 51.00 | 61.00 |
| 2 | 68.00 | 50.67 | 66.67 |
| 3 | 46.00 | 37.00 | 37.00 |
| 4 | 57.67 | 52.00 | 57.00 |
| 5 | 62.67 | 52.67 | 66.33 |
| 6 | 55.67 | 51.00 | 53.33 |

K poklesu průměrného počtu druhů oproti roku 2009 došlo u subalpínských vysokostébelných trávníků na všech plochách mimo plochy se stržením drnu a sešlapem 1, kdy je počet druhů stejný. V případě dalších dvou intenzit sešlapů došlo k vyrovnání průměrného počtu druhů jako v roce 2005.

Vyšší průměrnou druhovou bohatost v roce 2010 než na kontrolních plochách nalezneme u ploch se strženým drnem a sešlapem 1. V případě sestřihu je průměrný počet druhů v roce 2010 stejný jako u kontrolních ploch. Ve všech případech je průměrný počet druhů stejný nebo vyšší než v roce 2005.

Graf 6: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu u subalpínských vysokostébelných trávníků



* průměrný počet druhů vypočítaný jako průměr počtu druhů v bloku příslušného zásahu

4.4 Subalpínská kapradinová vegetace

Subalpínskou kapradňovou vegetaci zastupuje ve statistických analýzách dominantní papratka horská. Repeated Measure ANOVA potvrdila vliv zásahu, času a vliv interakce času a zásahu na papratku horskou. Síla testu při $\alpha = 0.05$ byl 100 %.

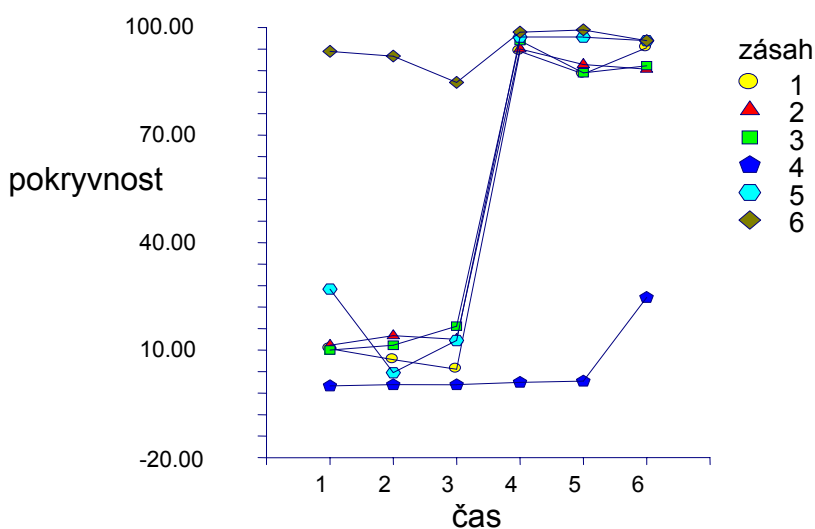
Tabulka 10: Analyse of Variance pro papratku horskou

| Source Term | DF | Mean Square | F-Ratio | Prob Level | Power (Alpha=0.05) |
|------------------|-----|-------------|---------|------------|--------------------|
| A: blok | 2 | 146.287 | | | |
| B: zásah | 5 | 14512.06 | 303.05 | 0.000000* | 1.000000 |
| AB | 10 | 47.88704 | | | |
| C(AB): plochax | 0 | | | | |
| D: čas | 5 | 17388.21 | 869.01 | 0.000000* | 1.000000 |
| AD | 10 | 20.00926 | | | |
| BD | 25 | 1344.735 | 45.98 | 0.000000* | 1.000000 |
| ABD | 50 | 29.24926 | | | |
| CD(AB) | 0 | | | | |
| S | 0 | | | | |
| Total (Adjusted) | 107 | 195553.7 | | | |
| Total | 108 | | | | |

* Term significant at alpha = 0.05

Největší změna v průběhu sledování daných ploch papratky byla zaznamenána čtvrtý rok po zahájení experimentu. Mezi 3. a 4. rokem experimentu vzrostla pokryvnost především ploch se zásahy 1, 2, 3 a 5. Mírný nárůst pokryvnosti byl ve 4. roce zjištěn i u kontrolních stanovišť (6). Od 4. roku je jedinými statisticky lišícími se plochami plochy se strženým dnem.

Graf 7: Vývoj průměrné pokryvnosti papratky horské (2005 – 2010)



Rok po ukončení zásahu vzrostla pokryvnost na ploškách se zásahy 1 a 3. Na ploše se zásahy 3 byl nárůst jen minimální. Plochy se zásahy 2, 5 a kontrolní plochy (zásah 6) zaznamenaly pokles v průměrné pokryvnosti. Na kontrolních plochách došlo k mírnému poklesu v průměrné pokryvnosti oproti k roku 2009 (ukončení experimentu). Na plochách se zásahy 2 došlo k výraznému poklesu mezi roky 2008 a 2009. Po ukončení experimentu došlo jen k mírnému poklesu, stejně jako na kontrolních plochách. Plochy se stříhanou biomasou mají stagnující nebo jen mírně klesající průměrnou pokryvnost.

Na plochách s experimentálním nejnižším sešlapem po ukončení sešlapávání došlo k nárůstu průměrné pokryvnosti, která je i mírně vyšší než v roce 2008. Mezi roky 2008 a 2009 došlo na těchto plochách k poklesu.

Přestože na plochách s nejvyšší intenzitou sešlapu došlo k poklesu mezi roky 2008 a 2009, rok po ukončení experimentu byl zaznamenán mírný nárůst průměrných pokryvností na plochách. Nejvyšší nárůst v průměrné pokryvnosti po ukončení experimentu byl zaznamenán na plochách s odstraněným drnem, kde se pokryvnost zvýšila o necelých 25%.

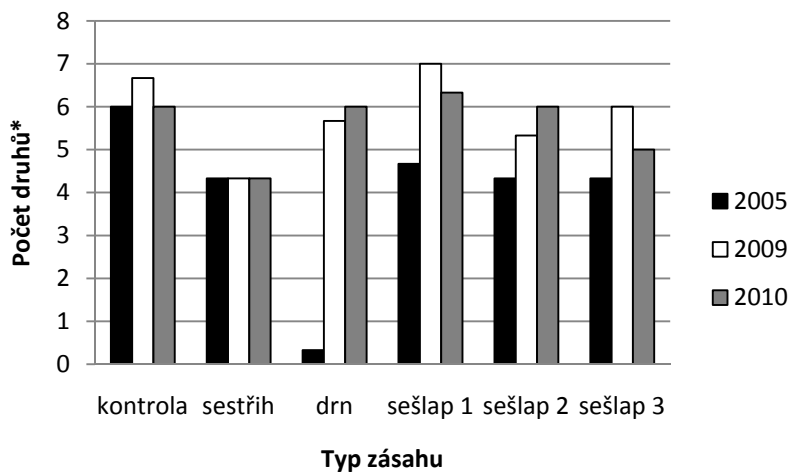
Tabulka 11: Průměrné pokryvnosti (%) papratky horské 2008 – 2010

| Typ zásahu | rok 2008 | rok 2009 | rok 2010 |
|------------|----------|----------|----------|
| 1 | 93.33334 | 87 | 94.33334 |
| 2 | 94 | 89.66666 | 88.33334 |
| 3 | 96.33334 | 87.33334 | 89.33334 |
| 4 | 1 | 1.333333 | 24.66667 |
| 5 | 97.33334 | 97.33334 | 96.33334 |
| 6 | 98.66666 | 99.33334 | 96.33334 |

Ve společenstvu subalpínské kapradinové vegetace došlo k nárůstu průměrné početnosti druhů oproti roku 2009 v případě, kdy byl stržen drn a kdy byl prováděn sešlap střední intenzity (sešlap 2). Ani v jednom případě nedošlo k poklesu průměrného počtu druhů oproti roku 2005.

V případě sestřihu má počet druhů na sledovaných plochách setrvalý stav. Na plochách se sešlapem 1 a 3 došlo k poklesu druhů oproti roku 2009. U kontrolních stanovišť průměrný počet druhů klesl na počet v roce 2005.

Graf 8: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu u subalpínské kapradinové vegetace



* průměrný počet druhů vypočítaný jako průměr počtu druhů v bloku příslušného zásahu

4.5 Podhorská až subalpínská brusnicová vřesoviště

Dominantním druhem na plochách patřícím k podhorským až subalpínským brusnicovým vřesovištím je brusnice borůvka. Statistické testy prokázaly vliv zásahu, času i interakce času a zásahu na plochy s vysokou silou testu (viz tab. 12).

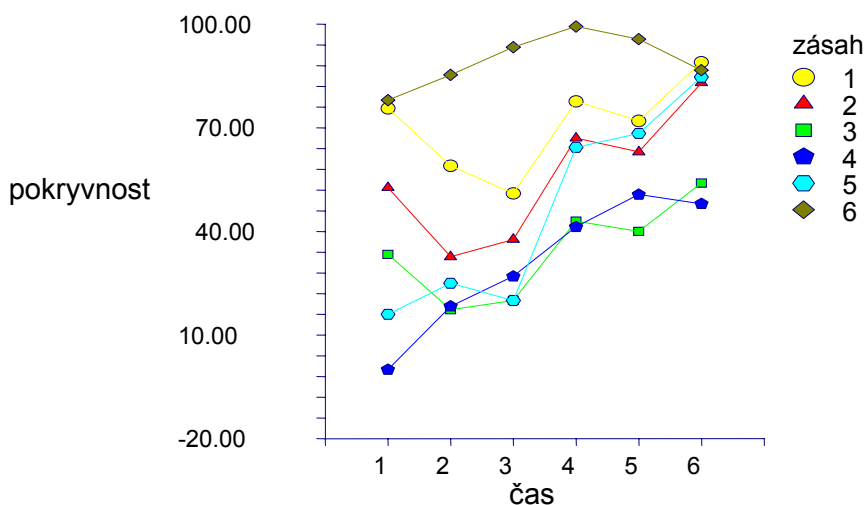
Tabulka 12: Analyse of Variance Table pro brusnici borůvku

| Source Term | DF | Mean Square | F-Ratio | Prob Level | Power (Alpha=0.05) |
|------------------|-----|-------------|---------|------------|--------------------|
| A: blok | 2 | 45.86111 | | | |
| B: zásah | 5 | 9088.422 | 35.39 | 0.000005* | 1.000000 |
| AB | 10 | 256.7833 | | | |
| C(AB): plocha | 0 | | | | |
| D: čas | 5 | 4138.422 | 20.94 | 0.000053* | 0.999998 |
| AD | 10 | 197.65 | | | |
| BD | 25 | 406.7778 | 6.88 | 0.000000* | 1.000000 |
| ABD | 50 | 59.11889 | | | |
| CD(AB) | 0 | | | | |
| S | 0 | | | | |
| Total (Adjusted) | 107 | 83895.66 | | | |
| Total | 108 | | | | |

* Term significant at alpha = 0.05

Z grafu lze vidět velmi rozdílné reakce na jednotlivé zásahy v rámci společenstva. Plochy s nejnižší intenzitou sešlapu projevovaly v prvních třech letech zásahů klesající tendence oproti plochám kontrolním, na nichž průměrná pokryvnost v prvních čtyřech letech stoupá. Plochy s odstraněným drnem vykazují obdobné tendence jako plocha kontrolní s rozdílem, že zde dochází k poklesu průměrné pokryvnosti až o rok později, než u kontrolních ploch.

Vzájemně podobný průběh reakcí na zásahy v čase mají plochy se střední a nejvyšší intenzitou sešlapu (2 a 3). Na rozdíl od nejnižší intenzity sešlapu (1) se u nich výrazný pokles v průměrné pokryvnosti projevuje pouze mezi prvním a druhým rokem. Mezi třetím a čtvrtým rokem dochází k mírnému a následující rok k výraznému zvýšení pokryvnosti. Mezi čtvrtým a pátým rokem dochází k mírnému poklesu, stejně jako u kontrolních ploch.

Graf 9: Vývoj průměrné pokrývnosti brusnice borůvky (2005 – 2010)

V roce 2009 (tj. rok 5) jsou poprvé od kontroly statisticky odlišné všechny ostatní plochy. Nejméně odlišné od kontrolních ploch jsou plochy s nejnižší intenzitou sešlapu a naopak nejvíce od kontrolních ploch jsou rozdílné plochy s nejvyšší intenzitou zásahu.

Tabulka 13: Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050; DF=10 MSE=38.38889; Critical Value=3.1693); rok 2009; pro brusnici borůvku

| Control Group | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|---------------|-------|----------|---------------------------------|
| 3 | 3 | 40 | 2, 5, 1, 6 |
| 4 | 3 | 50.66667 | 5, 1, 6 |
| 2 | 3 | 63 | 3, 6 |
| 5 | 3 | 68.33334 | 3, 4, 6 |
| 1 | 3 | 72 | 3, 4, 6 |
| 6 | 3 | 95.66666 | 3, 4, 2, 5, 1 |

Rok po ukončení zásahů dochází k nárůstu průměrné pokrývnosti u všech ploch mimo plochy kontrolní a plochy, kde byl prováděno stržení drnu. Velmi podobnou pokrývnost po roce od ukončení experimentu měly plochy se zásahy 5, 2 a 1 a kontrolní plochy (6). Plochy s nejnižší intenzitou sešlapu měly jako jediné vyšší průměrnou pokrývnost než plochy kontrolní, ačkoliv rozdíl mezi průměrnými pokrývnostmi mezi těmito plochami byl minimální.

Nejvíce statisticky odlišnou skupinou rok po ukončení zásahů byla skupina se strženým drnem (4). Ta vykazovala statistickou odlišnost od ploch se zásahy 1, 5 a 6.

Statisticky neodlišná byla od zásahů 2 a 3, přestože rozdíl v průměrné pokryvnosti mezi plochami se zásahy 2 a 5 byla necelá dvě procenta (viz tab. 15).

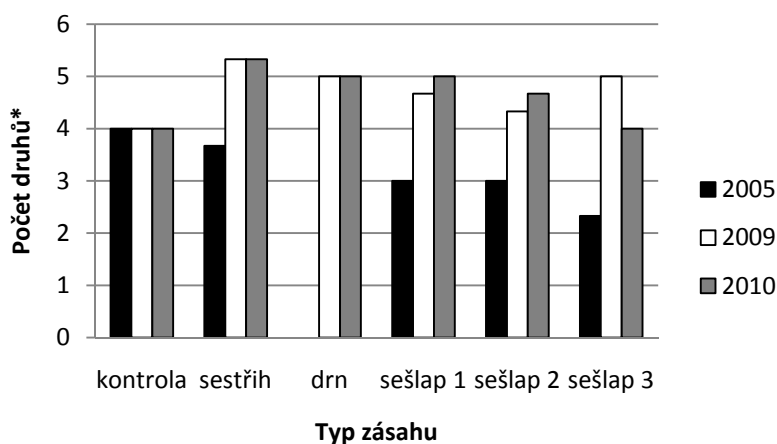
Tabulka 14: Bonferroni (With Control) Multiple-Comparison Test (Alpha=0.050; DF=10 MSE=197.5889 ;Critical Value=3.1693); rok 2010, pro brusnici borůvku

| Control Group | Count | Mean | Different From Treatment Groups |
|---------------|-------|----------|---------------------------------|
| 4 | 3 | 48 | 5, 6, 1 |
| 3 | 3 | 54 | |
| 2 | 3 | 83 | |
| 5 | 3 | 84.66666 | 4 |
| 6 | 3 | 86.66666 | 4 |
| 1 | 3 | 89 | 4 |

V případě podhorských až subalpínských brusnicových vřesovišť došlo k poklesu průměrného počtu druhů v případě sešlapu 3, na ostatních plochách je průměrný počet druhů konstantní nebo vzrostl oproti roku 2009. Nejvýraznější nárůst průměrného počtu druhů vykazují plochy se sešlapem 1 a 2.

U ploch se strženým drnem a sestřihem došlo k nárůstu oproti roku 2005 a průměrný počet druhů je stejný jako v roce 2009. Kontrolní plocha má stále stejný průměrný počet druhů. Na všech plochách je nárůst průměrného počtu druhů oproti roku 2005 mimo kontrolní plochu, kde je počet konstantní.

Graf 10: Průměrné počty druhů v závislosti na typu zásahu podhorských až subalpínských brusnicových vřesovišť



* průměrný počet druhů vypočítaný jako průměr počtu druhů v bloku příslušného zásahu

5. Diskuze

Experimentální sešlap, sestřih biomasy nebo stržení drnu má mít negativní vliv na vývoj společenstev hoských holí. Práce se zaměřuje na zjištění velikosti tohoto vlivu během provádění experimentů a především na vývoj společenstev po ukončení experimentálních zásahů. Je nutné brát v úvahu, že vývoj po ukončení zásahů je sledován pouze s jednoročním odstupem.

Odolnost vůči zásahům se ukázala jako velmi různorodá i v rámci podobných vegetací (traviny) a největší odolnost proti veškerým zásahům se ukázala u papratkových kapradinových společenstvech, kde došlo k téměř úplnému návratu k původní pokryvnosti už ve třetím roce po zahájení výzkumu.

Průměrné počty druhů na jednotlivých plochách nejvíce rostou v případě strženého drnu. U velké části ze sledovaných ploch došlo k poklesu průměrného počtu druhů oproti roku 2009, kdy byly experimentální zásahy ukončeny. Jedinou výjimkou jsou brusnicová společenstva, kde mimo sešlapu 3 došlo k nárůstu nebo setrvání stavu v průměrném počtu druhů.

K největšímu poklesu průměrného počtu druhů došlo u kontrolních stanovišť. Kromě vysokostébelných subalpínských trávníků, které vykazují nárůst proti roku 2005, a subalpínské kaprad'ové vegetace (setrvalý stav vůči roku 2005) došlo k poklesu průměrného počtu druhů jak oproti roku 2009 (ve všech společenstvech) tak i roku 2005.

Obecně lze říci, že krátkodobé působení sešlapů se projevuje zhoršením rostlinného materiálu, zatímco dlouhodobé působení sešlapů přímo i nepřímo ovlivňuje celkový systém vegetace a kvalitu půdy. Po více jak 500 sešlapech dochází k výraznému omezení vitálnosti rostlin v celém společenstvu (Roovers a další 2004).

První dva typy sledovaných ploch s experimentálními zásahy jsou travní společenstva s dominantí metličkou křivolakou nebo třtinou chloupkatou, které podle již dříve publikovaných prací (Kollemäki 1973; Cole 1995; Malmivaara-Lämsä a další 2008) by měla být více resistantní vůči aktivitám typu sešlapů nebo sečení

(popř. spásání) než ostatní. U těchto společenstev došlo třetí rok po zahájení experimentu ke statistické shodě v průměrných pokryvnostech s kontrolními plochami. Shodně také došlo k výraznému nárůstu průměrné pokryvnosti rok po ukončení zásahů u ploch s experimentálním sestřihem a střední intenzitou sešlapů. U společenstev s metličkou také došlo v posledním sledovaném roce ke zvýšení pokryvnosti u ploch s nejvyšší intenzitou sešlapu.

U travinných společenstev, stejně jako u jiných, se negativně může projevit působení abiotických faktorů na pokryvnost půdy. Sešlapy stlačují půdu, díky čemuž obecně roste velikost půdních částic, roste rozklad a mineralizace, snižuje se půdní vlhkost, omezuje se hloubka jednotlivých půdních horizontů a možnost tvorby postranních kořenů a výběžků v případě výběžkatých trav, a proto pouze malé množství travin, jako jsou například traviny z čeledi lipnicovité, jsou schopny těmto podmínkám odolávat (Forbes 1993). V mé práci bylo prokázáno, že sešlapávání sice způsobuje snižování pokryvnosti ploch travinami, ale již po třech letech je společenstvo schopno se navrátit do stavu, kdy rozdílnosti v průměrných pokryvnostech nejsou statisticky signifikantní.

Studie dokazují, že existuje korelace mezi návštěvnickou frekvencí a půdními parametry (André-Abellán a další, 2005). Dopad sešlapů na půdu popř. vegetaci roste se zvyšujícím se počtem sešlapů (Whinam a další, 2003). Přesto nelze u travinných společenstev obecně konstatovat, že v prvních letech při vyšších intenzitách sešlapu dochází v závislosti na půdních parametrech ke snižování pokryvnosti na výzkumných plochách. U metličky křivolaké docházelo ku příkladu k nejnižší průměrné pokryvnosti travinou do roku 2008 (4 roky sešlapů) na plochách se střední intenzitou sešlapu. Nejnižší pokryvnost u třtiny chloupkaté měly v prvních třech letech plochy, kde nebyl prováděn žádný sešlap ale sestřihávání biomasy. Až ve čtvrtém roce měla třtina na plochách s nejvyšší intenzitou sešlapu nejnižší pokryvnosti v rámci bloků.

Pokud se podíváme na schopnost regenerace a zvýšení pokryvnosti na experimentálních plochách v roce 2010, patřily plochy metličky křivolaké s nejvyšší intenzitou sešlapu k plochám s nejvyšší pokryvností, ačkoliv zde došlo k nejvyššímu ovlivnění půdy (Whinam a další 2003). Metličkové plochy s nejnižší intenzitou sešlapu

naopak rok po ukončení sešlapů měly nejmenší průměrnou pokryvnost v rámci ploch s experimentálním sešlapem.

Třetinové plochy s nejvyšší intenzitou sešlapu po ukončení sešlapů zůstaly na stejné úrovni pokryvnosti. Ostatní plochy projevily mírný nárůst, ale ten nebyl tak veliký, jako u ploch s metličkou křivolakou. Nejvyšší pokryvnosti dosáhly plochy se sestřiháváním a se střední a nízkou intenzitou sešlapu. Zřejmě se zde projevila rozdílná náročnost obou travin na živiny v půdě, kdy při sešlapávání dochází ke ztrátám vegetace, která zastavuje akumulaci živin včetně dusíku na povrchu půdy, čímž se zastavuje vývoj půd na dané lokalitě (Whinam a další 2003). V důsledku sešlapů se tak mění celý chemismus půd (Arcger a další, 1991; Zhang 1994; Wang a další 1995b; Renzhong a další 1997).

Pokryvnosti po ukončení zásahů na většině ploch vzrostly, ale pro statistické odlišení zřejmě bude potřeba delšího času působení. Po ukončení experimentů dochází k zvyšování pokryvnosti i v důsledku nárůstu počtu generativních jedinců, neboť i při nízkých intenzitách sešlapu dochází k zastavení schopnosti rostlin produkovat květy a semena (Littermore a další 2001).

Počty druhů v jednotlivých travinných společenstvech nejsou závislé na pokryvnosti dominantní rostliny na ploše. Přestože nejvíce rostla pokryvnost metličky mezi roky 2009 - 2010 u ploch s nejvyšší intenzitou zásahu, počty druhů se oproti předpokladu na ploše v průměru zvýšily. Nepotvrdila se tedy hypotéza, že při vyšší rozvolněnosti pokryvu roste počet druhů, jak je tomu například u okrajů cest, kde svou roli mají i rostliny zavlečené člověkem (Takahashi a další 2010).

U ploch s keříčkovitou vegetací, reprezentující plochy s dominantním vřesem obecným a brusnicí borůvkou, bylo potvrzeno, že po odstranění drnu se rychle projevila regenerace těchto společenstev. Při všech intenzitách sešlapu dochází na plochách v prvním roce ke snižování pokryvnosti. Zde je výrazný rozdíl mezi vřesem, kde pokles probíhá na všech plochách do třech let od zahájení experimentu, a borůvkou, která zvyšuje svou pokryvnost na těchto plochách už mezi druhým a třetím rokem od zahájení sešlapů.

Reakce na sešlapávání, stržení drnu nebo zastřihávání je u keříčkové vegetace mnohem větší, než u travin. Rozdílná je i reakce v rámci jednotlivých typů vegetace. Studie dokazují, že keříčkovité vegetace s přímým růstem v porovnání s keříčkovou vegetací s plazivým růstem, mají mnohem horší regenerační schopnost a odolnost vůči vnějším zásahům (sešlap, sestřihávání) (Cole 1995; Cole a další 1998; Whinam a další 1999; Whinam a další 2003; Sun a další 1993). Naopak tato společenstva by měla velmi rychle reagovat na uvolnění povrchu půdy v důsledku odstranění vegetačního pokryvu (Tasser a další 2002).

Pomalejší regenerace by se měla projevit u plošek se sešlapem (Malmivaara-Lämsa a další 2008), kde sešlap může způsobit poškození nebo zničení apikálních meristémů nebo roztrhat kořenový systém, a tím narušit apikální růst rostliny (Jónsdóttir 1991). Přesto i zde by měl sešlap obecně způsobit zvýšení obnažení povrchu (Forbes a další 2001), a tím i napomoci zvýšení generativní regenerace společenstev především po ukončení zásahů.

Obecně lze říci, že keříčkovitá vegetace oproti travinám je mnohem více citlivá na sešlap, protože jejich regenerační pupeny rostou nad povrchem půd a nejsou nijak kryty (Cole 1995; Liddle 1975). Jejich regenerace po sešlapu tak probíhá mnohem pomaleji (Malmivaara-Lämsa a další, 2008). Rozvoj keříčkovité vegetace je také výrazně ovlivněn rozložením sněhové pokrývky, půdním podmínkám a vlhkosti (Tasser a další, 2002).

Dopad sešlapů se projevil již při nižších intenzitách sešlapů. Pokles pokryvnosti probíhal u nejnižší intenzity sešlapu celou dobu pokusu v případě vřesu, nebo do 3. roku v případě borůvky. Potvrdily se tak výsledky práce z Tasmánie, že se u travin a keříčkovité vegetace, která zahrnuje většinu alpínské a subalpínské vegetace v západní Tasmánii, ukázal hlavní pokles v pokryvnosti už při sešlapu 100 a více aktivních sešlapů za rok (Cole 1995; Cole a další 1998; Whinam a další 1999; Whinam a další 2003; Sun a další 1993).

U vřesu obecného se nejvyšší nárůst pokryvnosti projevil u ploch, kde byl stržen drn. Obnova vřesu ze semen, kterých je v půdní semenné bance obrovské zásoba, je komplikovaná. Klíčení semen je totiž ve vlastním surovém humusu inhibováno, semena klíčí pouze na minerální půdě. Proto je třeba humus odstranit a to se při tradičním

hospodaření dělalo buď vykopáváním celých polštářů vřesu (sušily se a používaly na podestýlku) anebo vypálení. Ponechání vřesu bez využití má za následek nejenom zestárnutí a odumření populace vřesu, ale i uchycení dřevin a obnovu lesa (Petříček 1999).

Nejvyšší pokles pokryvnosti byl zaznamenán na plochách se sešlapu všech intenzit, kde se ale neprokázala přímá úměra pokryvnosti a počtu sešlapů (André-Abellán a další 2005; Whinam a další 2003). I proto se za hlavní ohrožení alpínských vřesovišť považuje především narušování porostů díky turistickému sešlapu nebo lyžaři (Chytrý 2010). Navrácení vegetace po ukončení sešlapů je velmi složité i díky pozměněným mikroklimatickým podmínkám (Arcger a další 1991; Kobayashi a další 1997; Renzhong a další 1997; Zhang 1994; Wang a další 1997).

Po ukončení zásahů byl u kontrolní plochy vřesu obecného zaznamenán nejvyšší pokles za rok i za celé období experimentu. Ostatní plochy nevykazovaly tak vysoké poklesy, zřejmě v důsledku již nastartované generativní regenerace. Po ukončení sestřihávání a sešlapů totiž dochází u vřesu k opětovné tvorbě květů (Grant a další 1966) a semen (Littermore a další 2001). Je využit potenciál semenné banky a navíc je díky zásahům utlumena i konkurence okolních rostlin. Na plochách kontrolních je vysoká pokryvnost půdy, půdy jsou již více humózní a nedochází tak ve vyšší míře ke generativní obnově.

Brusnice borůvka s rychlejším růstem než vřes obecný dokázala reagovat na zásahy mnohem flexibilněji (Chytrý 2010). Do čtvrtého roku od zahájení zásahů dochází ke zvýšení průměrné pokryvnosti u všech ploch.

Ze studií vyplývá, že ačkoliv resistance vůči sešlapu u brusnice brusinky, díky morfologickému přizpůsobení, byla lepší než u ostatní keříčkové vegetace (Nylund a další 1979), při dlouhodobém působení se výrazněji projevuje resilience u brusnice borůvky, která je obecně mnohem více odolná a regeneruje rychleji (Tovalnen a další 1997; Tolvanen a další 2001). Vysoká schopnost regenerace brusnice borůvky se projevila již druhý rok po stržení drnu, kdy se průměrná pokryvnost vyrovnala plochám s třetím typem sešlapu. V roce 2007 dokonce byla na těchto plochách vyšší pokryvnost než u ploch, kde bylo prováděno sestřihávání.

Pokud se podíváme na druhovou skladbu u borůvky, můžeme říci, že u nejvyšší intenzity sešlapu počet druhů klesl v roce 2010 oproti roku 2009 při vysokém růstu průměrné pokryvnosti. Avšak při nejvyšším nárůstu pokryvnosti, které dosáhly plochy se sestřiháváním a nižšími intenzitami sešlapu, počet druhů vzrostl také. Buď se zde ještě neprojevil konkurenční vliv borůvky na menší druhy, nebo není tento vliv natolik veliký, aby ovlivnil počet druhů na plochách.

Počet druhů stejně jako průměrná pokryvnost na plochách s vřesem klesla u téměř všech ploch (mimo plochy se střední sešlapem, kde stagnovala). Tento faktor může být způsoben klimatickým činitelem, který měl vliv kompletně na celé společenstvo (Tasser a další 2002).

Posledním sledovaným společenstvem byly vysokohorské papratkové nivy. U papratky se vysoce projevuje její resilience k experimentálním zásahům (Bradáčová 2007; Gremmen 2003). Rok po ukončení zásahů došlo k výraznějšímu nárůstu na plochách, kde byl stržen drn. Papratková společenstva jsou vázána na humózní půdy (Chytrý 2010), a proto můžeme předpokládat, že zde došlo k vytvoření takového množství humusu, že mohlo dojít k obnově pokryvnosti papratky.

Počty druhů na plochách se strženým drnem v průměru stouply, ačkoliv zde byl zaznamenán nejvyšší nárůst pokryvnosti. Můžeme říci, že oproti roku 2005 se zvýšil jak počet druhů tak i průměrná pokryvnost na plochách. Druhy rostoucí v podrostu jsou zvyklé na konkurenci papratky (Chytrý 2010), a proto při částečném rozvolnění porostu se zde mohly objevit druhy s vyšší náročností například na světlo. Dá se předpokládat, že v následujících letech tyto druhy vymizí z podrostů papratky vymizí.

Obnova jednotlivých společenstev, popřípadě změna v jejich složení, je dlouhodobý proces, který po narušení typu sešlapávání nebo sestřihů může trvat i několik let. Například u travinných společenstev, jestliže počet sešlapů ročně prováděných na lokalitě je do 200 fyzických přešlapů, je obnova možná vidět po jednom až dvou vegetačních sezónách. Ani po 4 letech od ukončení vysoké disturbance v travinných společenstvech tvořících trsy nebyla obnova plochy úplná (Monz 2002). U mnoha druhů je obnova na extrémních stanovištích také spojena s vegetativní obnovou, která se projevuje i několik let po ukončení disturbancí (Grime 1983).

Pro obnovu společenstev je hlavní role obnovy stanovištních podmínek, která může být velmi dlouhá především v případě obnovy půdy u vysokohorských stanovišť, kde se jedná o velmi pomalý proces. Extrémně pomalé formování půdy v tasmánských alpínských společenstvech indikuje, že k znovu pokrytí vegetací půdy po 500 přešlapech turisty vyžaduje velmi dlouhou periodu obnovy (Whinam a další 2003).

Přestože jsem se v práci pokusila zjistit vliv ukončení zásahů na společenstva, nelze předpokládat, že výše předložené výsledky jsou výrazně indikační a rostlinná společenstva jsou ještě významně ovlivněná před rokem ukončenými zásahy (Balmer a další 1991). Z důvodů, které jsou popsány v předchozích odstavcích je proto nutné, abychom pro případné indikování změn a aplikaci v praxi použili mnohem delší časovou řadu.

6. Závěr

Cílem této práce bylo posouzení vývoje některých subalpínských a alpínských rostlinných společenstev pod tlakem experimentálně prováděných zásahu simulujících vliv různých lidských aktivit v chráněném území NPR Praděd. Výzkum byl zaměřen zejména na období po ukončení zásahů. Snahou bylo potvrdit či vyloučit negativní dopady studovaných lidských aktivit na přirozená rostlinná společenstva nad horní hranicí lesa (André-Abellán a další 2005; Cole a další 1988; Cole 1995d; Jurko 1990) a sledovat, jak budou společenstva reagovat na ukončení experimentálních zásahů.

Reakce rostlin na jednotlivé zásahy se lišily jak v rámci jednoho společenstva, tak mezi společenstvy navzájem. Ani vzájemně si podobná společenstva neměla stejný vývoj.

Rok po ukončení zásahů nebyly plochy s provedenými zásahy rozlišitelné od kontrolních ploch s papratkou horskou (subalpínská kapradinová vegetace) a u porostů s dominantní s třtinou chloupkatou (subalpínské vysokostébelné trávníky). U těchto ploch se statistická shoda v pokryvnosti vegetace projevila během experimentu.

V roce 2010 se nejvíce odlišovaly charakterem své vegetace plochy se strženým drnem, které se obecně odlišovaly od ostatních ploch již během zásahů prováděných v předchozích letech. V případě ploch s metličkou křivolakou (acidofilní alpínské trávníky) a brusnicí borůvkou (podhorská až subalpínská brusnicová vegetace) došlo ke statistické shodě v pokryvnosti ve všech plochách mimo právě se strženým drnem.

Vřesová vegetace projevila velkou míru regenerace u ploch se strženým drnem. Potvrdil se negativní vliv na alpínská vřesoviště v případě sešlapů, kdy plochy se sešlapem nejvyšších intenzit spolu s plochami, kde byla stříhána biomasa, byly statisticky odlišné od zbylých ploch, včetně kontrolních. U vřesu jako jediného také došlo mezi roky 2009 (ukončení experimentu) a 2010 k jeho poklesu průměrné pokryvnosti na všech plochách s výjimkou ploch s nejvyšší intenzitou sešlapu, kde došlo ke stagnaci.

Z hlediska druhového složení se ve většině případů nepotvrdilo, že zvyšující se pokryvnost dominantního druhu ve společenstvu vede ke snižování zastoupení ostatních druhů. Dále lze konstatovat, že v roce 2010 u 18 z 30 průměrných ploch (vždy průměr v rámci jednoho společenstva a zásahu) došlo k poklesu průměrného počtu druhů oproti roku 2009. V šesti z nich došlo k nárůstu počtu druhů. Zde se jednalo většinou o nárůst na plochách se strženým drnem. V šesti plochách došlo ke stagnaci oproti předchozímu roku 2009.

Předložená práce sice zahrnuje šestiletou datovou řadu pozorování v rámci pěti rozdílných rostlinných společenstev, nicméně pouze za jeden rok pozorování jsou k dispozici data o složení vegetace po ukončení dřívějších zásahů. Jeden rok pro obnovu vegetace je velmi krátká doba, proto je pro zhodnocení výsledků vývoje vegetace po ukončení předchozích experimentů potřeba delší časová řada.

7. Bibliografie

Aldezabal, A. 2001. *El sistema de pastoreo del Parque Nacional de Ordesa y Monte Perdido*. Zaragoza : Publicaciones del Consejo de Protección de la Naturaleza de Argón, 2001.

André-Abellán, Manuela, Benyays del Álamo, Javier a Landete-Castillejos, Tomás. 2005. Impacts od visitors on soil and vegetation of the recreational areal "Nacimiento del Río Mundo". *Environmental Monitoring and Assessment*. 2005, Sv. 101.

Archer, S. a Smeins, F.E. 1991. Ecosystem-level processes. *Timber press*. 1991.

Balmer, J. a Whinam, J. 1991. Vegetation within the Tasmanian World Heritage Areas. *Tasforest*. 1991, Sv. 3.

Banaš, M. a Hošek, J. 2004. Management turismu v nejvyšších polohách Východních Sudet - příkladová studie zpracování plánů péče národní přírodní rezervace Praděd (CHKO Jeseníky). *Opera Corcontica*. 2004, Sv. 41, 2.

Bokdam, Jan a Gleichman, J. MAurits. 2000. Effects od Grazing by Free-Ranging Cattle on Vegetation Dynamics in a Continental North-West European Heathland. *Journal of Applied ecology*. 2000, Sv. 37, 3.

Braakhekke, W. a Hooftman, D. 1999. The resource balance hypothesis of plant species diversity in garssland. *J. Veg. Sci*. 1999, Sv. 10.

Bradáčová, Silvie. 2007. Vliv vybraných disturbancí na některá rostlinná společenstva v subalpínské stupni Hrubého Jeseníku. *Diplomová práce. (Dep. In: knih. Katedry Ekologie a ochrany ŽP. PŘ.F. UP)*. Olomouc : neznámý, 2007.

Bråthen, Kari Anne a Junntila, Olavi. 2006. Infertile times: response to damage in genetis of the clonal sedge *Carex bigelowii*. *Plant Ecology*. 2006, Sv. 187.

Britton, A.J., Pearce, I.S.K. a Jones, B. 2005. Impacts of grazing on montane heath cegetation in Wales and implication for restoration of montane areas. *Biological Conservetion*. 2005, Sv. 125.

Buckley, R. 2000. Wilderness in Australia: what's happening in a world context. *Journal of Environmental Management*. 2000.

Buček, W. a Maděra, P. 2004. *Hodnocení stavu a dynamiky vývoje geobiocenóz v Národní přírodní rezervaci Praděd*. Brno : Ústav lesnické botaniky, dendrologie a geobiocenologie, Lesnická a dřevařská fakulta zemědělské a lesnické univerzity v Brně, 2004.

Bueno, C.Guillermo, a další. 2010. Does wild board rooting effect livestock grazing areas in alpine grasslands? *Eur J Wildl Res*. 2010, Sv. 56.

Carson, W.P. a Peterson, C.J. 1990. The role of litter in old-field community: impact of litter quality in different seasons on plant species richness and abundance. *Oecologia*. 1990, Sv. 85.

Cole, D. N. 1995. Experimental trampling of vegetation II. Predictors of resistance and resilience. *Journal of Vegetation Science*. 1995, Sv. 32, 1.

Cole, D.N. a Marion, J.L. 1988. Recreation impacts in some riparian forest of eastern United States. *Environmental Management*. 1988, Sv. 12.

Cole, D.N. a Spillie, D.R. 1998. Hiker, horse and llama trampling effects on native vegetation in Montana, USA. *Journal of Environmental Management*. 1998, Sv. 53.

Cole, D.N. 1995d. Disturbance of natural vegetation by camping: Experimental applications of low-level stress. *Environmental Management*. 1995d, Sv. 19.

Cole, D.N. 1995. Experimental trampling of vegetation. I. Relationship between trampling and vegetation response. *Journal of Applied Ecology*. 1995, Sv. 32, 1.

Czech, B., Krausman, P.R. a Devers, P.K. 2000. Economic Associations among Causes of Species Endangerment in the United States. *BioScience*. 2000, Sv. 50, 7.

Demek, Jaromír a Kříž, Vladislav. 1994. *Terénní cvičení z fyzické geografie (na příkladu Jeseníků a okolí)*. Ostrava : Přírodovědecká fakulta Ostravské univerzity, 1994.

Demek, Jaromír, a další. 2006. *Zeměpisný lexikon ČR: Hory a nížiny*. Brno : Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 2006.

- Díaz, S., a další. 2007.** Plant trail responses to grazing - a global synthesis. *Glob Chang Biol.* 2007, Sv. 13.
- Evju, M., a další. 2010.** Interaction between local climate and grazing determine the population dynamics of small herb *Viola biflora*. *Oecologia.* 2010, Sv. 163.
- Fillat, F., a další. 2008.** *Pastos del Pirineo*. MADrid : Departamento de publicaciones - CSIC, 2008.
- Forbes, B. C. a Ebersole, J. J., Strandberg, B. 2001.** Anthropogenic disturbance and patch dynamics in Circumpolar arctic ecosystems. *Society for Conservation Biology.* 2001, Sv. 15, 4.
- Forbes, B.C. 1993.** Anthropogenic tundra disturbance and patterns of response in the eastern Canadian Arctic. *Ph. D. dissertation.* Montreal : McGill University, 1993.
- Gimingham, C. H. 1949.** The effects of grazing on the balance between *Erica cinerea* L. and *Calluna vulgaris* (L.) Hull. in upland heath, and their morphological responses. *Journal of Ecology.* 1949, Sv. 37, 1.
- Gómez-Sal, A., Rodríguez, M. a De Miguel, J. 1992.** Matter transfer and land use by cattle in a dehesa ecosystem of Central Spain. *Vegetation.* 1992, Sv. 99-100.
- Grant, Sheila A. a Hunter, R.F. 1966.** The effects of frequency and season of clipping on the morphology, productivity and chemical composition of *Calluna vulgaris* (L.) Hull. *New Phytologist.* 1966, Sv. 65, 2.
- Gremmen N.J., et al. 2003.** Impact of trampling on the vegetation of subarctic Marion Island. *Arctic, Antarctic and Alpine Research.* 2003, Sv. 35, 4.
- Hamberg, L., a další. 2008.** The effect of habitat edges and trampling on understorey vegetation in urban forest in Helsinki. *Appl Veg Sci.* 2008.
- Hammit, W.E a Cole, D.N. 1987.** *Wildland Recreation. Ecology and Management.* New York : John Wiley and Sons, 1987.
- Hanley, J.L. a Smith, W.K. 1983.** Influence of wind exposure on needle desiccation and mortality for timberline conifers in Wyoming. *Arc Apl Res.* 1983, Sv. 15.

Helliwell, R.C., a další. 2010. Interactive effects on N deposition land management and weather patterns on soil solution chemistry in a Scottish alpine Heath. *Ecosystems*. 2010, Sv. 13.

Hercok, Marion. 1999. The impact of recreation and tourism in the remote North Kimberly region of Western Australia. *The Environmentalist*. 1999, Sv. 19.

Hošek, Emil. 1972. Vlivy minulosti na přírodu a historické zajímavosti v chráněné krajinné oblasti Jeseníky. *Campanula*. 1972, 3.

Hošek, Emil. 1973. Vývoj dosavadního hospodaření v nejvyšších polohách Jeseníku a jeho vliv na horní hranici lesa. *Campanula*. 1973, 4.

Hošek, Emil. 1963. Zalesňování horských holí v okolí Pradědu. *Campanula*. 1963, Sv. 2, 12.

Hruska, K. a Maggi, C. 1993. Dynamics of mown meadows in the hinterland of the Province of Macerata (Central Italy). *Phytocoenologia*. 1993, Sv. 21.

Chytrý, M. a Otýpková, Z. 2003. Plot sizes used for phytocological sampling of European vegetation. *Blackwell Publishing*. 2003, Sv. 14, 4.

Chytrý, Milan. 2010. *Vegetace České republiky: 1. Travná a keříčková vegetace*. Praha : Academia, 2010.

Jeník, Jan. 1961. *Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku*. Praha : Nakladatelství Československé akademie věd, 1961.

Jónsdóttir, Ingibjörk S. 1991. Effects of grazing on tiller size and population dynamics in clonal sedge (*Carex bigelowii*). *Nordic Society Oikos*. 1991, Sv. 62, 2.

Jurko, Anton. 1990. *Ekologické a socioekonomické hodnotenie vegetácie*. Bratislava : Príroda, 1990.

Kobayashi, T., Hori, N. a Nomoto, N. 1997. Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. *Journal of Vegetation Science*. 1997, Sv. 8, 6.

Kollemäki, S. 1973. Ground cover response to trampling in spruce stand of MYrtillus type. *Silva Fenn.* 1973, Sv. 7, 2.

Kovář, Pavel. 2002. *Geobotanika, Úvod do ekologické botaniky.* Praha : Karolinum, 2002.

Král, Kamil. 2009. Classification of current vegetation cover and alpine treeline ecotone in the Praděd reserve (Czech Republic), using remote sensing. *International Mountain Society.* 2009, Sv. 29, 2.

Liddle, M.J. 1975. A theoretical relationship between the primary productivity of vegetation and its ability to tolerate trampling. *Biological Conservation.* 1975, Sv. 8.

Littermore, James a Barker, Susan. 2001. The ecological response of forest ground flora and soil to experimental trampling in British urban woodlands. *Urban Ecosystems.* 2001, Sv. 5.

Luick, R. 1998. Ecological and socio-economic implications of livestock-keeping systems on extensive grassland in south-western Germany. *J Appl Ecol.* 1998, Sv. 35, 6.

Maestas, Jeremy D., Knight, Richard L. a Gilgert, Wendell C. 2001. Biodiversity and Land-Use Changes in the American Mountain West. *Geographical Review.* 2001, Sv. 91, 3.

Malmivaara-Lämsä, M., a další. 2008. Trampling tolerance of understorey vegetation in different hemiboreal urban forest site type in Finland. *Urban Ecosyst.* 2008, Sv. 11.

Marion, J.L. a Cole, D.N. 1996. Station and temporal variation in soil and vegetation impacts on campsites. *Ecol.Appl.* 1996, Sv. 6.

Monz, J. 2002. The response of two arctic tundra plant communities to human trampling disturbance. *Journal of Environmental Management.* 2002, Sv. 64.

Nylund, M., a další. 1979. Deterioration of forest ground vegetation and decrease of radial growth of trees on camping sites. *Silva Fenn.* 1979, Sv. 13, 4.

Petříček, Václav a kol. 1999. *Péče o chráněná území: I. Nelesní společenstva.* Praha : Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, 1999.

- Phoenix, G.K., a další. 2000.** The impacts of UV-B radiation on the regeneration of sub-arctic heath community. *Plant Ecology*. 2000.
- Pouba, Zdeněk, a další. 1962.** *Vysvětlivky k přehledné geologické mapě ČSSR 1:200 000*. Praha : Ústřední ústav geologický v nakladatelství Československo AV, 1962.
- Putz, F.E. 1983.** Treefall pits and mounds buried seed and the importance of soil disturbance to pioneer trees in Barro Colorado Island, Panama. *Ecology*. 1983, Sv. 64.
- Renzhong, Wang a Ripley, Earle A. 1997.** Effects of grazing on a *Leymus chinensis* grassland on the Songnen plain of north-eastern China. *Journal of arid environments*. 1997, Sv. 36.
- Roovers, P., a další. 2004.** Experimental trampling and vegetation recovery in some forest and heathland communities. *Applied Vegetation Science*. 2004, Sv. 7, 1.
- Sorensen, L.I., a další. 2009.** Trampling and spatial heterogeneity explain decomposer abundances in sub-arctic grassland subjected to simulated reindeer grazing. *Ecosystems*. 2009, Sv. 12.
- Sun, D. a Liddle, M.J. 1993.** Plant morphological characteristics and resistance to simulated trampling. *Environmental Management*. 1993, Sv. 17.
- Takahashi, Koichi a Miyajima, Yutaka. 2010.** Effects of roads on alpine and subalpine plant species distribution along an altitudinal gradient on Mount Norikura, central Japan. *J Plant Res*. 2010, Sv. 123.
- Tasser, Erich a Tappeiner, Ulrike. 2002.** Impact of land use changes in mountain vegetation. *Applied Vegetation Science*. 2002, Sv. 5, 2.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L. a Timbal, J. 1992.** Floristic changes in the herb-layer vegetation of deciduous forest in the Lorraine Plain under the influence of atmospheric deposition. *For ecological Management*. 1992, Sv. 55.
- Tolvanen, A., a další. 2001.** *Regeneration of dominant plant after short-term pedestrian trampling in subarctic plant communities*. Paris : UNESCO, 2001.

Tovalnen, A. a Laine, K. 1997. Effects of reproduction and artificial herbivory on vegetation growth and resource levels in deciduous and evergreens dwarf shrubs. *Can J Bot.* 1997, Sv. 75.

Wang, R.Z. a Li, J.D. 1995b. Grazing succession pattern of alkalized *Aneurolepidium chinense* garsland in Songnen plain. *Chinese Journal of Applied Ecology.* 1995b, Sv. 6.

Wegener, U a Reinchhoff, L. 1989. Zustand, Entwicklungstendenzen und Pflege der Bergwiesen. *Hercynia N.F.* 1989, Sv. 26.

Welch, D. a Scott, D. 1995. Studies in the grazing heather moorland in northeast Scotland. *Journal of Applied ecology.* 1995, Sv. 32, 3.

Whinam, J. a Chilcott, N. 1999. Impacts of trampling on alpine environments in central Tasmania. *Journal of Environmental Management.* 1999, Sv. 57, 3.

Whinam, J. a Chilcott, Nicole M. 2003. Impact after four years of experimental trampling on alpine/sub-alpine environmetns in western Tasmantia. *Journal of Environemental Menagement.* 2003, Sv. 67.

Zang, W.Z. a Gai, Q. 1994. Exploration of the movements of water and dissolves salts in soil under different plant comminity in *Aneirolepidium chinense* od Songnen plain. *Acta Phytoecologica Sinica.* 1994, Sv. 18.

Zhang, W.Z. 1994. Secondary salinization of grassland soil: the formation of secondary saline-alkaline soil patches on grassland of Songnen plain. *Acta Pedologica Sinica.* 1994, Sv. 30.