

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

FAKULTA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

KATEDRA EKOLOGIE



Vliv sjezdového lyžování na vegetaci
sjezdových tratí v lesních porostech Krkonošského
národního parku

DIPLOMOVÁ PRÁCE

Vedoucí práce: Ing. Karel Boublík, Ph.D.

Diplomant: Bc. Jakub Fišera

2020

ČESKÁ ZEMĚDĚLSKÁ UNIVERZITA V PRAZE

Fakulta životního prostředí

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Bc. Jakub Fišera

Inženýrská ekologie
Ochrana přírody

Název práce

Vliv sjezdového lyžování na vegetaci sjezdových tratí v lesních porostech Krkonošského národního parku

Název anglicky

The impact of skiing on the vegetation of ski slopes situated in woodlands of the Krkonoše Mountains National Park

Cíle práce

Cílem práce je zjistit vliv lyžařského průmyslu na vegetaci sjezdových tratí umístěných v lesních porostech v Krkonošském národním parku a porovnat vegetaci sjezdovek s vegetací v okolních lesích. Studovány budou především změny vegetace v závislosti na stáří sjezdové tratě a migrace druhů z lesních porostů na luční a obráceně. Bude sledováno také složení vegetace, příp. migrace rostlinných druhů v závislosti na lesním vegetačním stupni a nadmořské výšce. Dílčím cílem je zpracování literární rešerše na téma vlivu sjezdových tratí na vegetaci.

Metodika

Na základě starých leteckých fotografií, archivu správy KRNP a historických tištěných map vytipovat sjezdové tratě různého stáří ležící na původně lesních pozemcích v KRNP. Ve vegetační sezóně 2019 zapsat fytoocenologické snímky ležící jak na vlastní sjezdové tratě, tak v přilehlých lesních porostech v co největším rozsahu nadmořské výšky a lesních vegetačních stupňů. Snímky následně zapsat do programu Turboveg for Windows a provést jejich zpracování a analýzy druhového složení a biodiverzity v programech JUICE, R nebo Canoco. Součástí přílohy práce budou všechny zaznamenané fytoocenologické snímky s důležitými charakteristikami snímkových ploch. V rešeršní části se autor zaměří obecně na vliv budování a provozu sjezdových tratí na vegetaci, větší důraz bude kladen na zhodnocení vlivu okolních porostů a nadmořské výšky na vegetaci sjezdovek.

Doporučený rozsah práce

20-40 str. + přílohy (tabulka všech fytoocenologických snímků, fotografická dokumentace)

Klíčové slova

fytoocenologický snímek, Krkonošský národní park, sjezdové tratě, zimní ekologie, změny vegetace

Doporučené zdroje informací

BARNI E., FREPPAZ M., SINISCALCO C., 2007: Interactions between vegetation, roots, and soil stability in restored high-altitude ski runs in the Alps. – *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 39: 25–33.

BURT J. W., CLARY J. J., 2016: Initial disturbance intensity affects recovery rates and successional divergence on abandoned ski slopes. – *Journal of Applied Ecology* 53: 607-615.

RIXEN CH., ROLANDO A. [eds], 2013: The Impacts of Skiing and Related Winter Recreational Activities on Mountain Environments. – Bentham, Sharjah, U. A. E., 221 s.

TSUYUZAKI S., 2002: Vegetation development patterns on skislopes in lowland Hokkaido, northern Japan. – *Biological Conservation* 108: 239-246.

WIPF S., RIXEN CH., FISCHER M., SCHMID B., STOECKLI V., 2005: Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. – *Journal of Applied Ecology* 42: 306-316.

Předběžný termín obhajoby

2019/20 LS – FŽP

Vedoucí práce

Ing. Karel Boublík, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra ekologie

Konzultant

Mgr. Viera Horáková

Elektronicky schváleno dne 2. 3. 2020

doc. Ing. Jiří Vojar, Ph.D.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 4. 3. 2020

prof. RNDr. Vladimír Bejček, CSc.

Děkan

V Praze dne 04. 06. 2020

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma: Vliv sjezdového lyžování na vegetaci sjezdových tratí v lesních porostech Krkonošského národního parku vypracoval samostatně a citoval jsem všechny informační zdroje, které jsem v práci použil a které jsem rovněž uvedl na konci práce v seznamu použitých informačních zdrojů.

Jsem si vědom, že na moji diplomovou práci se plně vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., o právu autorském, o právech souvisejících s právem autorským a o změně některých zákonů, ve znění pozdějších předpisů, především ustanovení § 35 odst. 3 tohoto zákona, tj. o užití tohoto díla.

Jsem si vědom, že odevzdáním diplomové práce souhlasím s jejím zveřejněním podle zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů, ve znění pozdějších předpisů, a to i bez ohledu na výsledek její obhajoby.

Svým podpisem rovněž prohlašuji, že elektronická verze práce je totožná s verzí tištěnou a že s údaji uvedenými v práci bylo nakládáno v souvislosti s GDPR.

Ve Vrchlabí, dne 24. 6. 2020

.....

Poděkování

Rád bych poděkoval Ing. Karlu Boublíkovi, Ph.D. za jeho ochotu při vedení této práce, poskytnutou metodickou pomoc, za jeho vstřícnost a cenné rady během konzultací. Dále bych rád poděkoval všem zaměstnancům Správy KRNAP za poskytnuté rady a své rodině za podporu a trpělivost při studiu.

Abstrakt

Předkládaná diplomová práce se zabývá širokou problematikou vlivu sjezdového lyžování na vegetaci sjezdových tratí. Zaměřena je na sjezdové tratě, které vznikly vykácením lesa. Pozornost byla věnována vlivu stáří sjezdové trati na vývoj vegetace a složení této vegetace. Dále práce porovnává vegetaci sjezdových tratí s vegetací okolních lesních porostů. V části literární rešerše přináší ucelený přehled dostupné české i zahraniční literatury týkající se zejména problematiky zatravňování a dalšího vývoje vegetace sjezdových tratí.

Vybrané lokality se nacházejí v Krkonošském národním parku, v naprosté většině v jeho ochranném pásmu. Sjezdové tratě, na kterých proběhlo fytocenologické snímkování, se nacházejí v hlavních lyžařských střediscích Krkonoš a to ve ski-areálech Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou, Janské Lázně, Herlíkovice, Harrachov a Rokytnice nad Jizerou.

Vegetace byla zmapována metodou fytocenologického snímkování za využití modifikované devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance. Došlo k vytvoření párových snímků umístěných jak na samotné sjezdové trati, tak v okolních lesních porostech.

Statistickou analýzou byl prokázán vliv stáří sjezdové trati na složení vegetace. Extrémní podmínky prostředí sjezdových tratí ovlivňují také určité specifické skupiny vegetace. Na starších sjezdových tratích se nachází větší množství např. hemikryptofytů či druhů s kombinací generativního a vegetativního rozmnožování.

Práce poukázala na složitost sledování změn vegetace na sjezdových tratích v horském prostředí, zejména díky dlouhodobému a kumulativnímu charakteru vlivů. Důležitým zjištěním je nutnost vytvoření metodiky či standardů pro výstavbu nových sjezdových tratí, jelikož počáteční fáze narušení prostředí při výstavbě může zásadně ovlivnit pozdější stabilizaci a vývoj vegetace vzniklých obnažených ploch.

Klíčová slova: fytocenologický snímek, změny vegetace, zimní ekologie

Abstract

The presented thesis deals with a wide range of the influence of downhill skiing on the vegetation of ski slopes. It focuses on downhill runs, which were created by deforestation. Attention was paid to the influence of the age of the downhill run on the development of vegetation and the composition of this vegetation. Furthermore, the thesis compares the vegetation of downhill runs with the vegetation of the surrounding forests. In the part of the literature search, it brings a comprehensive overview of available Czech and foreign literature concerning especially the issue of grassing and further development of the vegetation of ski slopes.

Selected localities are located in the Krkonoše National Park, the most majority in its protection zone. The ski slopes are located in the main ski resorts in the Krkonoše National Park, in the Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou, Janské Lázně, Herlíkovice, Harrachov and Rokytnice nad Jizerou ski resorts.

Vegetation was mapped by phytocenological plots using a modified nine-member Braun-Blanquet scale of abundance and dominance. Paired plots were created on the ski slope and in the surrounding forests.

The influence of age of the ski slope on the composition of vegetation was proved by statistical analysis. Extreme environmental conditions of ski slopes also affect certain specific groups of vegetation. On older ski slopes there are a larger number of hemicryptophytes or species with a combination generative and vegetative reproduction.

The thesis pointed out the complexity of monitoring changes in vegetation on ski slopes in the mountain environment, especially due to the long-term and cumulative nature of the effects. An important finding is the need to create a methodology or standards for the construction of new ski slopes, as the initial phase of environmental disturbance during construction can fundamentally affect the later stabilization and development of vegetation of the resulting exposed areas.

Key words: phytocenological plot, changes in vegetation, winter ecology

Obsah

1 Úvod.....	1
2 Cíle práce.....	2
3 Literární rešerše.....	3
3.1 Výstavba a zatravnování sjezdových tratí	3
3.2 Půdní a erozní procesy.....	8
3.3 Reakce vegetace na změnu stanovištních podmínek.....	9
4 Charakteristika zájmového území.....	13
4.1 Klimatické podmínky.....	13
4.2 Geologické, geomorfologické a pedologické podmínky.....	14
5 Metodika.....	16
5.1 Výběr lokalit.....	16
5.2 Sběr dat v terénu.....	17
5.3 Zpracování vegetačních dat.....	18
6 Výsledky.....	19
7 Diskuze.....	29
8 Závěr.....	33
9 Seznam literatury.....	34
9.1 Odborné publikace.....	34
9.2 Legislativní zdroje	40
9.3 Internetové zdroje a mapové podklady.....	40
10 Přílohy – volně vložené.....	40
10.1 Záznam fytoocenologických snímků.....	40
10.2 Záznam doplňujících informací k fytoocenologickým snímkům.....	40

1 Úvod

Horské ekosystémy jsou v posledních letech stále více ohrožovány rozvojem lyžařských středisek, těžkou mechanizací upravující sjezdové tratě či využíváním umělého sněhu. Vysoký počet obyvatel čím dál častěji tráví volný čas v horských oblastech, a proto dochází k rozrůstání evropských i světových lyžařských středisek (Wipf a kol. 2005). Rozvoj těchto oblastí je však důležitý vzhledem k socioekonomickým dopadům na horské regiony. Antropogenní vliv sjezdových areálů a změna horského prostředí je zároveň velmi patrná.

Výstavba lyžařských areálů se neobejde bez rozsáhlých terénních úprav, změn půdních a vodních poměrů. Dochází k nárůstu světelného a hlukového znečištění (Bašta 2005). Vykácením velké plochy lesa se vytvoří porostní stěny, které velmi často nezvládají odolávat větru či škůdcům. Problémem je též fragmentace rozsáhlých lesních komplexů a vznik ostrých hranic bez přechodových zón. Narušen je krajinný ráz horského prostředí (Štursa 2007; Flousek 2016). Fragmentace území a rušivá činnost v zimním období výrazně negativně působí na zvěř přežívající toto období nouze, jedná se např. o rysa ostrovida, tetřívka obecného či puštika bělavého (Flousek 2016). V České republice navíc lesy nacházející se v těchto horských partiích spadají pod tzv. lesy zvláštního určení, kde ochrana stanovištních podmínek, vodních poměrů či ochrana půdy je prioritním zájmem (Flousek, Harčarik 2009).

Tyto změny podmínek výrazně mění celkovou skladbu vegetace na nových sjezdových tratích (Flousek 2016). Ty by také neměly být realizovány pod 2000 m n. m., jelikož je zde nutnost využívání umělého zasněžování, které výrazně mění stanovištní podmínky (Allegrezza a kol. 2017). Vyjmenované změny znamenají značné nebezpečí a zvýšení počtu střetů mezi ochranou přírody a zájmy developerů (Zeidler a kol. 2016).

Vliv lyžařského provozu a umělého zasněžování na vegetaci se zdá být kumulativní, dlouhodobý a v místech s prioritou ochrany vzácné a specifické horské květeny je třeba na toto narušení nahlížet s nejvyšší opatrností a pečlivým monitoringem (Wipf a kol. 2005). Takový monitoring hodnotící rizika a jejich minimalizaci může ušetřit za asanační a rekultivační práce až 80 % nákladů (Ristić a kol. 2009). Z důvodu všech těchto vyjmenovaných problémů jsme v předkládané diplomové práci zmonitorovali vegetaci sjezdových tratí vzniklých vykácením lesních porostů v Krkonošském národním parku.

2 Cíle práce

Cílem práce je zjistit vliv lyžařského průmyslu na vegetaci sjezdových tratí umístěných v lesních porostech v Krkonošském národním parku a porovnat vegetaci sjezdovek s vegetací v okolních lesích. Studovány budou především změny vegetace v závislosti na stáří sjezdové tratě a migrace druhů z lesních porostů na luční a obráceně. Bude sledováno také složení vegetace, příp. migrace rostlinných druhů v závislosti na lesním vegetačním stupni a nadmořské výšce.

Dílčím cílem je zpracování literární rešerše na téma vlivu sjezdových tratí na vegetaci.

3 Literární rešerše

3.1 Výstavba a zatravnění sjezdových tratí

Výstavba nových sjezdových tratí v lesním prostředí se může realizovat základními dvěma způsoby. První možností je vykácení lesního porostu a následná úprava sklonu a povrchu těžkou technikou. Dochází tak k totálnímu odstranění veškeré vegetace, ohrožení rostlinných i živočišných druhů, ztrátě půdní semenné banky a převrstvení půdních horizontů (Ries 1996; Ristić a kol. 2009; Pintaldi a kol. 2017). Přičemž právě na nepřevrstvování jednotlivých půdních horizontů se často upozorňuje (Štursa 2007), na povrch se totiž dostává velké množství písku a hrubých kamenů (Gros a kol. 2004). Tento typ sjezdových tratí má poté až 5x menší vegetační pokryv než sjezdové tratě vytvořené druhou metodou (Wipf a kol. 2005). Druhá metoda je založena na citlivém vykácení stromů, vyřezání keřů a ostatní vysoké vegetace (Burt 2012). Nedochozí tak k razantním změnám struktury vegetace a ovlivnění fyzikálních a chemických vlastností půd (Delgado a kol. 2007; Pintaldi a kol. 2017). Šetrná úprava bez těžké techniky je vhodná na botanicky cenných stanovištích (Barni a kol. 2007) a také při ní nedochází k extrémnímu vysychání půd (Burt, Clary 2016). Počáteční narušení původního biotopu na budované sjezdové trati má tak značný vliv na pozdější zotavení vegetace. Zatímco na sjezdovkách, které vznikly šetrnou metodou je doba renaturace původního porostu podobného k okolním lesním stanovištím relativně krátká, tak při naprostém přetvoření biotopu těžkou mechanizací je doba několikanásobně delší. Velmi často se vegetace nepodobá referenčním plochám v okolí a nejsou zde pozorovány žádné společné trendy ve vývoji vegetace po opuštění, daleko více se prosazují náhodné kolonizace (Van Ommeren 2001; Burt, Clary 2016).

Naprostou prioritou na nově vybudovaných sjezdových tratích je jejich ozelenění (Štursa 2007) a tvorba hustého vegetačního krytu, který brání erozi a infiltruje dešťovou vodu (Argenti a kol. 2011; Burt, Clary 2016). Cílem ozelenění by mělo z dlouhodobého hlediska být vytvoření původního, co nejvíce přirozeného biotopu s dostatkem autochtonních druhů (Lorite a kol. 2010; Argenti a kol. 2011). Takový porost poté zajistí veškeré ekologické funkce (Argenti, Ferrari 2009) a jednoznačně lépe omezuje erozi a zvyšuje stabilitu (Tsuyuzaki 1993).

Hodnoceným parametrem může být např. podíl druhů kolonizujících sjezdovou trať z okolního prostředí a druhů pocházejících z osetí (Lorite a kol. 2010). Důležitá je však nutná blízkost zdrojového porostu, která poté napomáhá kolonizaci původních druhů (Argenti a kol. 2011). Po 4 letech od osetí se však poměr vysetých a kolonizujících druhů může přibližovat polovině (Argenti, Ferrari 2009).

Zhoršené pedologické a hydrologické vlastnosti mohou být zlepšeny úspěšným ozeleněním sjezdovky za využití trav (Delgado a kol. 2007; Martin a kol. 2010). Skrývka organominerálního horizontu při výstavbě sjezdové trati a jeho budoucí zpětné využití též pozitivně ovlivňuje proces zatravnění (Kangas a kol. 2009). Navezení 1 kg zahradního substrátu na m² však nemělo větší vliv na vegetaci zřejmě z důvodu splachu na velkém svahu (Fattorini 2001). Cílová pokryvnost vegetace na sjezdovkách by měla dosahovat alespoň 70-80 %. Předpokladem pro vytvoření takového zápoje již druhým rokem od výsevu je využití původních druhů v osevnické směsi. Zabránění erozním procesům a dostatečný pokryv v první vegetační sezóně je možný pouze s přidáním ochranné vrstvy, např. mulče (Tsuyuzaki 1995; Krautzer a kol. 2011). Nejlepším obdobím pro výsev jsou první 4 týdny po roztání sněhu, které zabezpečují dostatek vody (Graiss, Krautzer 2011). Úspěšná revegetace vysokohorských sjezdovek je však ztížena vysokým splachem semen, erozními procesy nebo nedostatečnou půdní semennou bankou (Isselin-Nondedeu, Bédécarrats 2007).



Obr. 1 Špatně založený vegetační pokryv po 7 letech od založení. Velké kameny značí nedodržení podmínky nepřevrstvování půdních horizontů. Lokalita Hoffmanovi boudy, Janské Lázně.

Osivo po výsevu by mělo být zajištěno další povrchovou vrstvou, např. slaměnou rohoží, rohoží z juty, kokosového vlákna či mulčováním senem. Rozdíly mezi použitým materiálem nejsou podstatné a jsou rovnocenným konkurentem tzv. hydrovýsevu (Graiss, Krautzer 2011). V prvních letech po výsevu mají rohože sice spíše brzdící účinek na růst, ale z dlouhodobého hlediska skvěle zachycují diaspory z okolí, poskytují vhodné místo pro klíčení a chrání rostliny před býložravci (Fattorini 2001). Úspěšné ozelenění musí být též podpořeno kvalitním odvodňovacím systémem svodnic (Štursa 2007; Burt 2012).

Problematické je složení používaných směsí k zatravnění. Často využívané komerční osevní směsi, doporučené výrobcí (Burt 2012), obsahují totiž různé kultivary původních druhů, např. *Agrostis capillaris*, *Lolium perenne* či *Festuca rubra* (Štursa 2007). Ty jsou využívány z důvodu vytvoření rychlého a hustého zápoje (Argenti, Ferrari 2009), jsou dobře dostupné a je jen velmi málo výrobců vyrábějících regionální osevní směsi (Burt 2012). V prvních sezónách tyto komerční kultivary dokáží odolávat stresu na sjezdových tratích vysokou produktivitou např. semen (Graiss, Krautzer 2011) a dobře zamezují nadměrné erozi (Tsuyuzaki 2002). Problémem je, že kultivary *F. rubra*, *Dactylis glomerata*, *Festuca ovina* i dalších druhů zůstávají dominantními v porostu i po 12, resp. 15-20 letech od zatravnění (Behan 1983; Bayfield 1996; Argenti a kol. 2011). Vysévané druhy trav postupně snižují svoji dominanci v porostu, avšak i po 25 letech od ozelenění jsou podstatnou složkou vegetace na sjezdových tratích (Bayfield 1996). Hustý porost vysévaných kultivarů poté brání přirozenému šíření původních, konkurenčně slabších druhů z okolních refugií (Bayfield 1996; Barni a kol. 2007). Zde také hrozí riziko genetické koroze původních porostů (Štursa 2007). Dlouhodobé důvody nevhodnosti využívání komerčních směsí jsou nízká teplota půdy a vzduchu či zkrácené vegetační období působící na nepůvodní druhy (Graiss, Krautzer 2011). Dobré šíření zejména ruderálních a nepůvodních druhů na sjezdových tratích potvrzuje i Puntieri (1991) či Štursa (2007). Velmi dobře kolonizují prázdné plochy např. druhy rodu *Artemisia* (Tsuyuzaki 1993). Tyto pionýrské druhy jsou však velmi nevhodné, jelikož nepřispívají dostatečně ke stabilizaci půdy (Burt 2012). Druhy jako *Hieracium alpinum*, *Myosotis palustris* či *Potentilla aurea* lze použít na dosažení v podobě předpěstovaných sazenic, které se na sjezdových tratích velmi dobře ujímají. Stejným způsobem lze využít rostliny s klonálním typem růstu. Velmi dobře prosperovali ve Švýcarských Alpách např. druhy *Phleum alpinum* a *Trisetum distichophyllum* (Fattorini 2001).

Vegetativní typ rozmnožování je výhodným oproti generativnímu díky zkrácené vegetační době na sjezdových tratích (Kammer 2002). Výsadba takových druhů v podobě předpěstovaných sazenic může být alternativou ke komerčnímu využívání osevních směsí (Fattorini 2001). Velmi vhodné je zahrnout do výsadby nízké keříčky kvůli kvalitnímu kořenovému systému. Ten mají keře složitější a hlubší, lépe tak zadržují dešťové srážky (Burt 2012). Obnova původního horského biotopu je na sjezdovkách proces pomalý a dlouhodobý. První růst keříčkovité vegetace s *Vaccinium myrtillus* z původních semen a částí přeživších rostlin na upravované sjezdovce byl zaznamenán až po 14 letech od výstavby (Rixen a kol. 2004).

Přirozená obnova vegetačního krytu po odlesnění a technických úpravách povrchu sjezdových tratí v Krkonoších většinou probíhá ve třech hlavních fázích:

1. iniciální mechová a lišejníková fáze

2. fáze s *Avenella flexuosa* a postupným pronikáním keříčků *Vaccinium myrtillus*, *V. vitis-idaea* či *Calluna vulgaris* a především silně výběžkaté trávy *Calamagrostis villosa*

3. klimaxové společenstvo *Calamagrostio villosae-Piceetum* (bez dřevinných pater), s převahou *C. villosa*, částečně pak *A. flexuosa* a sporadické druhy bylin (např. *Galium hircynicum*, *Melampyrum pratense*, *Maianthemum bifolium*, *Melandrium rubrum* a další) (Štursa 2007).



Obr. 2 Stabilizovaný porost s dominancí *V. myrtillus*, *C. villosa*, *A. flexuosa* a semenáčky dřevin. Lokalita Rýžoviště, Harrachov, porost založený před 54 lety.

Zejména zmiňovaný rod *Calamagrostis* má pozitivní vliv na udržování kationtů v horských okyselených půdách (Hédl a kol. 2012). Proto by ve využívaných osevních směsích měly být nosnými druhy *Deschampsia cespitosa* a *A. flexuosa* s příměsí *C. villosa* (Bayfield 1996; Štursa 2007). Druh *A. flexuosa* tvorbou trsů výborně zpevňuje povrch sjezdové tratě a zachycuje ostatní semena z okolí (Fattorini 2001). Plochý a malý tvar semen je výhodný k zatravňování na prudkých svazích oproti semenům kulatým a velkým (Thompson, Hutchinson 1986; Isselin-Nondedeu, Bédécarrats 2007). Využívání původních osevních směsí společně s úpravami parametrů půd (pH, struktura) jsou hlavními předpoklady kvalitního zatravnění (Barni a kol. 2007). Zlepšení půdy hnojením ve vysokohorských podmínkách stačí provést pouze jednou v první vegetační sezóně, pokud je využito místních druhů k osetí (Krautzer a kol. 2011).

Osevní směs by měla zahrnovat semena několika funkčních skupin např. z čeledi bobovité a trav. Právě trávy hrají poté klíčovou roli při omezování erozních procesů (Martin a kol. 2010). Vysoká diverzita takovýchto funkčních skupin a druhů v osevní směsi je dobrým předpokladem ke stabilitě půdy (Pohl a kol. 2009). Příměs původních druhů ve směsi komerčních trav a bobovitých způsobuje vyšší rozmanitost a rovnoměrnou pokrývnost na sjezdových tratích (Siniscalco a kol. 1998). Proces zatravnění též pozitivně ovlivňuje řízená extenzivní pastva dobytka, kdy dochází k narušování povrchu kopyty zvířat a vzniku mikrostanovišť, která zachycují velké množství semen (Isselin-Nondedeu, Bédécarrats 2007). Avšak Ries (1996) doporučuje provádět pastvu pouze na dobře zapojených porostech. Semena původních druhů rostlin je možné na sjezdové tratě dostat i za pomoci pokosené travní hmoty, tzv. mulčování zeleným senem. Mulč se rozhrne po povrchu tratě, semena se samovolně uvolní a zároveň jsou dobře kryta. Podmínkou je získání hmoty z co nejbližších luk v období od srpna do září (Štursa 2007).

3.2 Půdní a erozní procesy

Odstranění vegetace a dalších překážek, narušování vegetace letní turistikou, pastvou či pojezdem je velkým problémem vzhledem k zapojování porostů na sjezdovkách (Ries 1996; Burt 2012). Dochází k degradaci a ztrátě organominerálního horizontu, nadměrné erozi půd či mrazové soliflukci na vzniklých odlesněných plochách až do hloubky několika centimetrů (Ries 1996; Štursa 2007; Pintaldi a kol. 2017). Půda je z těchto ploch splachována po proudu do místní říční sítě a to i s přidávanými hnojivy pro zlepšování půdních parametrů (Kangas a kol. 2009; Ristić a kol. 2009), tvoří se hluboké erozní rýhy (Tsuyuzaki 1995). Nerespektování tvorby dobrého zápoje vegetace a neoponechání ochranné, alespoň 30 cm vysoké vrstvy sněhu před škodami rolbou vede k extrémní erozi až několika kilogramů půdy na m² (Ries 1996; Wardle, Fahey 2002). Rozsah této eroze je určen nejen vysokým povrchovým odtokem, ale i typem vegetačního krytu či půdními podmínkami (Graiss, Krautzer 2011).

Při nešetrné výstavbě sjezdovky těžkou technikou dochází k odstranění půdní mikrobioty a narušení mykorhizních vztahů. Hloubka půdy je zpravidla také nižší (Burt, Clary 2016). Na sjezdových tratích, které nejsou správně osety, klesá obsah organické hmoty a vody v půdě. Dochází ke zmenšení objemu a velikosti mikropórů, k nízkému procentu obsahu huminových kyselin v celkové organické hmotě půd a tyto hodnoty indikují zhoršené podmínky rozkladu rostlinného materiálu na sjezdových tratích (Delgado a kol. 2007). Půda po výstavbě sjezdové trati těžkou mechanizací mění svoje strukturální vlastnosti, jako je např. pórovitost (Gros a kol. 2004). Management na těchto tratích hraje důležitou roli vůči obsahu vody v půdě. Nejméně půdní vody se nachází na strojově vytvořených sjezdovkách s vysokým obsahem hrubého skeletu (Pintar a kol. 2009). Měřené parametry půdního sorpčního komplexu sjezdové tratě vykazují nižší hodnoty oproti okolním pozemkům (Hédl a kol. 2012). Hodnoty pH půdy jsou též vyšší na sjezdovkách než v přirozeném okolí (Barni a kol. 2007; Roux-Fouillet a kol. 2011). Naměřené hodnoty pH u přírodního sněhu se ve studii Kammer (2002) pohybovaly okolo pH 4,9, zatímco u sjezdovek s umělým sněhem hodnot 8,52.

Na sjezdových tratích se též opad akumuluje, hůře rozkládá a napomáhá rozmachu dominantních druhů jako např. *C. villosa* či *Rubus idaeus* (Banaš a kol. 2010). Zpomalený rozklad je ovlivněn zejména zhoršením izolace sněhu, snížením teploty půdy a délkou setrvání sněhové pokrývky (Zeidler a kol. 2014). Větší promrzání je dalším negativním vlivem působícím zejména na mikrobiální aktivitu, rozklad, mineralizaci dusíku či jemné kořeny rostlin (Rixen a kol. 2008). Banaš a kol. (2010) naměřili průměrný pokles teploty půd pod upraveným, ale přírodním sněhem, o 0,3 °C. Ruth-Balaganskaya a Myllynen-Malinen (2000) zdůrazňují, že půda na sjezdových tratích je většinou silně degradovaná s nedostatečným množstvím živin a semen. Při procesu revegetace je tak velmi vhodné využít horních půdních horizontů z nejbližšího okolí sjezdovky a vylepšit tím složky jako např. obsah mykorhizních bakterií, správný poměr živin a půdních mikroorganismů (Hédl a kol. 2012). Aplikaci organických hnojiv a zlepšení půdních podmínek doporučuje k úspěšnému ozelenění i Burt (2012). Zatravnění se tak stane rychlejším a příznivějším pro místně specifickou vegetaci. K výraznému snížení erozních procesů a odnosu půdy dochází již při pouhém 10 % vegetačním pokryvu. Důležité je však docílit pokryvnosti alespoň 50 %, která je dostačující pro stabilizaci povrchu nové sjezdové trati (Martin a kol. 2010).

3.3 Reakce vegetace na změnu stanovištních podmínek

Pokryvnost bylinného patra je na sjezdových tratích nižší než na okolních stanovištích (Kňazovičová a kol. 2018). Stejný trend se týká i druhové bohatosti, která může být až 2x vyšší na okolních pozemcích (Van Ommeren 2001). To potvrzuje též studie Rixen a kol. (2004), jejíž výsledky ukázaly, že biomasa *Vaccinium myrtillus* na sjezdovkách byla nižší než v okolních porostech. Faktory ovlivňující tento rozdíl jsou vedle mladšího stáří rostlin na sjezdovce též stresy jako např. mechanické narušování pomocí těžké techniky a lyžaři, zhutňování umělého sněhu a s tím spojené větší promrzání půdy. Důležitým faktorem je též vyšší nadmořská výška, která ovlivňuje rostliny zkrácením vegetační doby, omezením růstu a proto je zde také vegetační pokryv nižší (Thompson, Hutchinson 1986; Wipf a kol. 2005). Změna diverzity a pokryvnosti se projevuje i přes to, že na sjezdových tratích je zpravidla zvýšená dostupnost živin a vody (Wipf a kol. 2005; Barni a kol. 2007; Zeidler a kol. 2016). Některé studie sníženou diverzitu druhů nepotvrzují, jedná se však o šetrně vytvořené sjezdové tratě v nižších nadmořských výškách (Allegrezza a kol. 2017).

Ve vysokých nadmořských výškách proces kolonizace původními druhy probíhá pomaleji než v nižších nadmořských výškách (Argenti a kol. 2011). Nižší polohy sjezdových tratí tak mohou vykazovat vysokou diverzitu díky kombinaci druhů osevních směsí a dobré kolonizaci místních, původních druhů z okolí (Kangas a kol. 2009). Prvotně vyseté druhy jsou v průběhu let nahrazovány konkurenčně méně zdatnými druhy z okolí (Argenti a kol. 2011), tento proces je však dlouhodobý (Bayfield 1980). Dobrymi kolonizátory v horských podmínkách jsou např. *Nardus stricta*, *Agrostis capillaris*, *Alchemilla alpina* či *Gnaphalium supinum* (Bayfield 1996). Pozorování vegetace na sjezdové trati upravované těžkou technikou mezi lety 2000 a 2008 zaznamenalo, že na těchto silně disturbovaných sjezdových tratích dochází ke zhoršování stavu vegetace. Vegetace snižovala pokryvnost, produktivitu i diverzitu druhů (Roux-Fouillet a kol. 2011). Pourová a kol. (2010) v dlouhodobém pokusu zjistili, že mulčování v podmínkách horských luk v Krkonoších vedlo k významnému poklesu druhové bohatosti luk. Mulčování jsou preferovány zejména druhy degradovaných a ruderalních stanovišť, a proto pro dlouhodobé udržování luk sjezdových tratí v cenných lokalitách není nejvhodnějším managementem.

Izolace přírodní vrstvou sněhu způsobuje stabilní povrchovou teplotu půdy okolo 0 °C (Rixen a kol. 2008). Umělý sníh má nižší propustnost, která vede k nedostatku kyslíku a ke zvýšení obsahu CO₂. Pozměněné koncentrace mohou být kritické pro druhy citlivé na mráz, např. *Trifolium montanum* (Newesely a kol. 1994; Wipf a kol. 2005). Umělé zasněžování může za určitých podmínek mechanické narušování minimalizovat a podporuje keříčkovou vegetaci. Negativem je však zkrácení vegetační doby až o 4 týdny (Keller a kol. 2004; Allegrezza a kol. 2017), při úpravě přírodního sněhu průměrně o 3 týdny (Zeidler a kol. 2016). Zvýšení hustoty sněhu rolbami posouvá dobu tání sněhu, posouvá se doba kvetení a celá fenologie druhů, což nevyhovuje hlavně časně kvetoucím druhům (Wipf a kol. 2005; Zeidler a kol. 2016). Zejména proto vyšší hustota sněhu rostliny ovlivňuje více než pouhá hloubka sněhu (Rixen a kol. 2008). Akumulace sněhu na sjezdových tratích způsobuje též jarní přemokření, kterému však např. *Trifolium hybridum*, *Heracleum sphondylium* či *Silene dioica* dobře odolávají (Thompson, Hutchinson 1986; Kammer 2002; Banaš a kol. 2010). Právě jarní tání sněhu a zvýšení teploty spouští růst vysokohorských rostlin.

Na sjezdových tratích s upraveným sněhem je počáteční fáze růstu rostlin zpožděna (Keller a kol. 2004; Zeidler a kol. 2016). U druhu *Athyrium distentifolium* bylo změřeno zpoždění růstu na sjezdových tratích průměrně o 10 dnů. Rozdíl byl patrný zejména na začátku vegetačního období a rostliny v dalším průběhu začaly více investovat do generativní fáze růstu a zůstaly i později menšího vzrůstu (Banaš a kol. 2010). *Vaccinium myrtillus* je považován za konzervativní druh co se načasování fenofází týče, i přes tyto vlastnosti bylo zjištěno zvýšení množství květů a plodů na sjezdových tratích až 3× oproti okolním pozemkům. Avšak pouze 50 % květů úspěšně dozrálo do stadia zralého plodu (Zeidler a kol. 2016).

Dotace vodou může dosahovat až 132% průměrných srážek v dané oblasti (Kammer 2002). Díky vyšší vlhkosti půd a vyluhování je zde proto zvýšena i kyselost půd (Banaš a kol. 2010). Obecně druhy z čeledi *Fabaceae* v těchto pozmeněných podmínkách dobře prosperují a jsou jedním z možných důvodů zvýšeného množství živin na sjezdových tratích (Fattorini 2001; Wipf a kol. 2005). Umělý sníh podporuje jarní povrchový odtok a svým obsahem dotuje sjezdové tratě živinami a zvyšuje pH půdy. Zjistilo se, že právě zvýšené pH a obsah živin s mechanickým narušováním povrchu půdy brání např. ecesi keřů z okolních porostů (Kangas a kol. 2009). Umělé zasněžování též podporuje společenstva chionofilních (sněhomilných) druhů rostlin na úkor druhů chionofóbních (sněhostřezných) (Wipf a kol. 2005). Zvýšení živin umělým zasněžováním též ohrožuje původní subalpínské trávníky s *Nardus stricta* (Kammer 2002) a vytváří se spíše mezofilní typy trávníků (Allegrezza a kol. 2017). Druhové složení nového vegetačního pokryvu je díky těmto podmínkám zpravidla naprosto odlišné od okolních společenstev, změna stanovištních podmínek totiž brání kolonizaci i po několik desetiletí od opuštění sjezdovky (Barni a kol. 2007; Rixen a kol. 2008; Burt, Clary 2016). Reakcí je tak např. zvýšená pokryvnost mechového patra na sjezdových tratích než v jejím okolí (Barni a kol. 2007). Nacházíme ovšem i druhy, které se vyššímu stresu na sjezdových tratích dokáží přizpůsobit a prosperují díky potlačování přirozené konkurence. Jedná se o zástupce hemikryptofyt, např. *Potentilla aurea* (Rixen a kol. 2004). Na produktivních stanovištích nižších poloh tvoří *Festuca rubra* a *Trifolium hybridum* dominantní porosty, s vyšší nadmořskou výškou však jejich zastoupení v porostech sjezdových tratí ubývá a jsou nahrazovány konkurenčně slabšími druhy *Agrostis capillaris* a *Phleum pratense*. Potvrzuje se tak teorie, že s vyšší nadmořskou výškou produktivita stanovišť klesá (Thompson a Hutchinson 1986).

Trávy se v porostech sjezdových tratí prosazují v prvních sezónách a se stářím jejich podíl ve vegetaci klesá (Wipf a kol. 2005). Největší změny lze pozorovat u původně suchých stanovišť s rody *Bromus* a *Helictotrichon*. V těchto porostech dochází k úbytku suchomilných druhů a přibývání druhů trojštětových luk rostoucích na živinami bohatých půdách. Viditelné změny byly pozorovány již po 10 letech od aplikace umělého zasněžování a obecně došlo k poklesu druhové bohatosti a změnám mezi porosty na sjezdových tratích a mimo ně (Kammer 2002). Proto by umělé zasněžování mělo být na sjezdových tratích s těmito citlivými suchomilnými společenstvy omezováno (Roux-Fouillet a kol. 2011). Vyšší počet nepůvodních, často invazních druhů z osévání zůstává v okolí cest a na širokých sjezdovkách daleko vzdálených od okraje lesa (Titus, Landau 2003; Kňazovičová 2018). Důležitý je i management omezující pohyb po sjezdových tratích a míru narušování zejména v období duben-květen. Tím dochází k ochraně vytrvalých druhů, které dokončují růst zásobních orgánů a podporuje se tak jejich budoucí setrvání na sjezdových tratích (Puntieri 1991).



Obr. 3 Vegetační pokryv založený metodou mulčování zeleným senem. Vrstva mulče zabraňuje erozním procesům, avšak zapojování porostu je i přesto velmi pomalé. Lokalita Javořák, Pec pod Sněžkou, porost založený před 2 lety.

4 Charakteristika zájmového území

Krkonošský národní park se nachází na severu České republiky, na rozmezí Královehradeckého a Libereckého kraje, v okresech Trutnov, Semily a Jablonec nad Nisou. Jedná se o region významný jak přírodními, tak i kulturně historickými památkami (Miko a kol. 2003). K vyhlášení území národním parkem došlo nařízením vlády č. 41/1963 Sb. 17. května 1963 (Bašta, Štursa 2013). Dnes jsou zde na ploše 363 km² (ochranné pásmo 184 km²) chráněny zejména fenomény jako např. subarktická rašeliniště, alpské trávníky, květnaté horské louky či ledem a mrazem formovaná krajina (Miko a kol. 2003).

Z historického hlediska se krajina Krkonoš formovala člověkem již od středověku. Místní obyvatelstvo zde před šesti stoletími těžilo nerostné suroviny a ve velkém též dřevo. Původní fragmenty lesů tak zůstaly pouze na nedostupných místech a zbytek lesů je dnes kulturních s pozměněnou druhovou skladbou s převahou *Picea abies*. V 17. až 19. století zde fungoval systém budního zemědělství, který dal vzniku loukám a pastvinám s dobyt看kem. Vysokohorské podmínky však nedovolovaly vysokých výnosů a postupně byla zakázána i pastva v lesích. Z uvedených důvodů se stále více začal prosazovat turismus.

Ekonomický pokrok na konci 19. století umožnil výstavbu silnic vedoucí údolím na Špindlerův Mlýn či Pec pod Sněžkou. V údolích vyrostly luxusní hotely. První lanovky na Černou horu (1928), Pláň (1947) či Sněžku (1950) znamenaly zpřístupnění nejvyšších partií i pro nespportovce. Zimní turistika prožila dobu rozkvětu na přelomu 19. a 20. století. Z lyží původně používaných pouze pro lesnický personál se stal oblíbený sportovní nástroj. Zejména v druhé polovině 20. století přibývaly další a další sjezdové tratě. Některé byly budovány šetrným způsobem (Lysá Hora), většina vystavěna těžkou technikou (Medvědí). Vykácení velkých ploch lesa společně s vlivem imisních zátěží ze 70 let vedlo k obrovskému záboru lesa ku prospěchu sjezdového lyžování (Bašta, Štursa 2013).

4.1 Klimatické podmínky

Krkonoše tvoří přirozenou horskou bariéru, na kterou naráží vlhké a studené západní větrné proudění od Atlantiku. Tyto větry způsobují vysoké množství dešťových i sněhových srážek a nízké teploty. Výsledkem je klima podobné oceánickému a je tvrdší než v Tatrách či na Šumavě. Typické je i velmi rychlé střídání počasí v krátkých časových úsecích.

Průměrná roční teplota se v Krkonoších pohybuje mezi +6 až 0 °C. Nejchladněji je na Sněžce +0,2 °C, Špindlerův Mlýn má +4,7 °C, Harrachov +4,9 °C či Žacléř s +6,1 °C. Nejteplejším měsícem je červenec, nejchladnější leden (Správa KRNAP 2010).

Krkonoše jsou typické bohatou srážkovou činností zejména v nejvyšších polohách (Krahulec, Pátková 1997). Na úpatích roční srážky činí průměrně 800 mm, na hřebenech dosahují k hranici 1 200 až 1 400 mm. Nejvíce srážek je průměrně v Peci pod Sněžkou (1 405 mm). Roční srážkové úhrny jsou však v rámci jednotlivých let velmi proměnlivé. Sněhová pokrývka leží v nejvyšších partiích Krkonoš i více než 180 dní v roce, v nižších polohách průměrně 150 dní. Mocnost sněhu je ovlivňována větry a v závětrších je akumulace vyšší. Nejvyšší mocnost sněhu 15 m byla naměřena na lavinovém poli v Modrém dole, tzv. Mapa republiky.

V Krkonoších převládají západní až jihozápadní větry. Největřnějšími místy jsou náhorní plošiny okolo Labské a Luční boudy nebo vrchol Sněžky s rychlostí větru i přes 150 km/h (Správa KRNAP 2010).

4.2 Geologické, geomorfologické a pedologické podmínky

Krkonoše jsou spolu se sousedními Jizerskými horami tvořeny starohorními a prvohorními krystalickými břidlicemi, zejména svory, fylity či ortorulami o stáří až jedné miliardy let. Celý geologický komplex těchto pohoří je nazýván tzv. krkonoško-jizerským krystalinikem. V jižní části Krkonoš je krystalinikum nahrazováno mladšími sedimenty, jako jsou např. permokarbonské horniny (podkrkonošský permokarbon) (Chaloupský 1989).

Výrazným prvkem je též krkonoško-jizerský pluton, žulové těleso pocházející z karbonu. Tvoří linii Slezského hřbetu Krkonoš od úpatí Sněžky po Harrachov a téměř celé Jizerské hory. Při kontaktu s karbonátovými horninami vytvořil krkonošská ložiska nerostných surovin např. Harrachov, Herlíkovice či Obří důl.

Modelace reliéfu Krkonoš nastává až v období třetihor a čtvrtohor. Výzdvihem pohoří třetihorním alpínským vrásněním došlo k modelaci typické sítě hlubokých říčních údolí a rozčlenění Krkonoš. Nejpatrnější jsou však útvary vzniklé čtvrtohorním střídáním dob ledových a meziledových. Jedná se o četné ledovcové kary, sněžníky, trogy či jiná ledovcová údolí (např. Labský a Obří důl).

Kyselé, minerálně chudé geologické podloží a chladné, velmi vlhké klima vytvořily kyselé krkonošské půdy. V nižších polohách se jedná o hnědé lesní půdy, rašelinné či humusové subtypy podzolů se nacházejí ve vyšších polohách, na vápencových výchozech se nachází vzácné rendziny. Vzácnými typy jsou v nejvyšších partiích půdy tříděné mrazem či půdy rašelinné (Správa KRNP 2010).

Tab. 1 Tabulka popisující geologické podloží, rozsah nadmořských výšek a lesních vegetačních stupňů jednotlivých snímkových sjezdových tratí.

lokality	geologické podloží	nadmořská výška (m n. m.)	lesní vegetační stupně
Mědvědí tréinková/černá	svor/fylit	745 - 1235	6 - 8
Horní Míšečky turistická	svor/fylit	1040 - 1235	7 - 8
Svatý Petr černá	svor	750 - 1190	6 - 8
Hromovka turistická/Hromovka I.	svor	700 - 1190	6 - 8
Hromovka II.	svor	700 - 870	6
Stoh	svor	805 - 1205	6 - 8
Lysá hora červená FIS	svor/fylit	725 - 1305	6 - 9
Lysá hora turistická/Slalomák	svor/fylit	810 - 1305	7 - 9
Hnědý vrch červená	svor/rula	895 - 1210	8
Hnědý vrch černá	svor/rula	1075 - 1210	8
Javořík	ortorula	1000 - 1085	7 - 8
Javor	ortorula	820 - 1085	6 - 8
Rýžoviště černá	fylit/svor	720 - 1020	6 - 7
Rýžoviště červená I.	svor	720 - 1020	6 - 7
Harrachov červená II.	svor/fylit/granit	665 - 1020	6 - 7
Hofmanky/černá	ortorula	780 - 1255	6 - 8
Protěž/Ford Černožská	ortorula	700 - 1255	6 - 8
Žalý rodinná	ortorula	600 - 1000	5 - 7
Žalý závodní	ortorula	600 - 1000	5 - 7

5 Metodika

Téma diplomové práce vznikalo po dlouhých diskuzích s několika odborníky. Specifikace na sjezdové tratě vzniklé vykácením lesa se odvíjela od projektu Mgr. Martina Kočího, Ph.D., jenž se věnuje sjezdovým tratím na lučních stanovištích. Lokalizace v Krkonošském národním parku zase navazuje na dřívější floristickou inventarizaci sjezdových tratí provedenou RNDr. Janem Štursou v letech 1976-1978 a znovu roku 2006.

Kapitola literární rešerše detailně popisuje problematiku vegetace na sjezdových tratích. Využito bylo článků z kvalitních zahraničních časopisů a knih. Vše vyhledáváno pomocí Google Scholar či Web of Science.

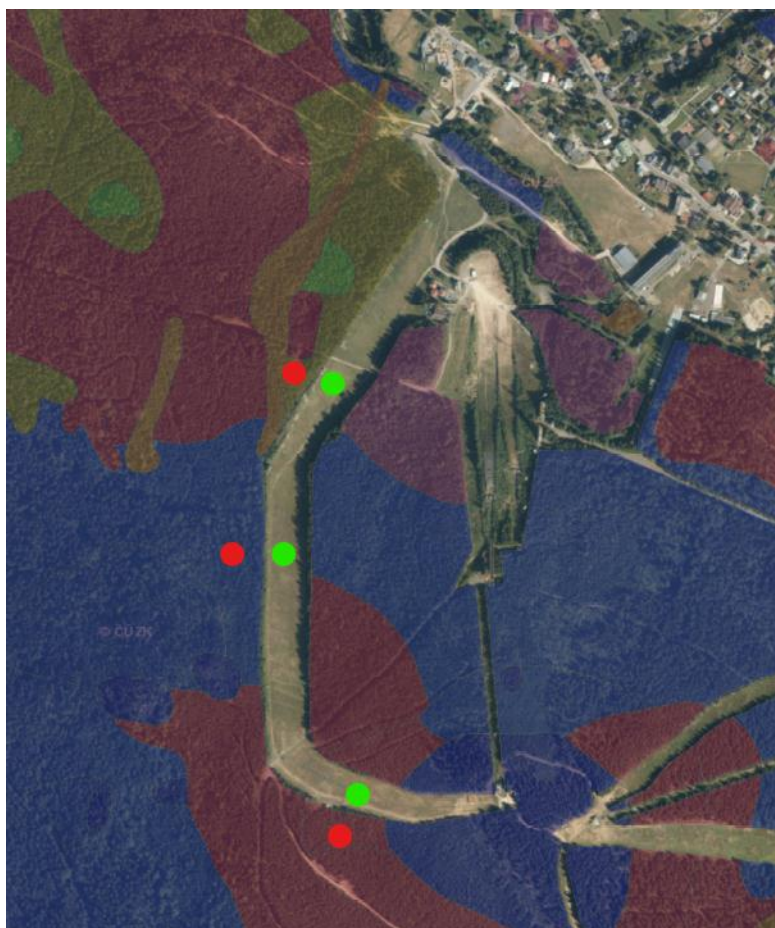
5.1 Výběr lokalit

Vybrané sjezdové tratě jsou rozprostřeny na celém území Krkonošského národního parku a jeho ochranného pásma. První podmínkou výběru byla realizace sjezdovky vykácením lesa na původně lesní půdě. Výběr a lokalizace proběhla na základě vypůjčení starých ortofotomap Krkonošského národního parku od Správy KRNAP a jejich prostudování v programu ArcGIS. Díky těmto vrstvám byly vyloučeny plochy, kde přesně nelze určit, zda zde byl les odstraněn ještě před výstavbou sjezdovky a např. se zde uskutečňovala již pastva. Jedná se o snímky v nižších polohách, u paty sjezdovek.

Dalším parametrem výběru sjezdových tratí byla doba od založení. Diplomová práce zachytila co nejrůznorodější strukturu založení sjezdových tratí v Krkonoších. Od úplně nejmladších, jako je sjezdovka Javořák z roku 2017, až po sjezdovky založené v 60. a 70. letech 20. století. Přesné určení roku založení sjezdových tratí bylo odvozeno od již zmiňovaných historických ortofotomap, ale též díky archivu RNDr. Jana Štursy či zkušeností Ing. Pavla Kobra. Některé typické lesní sjezdové tratě byly vynechány, zejména z důvodu stejného data založení s okolními sjezdovkami, ale také díky velmi podobným stanovištním podmínkám.

5.2 Sběr dat v terénu

Na vybraných sjezdových tratích během měsíců června a července roku 2019 proběhlo fytoocenologické snímkování vegetace. S ohledem na okolní lesní porosty a hledání jistých podobností a trendů vegetace byly jednotlivé fytoocenologické snímky umísťovány na základě lesních vegetačních stupňů (dále jen LVS) (ÚHUL 2003) zobrazených do vrstev v prostředí ArcGIS. Snímky byly umísťovány pouze do zonálních porostů. Vynechány byly lokality s ekologickými řadami, jako jsou např. řada obohacená vodou, oglejená či rašelinná. Snímkování probíhalo párově. Jeden snímek byl pořízen na samotné sjezdové trati, druhý v přilehlém lesním porostu. Snímek o velikosti 10 x 10 m byl umístěn do středu každého LVS procházejícího sjezdovou tratí a okolním lesním porostem. Snímek vegetace sjezdové trati byl umístěn poté také do středu dané sjezdovky. Snímek mapující vegetaci v okolním lesním porostu byl umístěn minimálně 50 m od okraje lesa, v porostu starším 80 let. Nesnímkovalo se na pasekách, ve vykácených kottících apod.



Obr. 4 Schéma umístění párových fytoocenologických snímků na sjezdovce. Červeně snímky umístěné v lese, zeleně snímky umístěné na sjezdové trati. Na základní ortofotomaps byla promítnuta typologická mapa s údaji o lesních vegetačních stupních (Správa KRNAP a kol. 2000).

90 fytocenologických snímků bylo zapsáno dle metodiky curyšsko-montpelliérské školy (Moravec a kol. 1994). Jednotlivé pokryvnosti druhů ve vegetačních patrech (E3 stromové patro, E2 keřové patro, E1 bylinné patro, E0 mechové patro) byly odhadovány pomocí modifikované devítičlenné Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance (r, +, 1, 2m, 2a, 2b, 3, 4, 5) (Westhoff V., Van der Maarel E. 1978). Determinace druhů nebyla provedena u mechového patra E0. Ostatní patra byla determinována a nomenklatura vyšších rostlin byla sjednocena podle Klíče ke květeně České republiky (Kaplan a kol. 2019). Převážná část taxonů byla určena na úroveň druhu (u problematických druhů byla určena pouze rodová úroveň či úroveň skupiny druhů).

K jednotlivým fytocenologickým snímkům byla též zjišťována hlavičková data. Jedná se o datum, nadmořskou výšku, LVS, expozici a sklon svahu. Každý snímek má též přiděleny souřadnice GPS (pomocí Garmin Dakota 10) a terénní lokalizaci, která reflektuje neměnné orientační body v terénu (vrcholy hor, kostely apod.).

5.3 Zpracování vegetačních dat

Nasbírané vegetační snímky byly přepsány do digitální podoby v programu Turboveg for Windows (Hennekens, Schaminée 2001). Zapsány a přiřazeny byly též hlavičkové údaje. Data z programu Turboveg for Windows byla následně importována do programu JUICE 7.1 (Tichý, 2002), kde proběhla jejich další úprava a příprava na vstup do programů R a CANOCO. Výsledná grafická úprava tabulek s hlavičkovými údaji a fytocenologickými snímky byla provedena v programu Microsoft Excel.

K jednotlivým taxonům byly připojeny jejich vlastnosti z databáze české flóry a vegetace Pladias (Pladias 2014-2020). Jednalo se o charakteristiky životní formu, životní strategii a způsob rozmnožování.

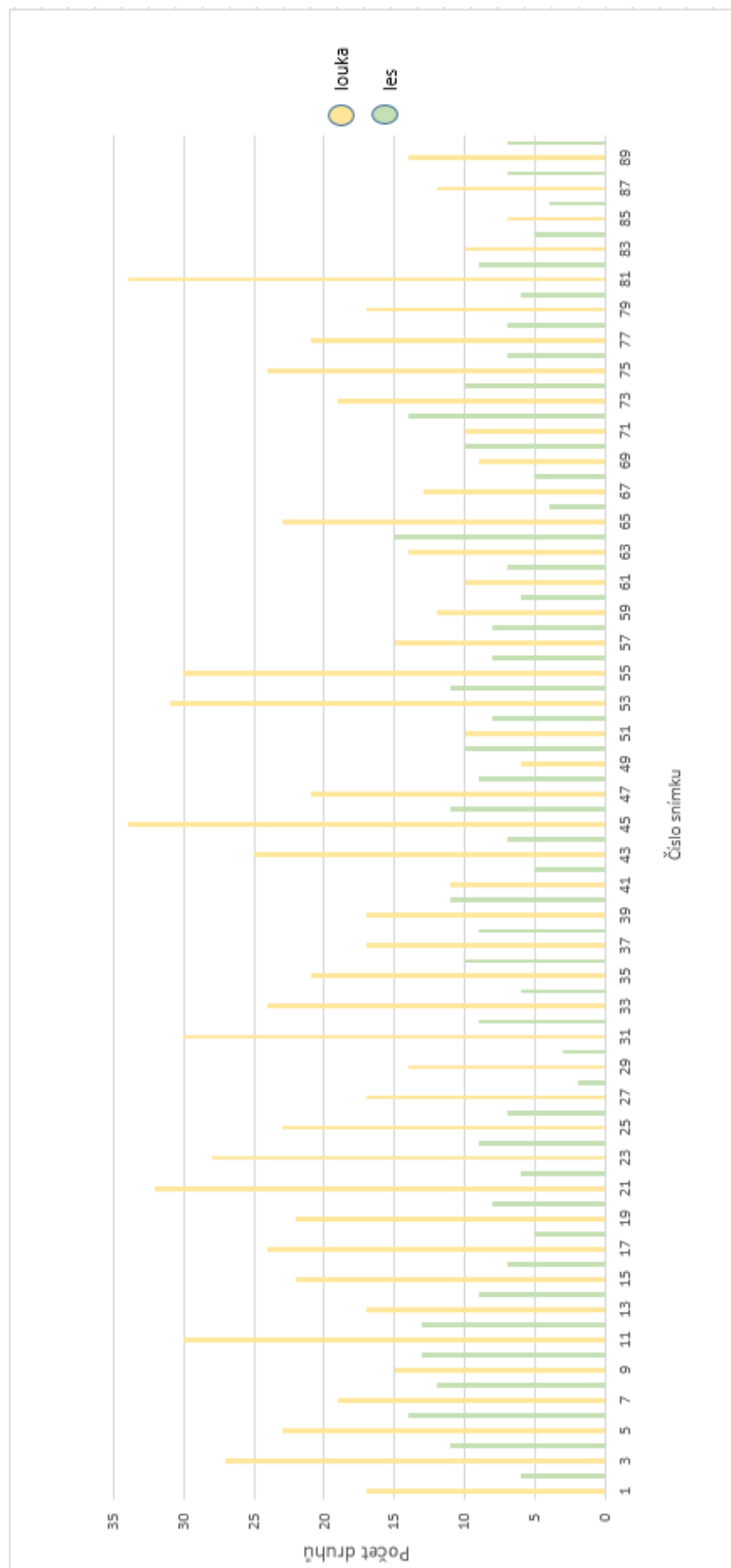
Připravená data byla statisticky zpracována programy CANOCO a R 3.5.1 (R Development Core Team 2011) za využití specializovaných knihoven vegan, ggplot2, grid, gridExtra a Rmisc. Vlivy, charakteristiky a popis vegetace sjezdových tratí byly vyhodnoceny za využití generalizovaného lineárního modelu a mnohorozměrných ordinačních analýz.

6 Výsledky

Celkový počet druhů zaznamenaný ve všech snímcích byl 143. V lučních snímcích bylo zaznamenáno 117 druhů, v lesních snímcích 36 druhů. Na ploše jednoho snímku se průměrně nacházelo 19 druhů v lučních snímcích a 8 druhů ve snímcích lesních (viz Obr. 5). 27 druhů se nacházelo jak ve snímcích na sjezdové trati, tak ve snímcích umístěných v lese. Z tohoto počtu 5 druhů dřevin rostlo ve snímcích umístěných na sjezdovce v podobě semenáčků (viz Tab. 2).

Tab. 2 Seznam druhů zaznamenaných v lučních i lesních společenstvech.

Druhy lučních i lesních snímků
<i>Acer pseudoplatanus, Athyrium distentifolium</i>
<i>Athyrium filix-femina, Avenella flexuosa</i>
<i>Betula pendula, Bistorta officinalis</i>
<i>Calamagrostis villosa, Carex pilulifera</i>
<i>Dryopteris carthusiana, Galium saxatile</i>
<i>Gentiana asclepiadea, Homogyne alpina</i>
<i>Larix decidua, Luzula luzuloides</i>
<i>Maianthemum bifolium, Melampyrum pratense</i>
<i>Melampyrum sylvaticum, Nardus stricta</i>
<i>Picea abies, Polygonatum verticillatum</i>
<i>Rubus idaeus, Senecio ovatus</i>
<i>Silene dioica, Sorbus aucuparia</i>
<i>Trientalis europaea, Vaccinium myrtillus</i>
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>



Obr. 5 Počty druhů v jednotlivých fytocenologických snímcích.

Během terénního zápisu fytoocenologických snímků bylo zaznamenáno 10 druhů chráněných zákonem či uvedených v Červeném seznamu cévnatých rostlin. Druh *Streptopus amplexifolius* byl zaznamenán pouze v jediném snímku umístěném v lese. Druh *Diphasiastrum ×oellgaardii* zaznamenán pouze na černé sjezdovce Medvědin. *Gentiana asclepiadea* jako ikonický druh Krkonoš roste hojně jak ve snímcích umístěných na sjezdové trati, tak ve snímcích v lesním prostředí. *Thesium alpinum* zaznamenáno pouze v jediném snímku umístěném na sjezdovce. *Blechnum spicant* roste na snímcích umístěných v lese, jakožto typický zástupce smrkových kultur, acidofilních smrčín a bučin. Endemit Krkonoš, *Campanula bohemica*, byl zaznamenán na lokalitě sjezdovky Stoh a sjezdovky Javor.

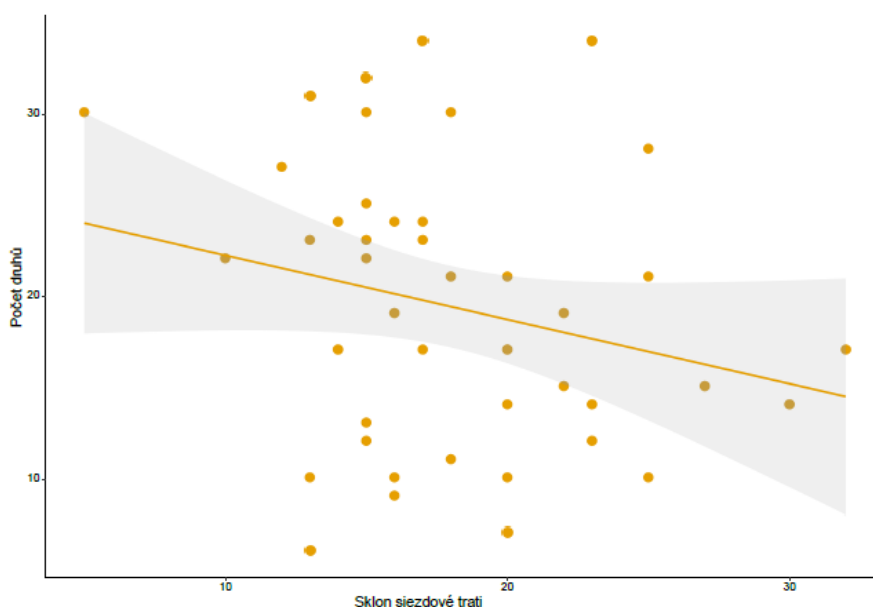
Tab. 3 Tabulka popisující kategorie ohrožení chráněných druhů či druhů Červeného seznamu zaznamenaných ve fytoocenologických snímcích této diplomové práce.

Druh	Červený seznam - národní (Grulich 2017)	Zákonná ochrana (Vyhláška č. 395/ 1992 Sb.)
<i>Phleum alpinum</i>	C3 - ohrožený taxon	-
<i>Streptopus amplexifolius</i>	C2t - silně ohrožený taxon, ustupující	-
<i>Veratrum album</i>	C4a - vzácnější taxon vyžadující pozornost	ohrožený
<i>Blechnum spicant</i>	C4a - vzácnější taxon vyžadující pozornost	-
<i>Thesium alpinum</i>	C3 - ohrožený taxon	-
<i>Campanula bohemica</i>	C2b - silně ohrožený taxon, vzácný a ustupující	silně ohrožený
<i>Lycopodium clavatum</i>	C3 - ohrožený taxon	-
<i>Diphasiastrum ×oellgaardii</i>	C1b - kriticky ohrožený taxon, vzácný a ustupující	-
<i>Gentiana asclepiadea</i>	C3 - ohrožený taxon	ohrožený
<i>Dactylorhiza majalis</i>	C3 - ohrožený taxon	ohrožený



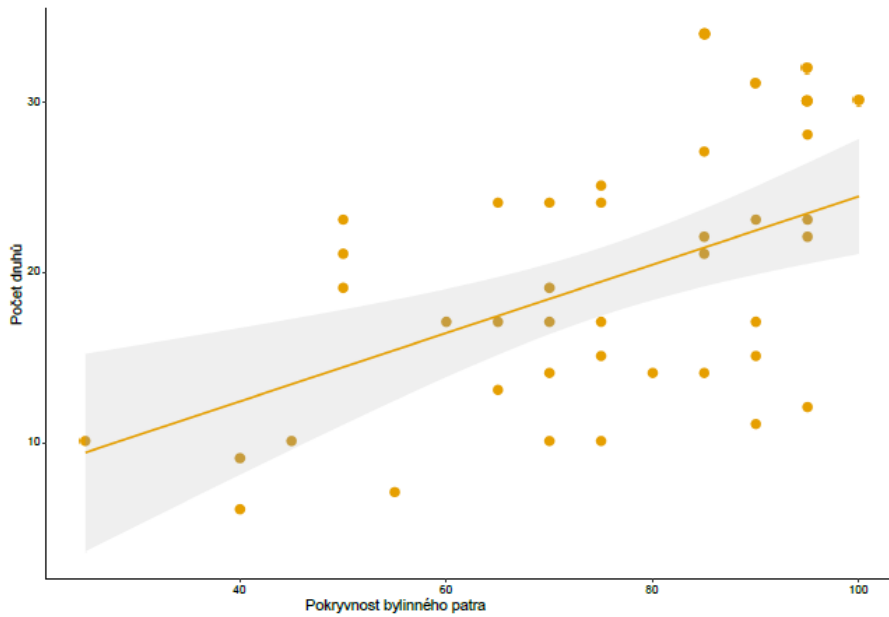
Obr. 6 Dle Červeného seznamu (Grulich 2017) kriticky ohrožený druh *Diphasiastrum ×oellgaardii* zaznamenaný na lokalitě Medvědin, Špindlerův Mlýn.

Mezi důležité proměnné ovlivňující vegetaci na stanovišti patří geomorfologie a tvar terénu. Sklon vybraných sjezdových tratí se pohyboval od 5° do 32°. Nejprudší sjezdovou tratí byla sjezdovka Stoh ve Špindlerově Mlýně. Statistické výsledky této diplomové práce průkazně říkají, že sklon má vliv na vegetaci ($P=0.0241$) sjezdových tratí, kdy při sklonu vyšším než 15-20° dochází k úbytku počtu druhů (viz Obr. 7).



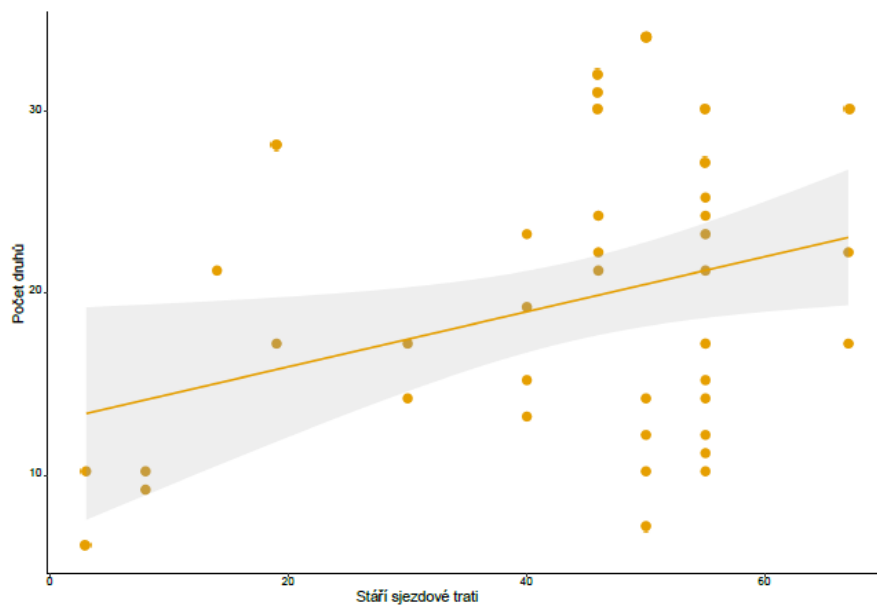
Obr. 7 Vliv sklonu terénu na počet druhů na sjezdové trati.

Další měřené stanovištní parametry (nadmořská výška, expozice) vegetaci statisticky průkazně neovlivnily ($P=0.307$, 0.757). Statisticky průkazně ($P=<0.001$) však vyšla korelace pokryvnosti bylinného patra a počtu druhů (viz Obr. 8). S rostoucí pokryvností přibývá počet druhů rostlin. Vysoká pokryvnost bylinného patra na sjezdových tratích tak automaticky nemusí znamenat sníženou diverzitu druhů ku prospěchu druhů dominantních.



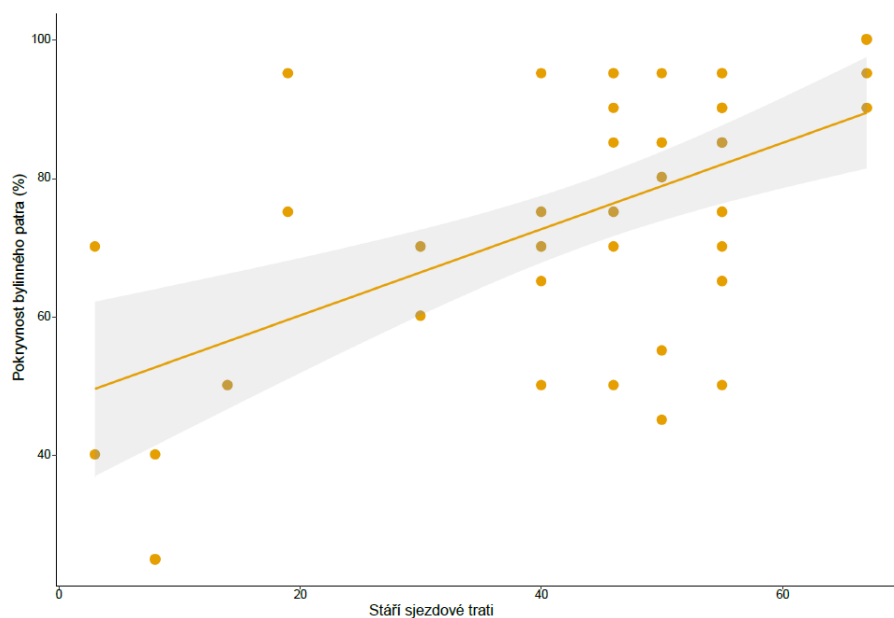
Obr. 8 Vysoká pokryvnost bylinného patra na sledovaných snímcích koreluje s nárůstem počtu druhů ve snímku, na hladině významnosti $p < 0.001$.

Druhová bohatost vegetace sjezdových tratí je dobou od založení sjezdovky ovlivněna ($P=0.000156$), na starších sjezdovkách se vyskytuje více druhů než na sjezdovkách mladších (viz Obr. 9).

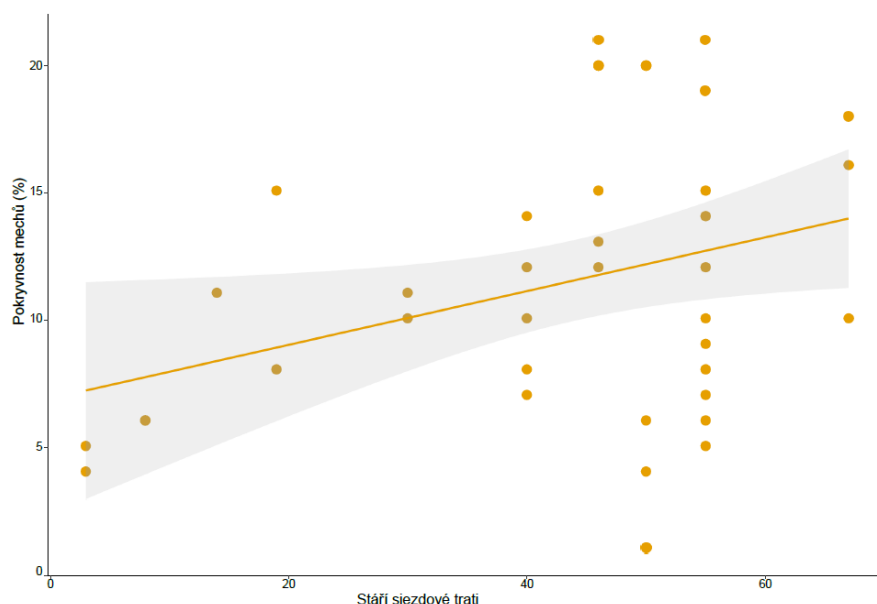


Obr. 9 Na hladině významnosti $p < 0.001$ s vyšším stářím sjezdové trati roste i počet druhů.

Statisticky průkazně lze definovat vztah, kdy s vyšším stářím sjezdové trati roste pokryvnost bylinného ($P < 0.001$, viz Obr. 10) i mechového patra ($P = 0.000154$, viz Obr. 11). Právě pokryvnost mechového patra se zdá být důležitým parametrem charakterizujícím prostředí sjezdovek (viz diskuze). Na snímcích umístěných na sjezdové trati byla pokryvnost mechového patra průměrně 19.3%, zatímco v okolním lesním prostředí pouze 15.4%.

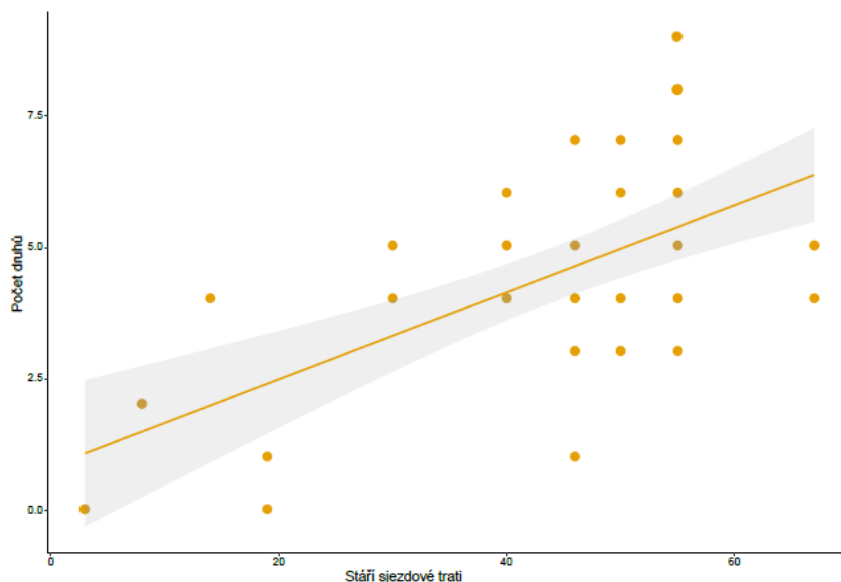


Obr. 10 Pokryvnost bylinného patra se se stářím sjezdové trati zvyšuje na hladině významnosti $p < 0.001$.



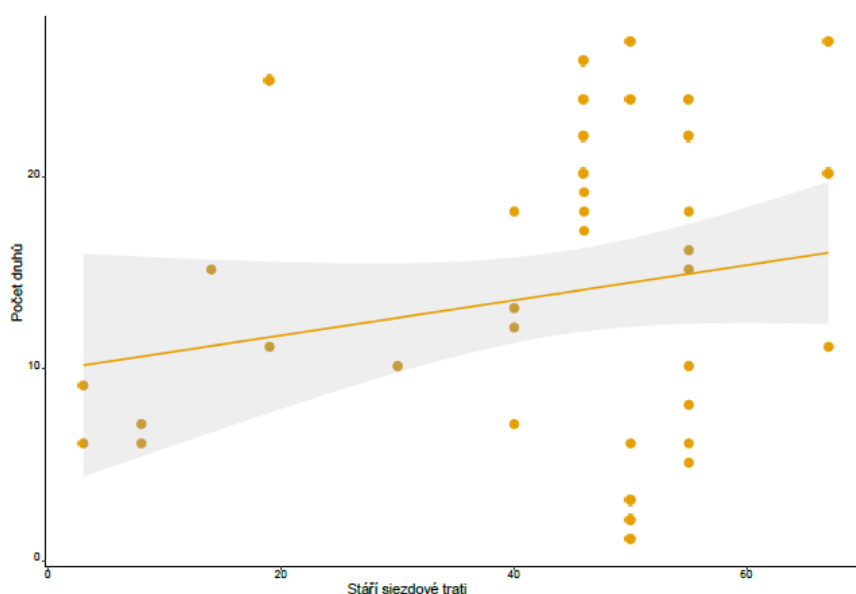
Obr. 11 Pokryvnost mechového patra se se stářím sjezdové trati zvyšuje na hladině významnosti $p < 0.001$.

Chování vegetace v závislosti na stáří sjezdové trati bylo otestováno též na základě klasifikací životních forem (Kaplan a kol. 2019) a životních strategií (Klotz, Kühn 2002). Průkazně dochází k nárůstu podílu S ($P=0.01415$) a CS ($P<0.001$, viz Obr. 12) druhů u starých sjezdovek, tedy druhů se stres toleranční strategií a přechodnou formou mezi stres toleranční a kompetitivní strategií.



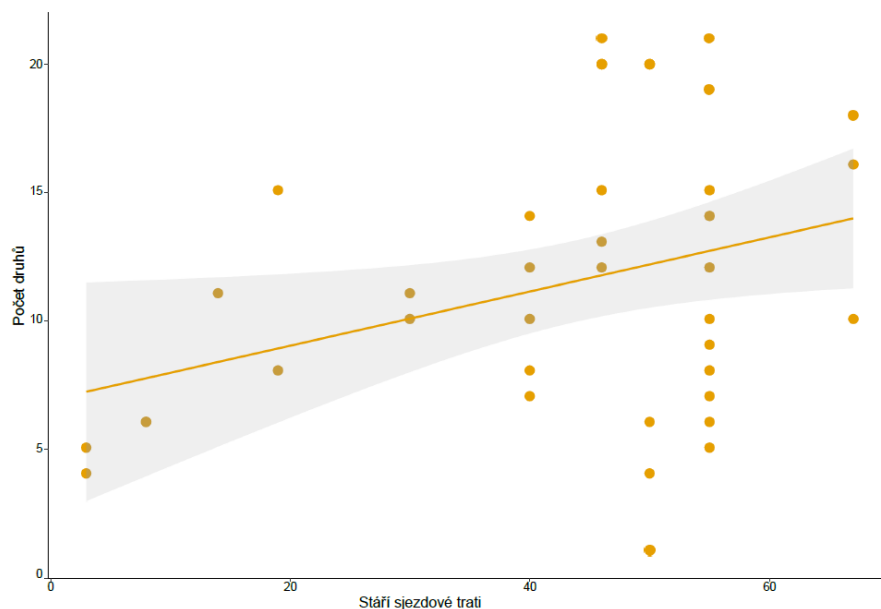
Obr. 12 Na hladině významnosti $p<0.001$ s vyšším stářím sjezdové trati roste i více druhů s CS strategií.

Vegetace hodnocená dle Raunkiaerovi klasifikace životních forem (Raunkiaer 1934) vykazuje s vyšším stářím sjezdové trati vyšší výskyt hemikryptofytů ($P=0.0068$) (viz Obr. 13), méně průkazně též přibývá geofytů ($P=0.0131$) či chamaefytů ($P=0.0144$).



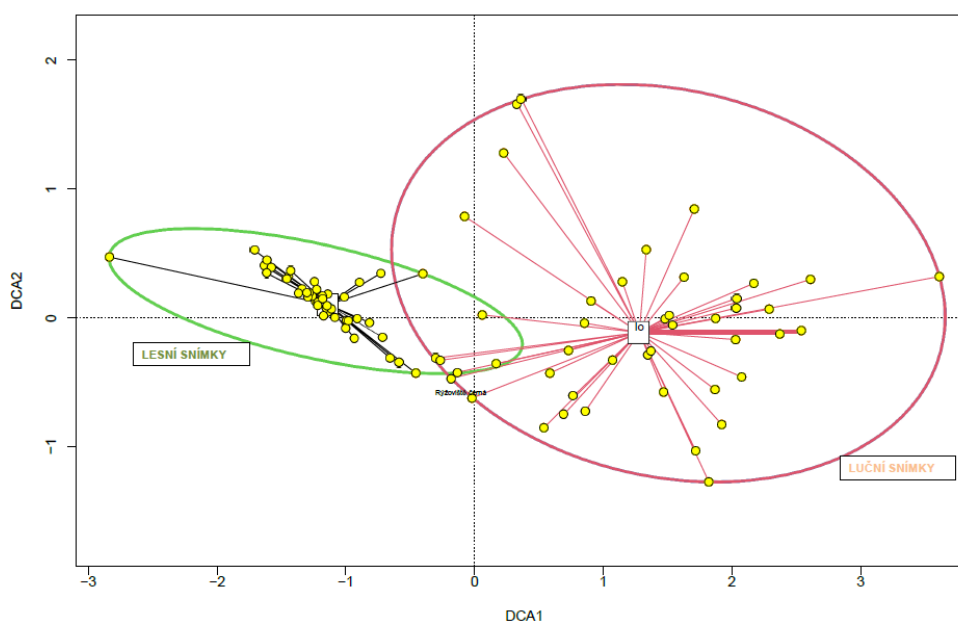
Obr. 13 Na průkazné hladině $p<0.01$ na starších sjezdovkách přibývá rostlin hemikryptofytů.

Při statistickém vyhodnocení způsobů rozmnožování druhů vyskytujících se na sjezdových tratích vychází průkazně, že druhy rostlin s vegetativním ($P=0.0499$) či s kombinací vegetativního a generativního rozmnožování ($P=0.000617$), na starších sjezdových tratích přibývají (viz Obr. 14).



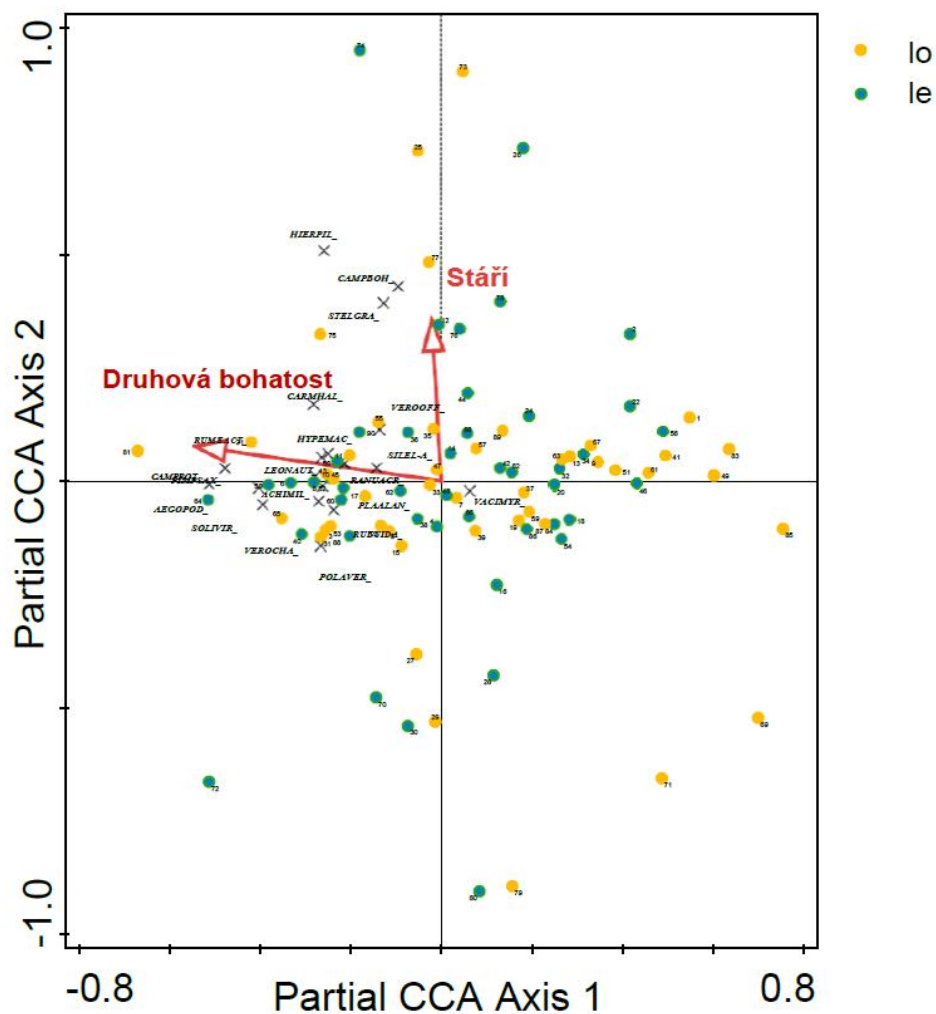
Obr. 14 Na průkazné hladině $p < 0.001$ roste časem na sjezdovkách více druhů s vegetativně-generativním způsobem rozmnožování.

Ordinační analýzy ukázaly při využití detrendované korespondenční analýzy (DCA, viz Obr. 15), že vegetačním složením se snímky luční a lesní neliší. Lze sledovat jasně rozlišené skupiny snímků sjezdových tratí a snímků z lesního okolního prostředí. U lesních snímků lze pozorovat vysokou podobnost všech hodnocených lokalit, luční snímky jsou více diferenciovány. Nejvyšší podobnost ve druhovém složení vegetace sjezdové trati a okolního lesního porostu představují snímky černé sjezdovky z Harrachova-Rýžoviště, avšak při detailnější analýze nevykazuje vegetace starších sjezdových tratí podobnost s vegetací okolních lesů.



Obr. 15 Ordinační diagram analýzy DCA – podobnost snímků. Zeleně jsou ohraničeny snímky umístěné v lesních porostech v okolí sjezdové tratě. Červeně jsou označeny snímky umístěné na sjezdových tratích.

Kanonickou korespondenční analýzou (CCA) bylo provedeno znázornění vztahu mezi dvěma proměnnými, a to stářím sjezdových tratí a počtem druhů. Jak lze vidět na diagramu (viz Obr. 16), nelze přesně definovat tento vztah, avšak mírná korelace (přímá úměrnost) je znázorněna. Bylo vysvětleno 18.7% variability, přičemž naprostá většina byla vysvětlena druhovou bohatostí a pouze malá část stářím sjezdovek. Další analýzou tohoto výsledku nelze např. zaznamenat trend týkající se počtu druhů mezi lučními a lesními snímky. Z nejprůkazněji odpovídajících 20 znázorněných druhů stojí za zmínku druh *Vaccinium myrtillus*, jenž se jako dominanta vyskytoval na sjezdovkách jakéhokoliv stáří. Spíše na starších sjezdovkách se poté vyskytují druhy jako *Campanula bohemica*, *Stellaria graminea* či *Hieracium pilosella*. V prostředí druhově bohatém rostou např. *Campanula rotundifolia*, *Pimpinella saxifraga* či *Aegopodium podagraria*.



Obr. 16 Ordinační diagram analýzy CCA. Zobrazeno je 20 nejvíce průkazných druhů. Vysvětlivky druhů: *HIERPIL_* - *Hieracium pilosella*/*Pilosella officinarum*, *CAMPBOH_* - *Campanula bohemica*, *STELGRA_* - *Stellaria graminea*, *CARMHAL_* - *Cardaminopsis halleri*/*Arabidopsis halleri*, *VEROOFF_* - *Veronica officinalis*, *SILEL-A_* - *Silene latifolia* ssp. *Alba*, *HYPEMAC_* - *Hypericum maculatum*, *RUMEA CT_* - *Rumex acetosella* s. lat., *CAMPROT_* - *Campanula rotundifolia*, *PIMPSAX_* - *Pimpinella saxifraga*, *AEGOPOD_* - *Aegopodium podagraria*, *SOLIVIR_* - *Solidago virgaurea*, *VEROCHA_* - *Veronica chamaedrys*, *ACHIMIL_* - *Achillea millefolium*, *LEONAUT_* - *Leontodon autumnalis*, *RANUACR_* - *Ranunculus acris*, *PLAALAN_* - *Plantago lanceolata*, *RUBUIDA_* - *Rubus idaeus*, *VACIMYR_* - *Vaccinium myrtillus*, *POLAVER_* - *Polygonatum verticillatum*. Žlutě označené jsou luční snímky, zeleně lesní.

7 Diskuze

Pravidelně narušované prostředí sjezdových tratí může mít i pozitivní vliv na vzácné rostlinné druhy (viz Tab. 3). Druhy s nízkou konkurenceschopností mohou na těchto stanovištích nacházet náhradní stanoviště pro svůj růst. Na krkonošských sjezdovkách se jedná např. o výskyt druhů z čeledi *Lycopodiaceae* (Štursa 2007). Tyto údaje mohou potvrdit i záznamy ve snímcích předkládané diplomové práce. Druh *Lycopodium clavatum* byl zaznamenán v pěti snímcích na sjezdovkách a také pozorován hojně mimo snímky v ostatních částech sjezdových tratí. Druh je přitom podle Červeného seznamu cévnatých rostlin České republiky (Grulich 2017) uváděn jako ohrožený taxon. Vzácný a téměř raritní je též výskyt několika druhů z rodu *Diphasiastrum* na lokalitě Medvědíň ve Špindlerově Mlýně (Procházka, Harčarik 1999). Diplomová práce potvrdila výskyt *Diphasiastrum xoellgaardii* v jediném snímku na lokalitě Medvědíň černá sjezdovka, druh byl však hojně pozorován i mimo snímek v okolí. Tento druh je veden jako kriticky ohrožený taxon, vzácný a ustupující (Grulich 2017).

Při pohledu na dvě řádově odlišná čísla početnosti druhů na lesních a lučních snímcích by se dalo při výstavbách sjezdových tratí v lesním prostředí hovořit o vytvoření nových lokalit s vyšší diverzitou druhů, avšak fragmentace lesa, jeho následné oslabení, či riziko nepřiměřené eroze a eutrofizace prostředí jsou důvody vyvracející tuto myšlenku. Taktéž při diskuzi o sjezdových tratích vytvořených v lesním prostředí nelze příliš argumentovat snížením druhové diverzity. Tento proces ztráty diverzity se děje u lučních typů sjezdovek při porovnání s jejich okolím (Van Ommeren 2001; Rixen a kol. 2004). Výsledky této diplomové práce však prokázaly především nárůst počtu druhů s vyšším stářím sjezdovky (viz Obr. 9). Tento výsledek je odůvodněn počátečním narušením, kdy se na nových sjezdových tratích složitě obnovuje vegetace, v počátečních letech přežívá pouze několik druhů a trvá delší časový úsek, než začne druhů i pokryvnosti drnu přibývat. Druhy, jenž jsou pod dlouhodobým vlivem lyžařského provozu schopné na sjezdových tratích úspěšně růst, využívají především vegetativního rozmnožování s možným doplněním rozmnožování se semeny (viz Obr. 14).

Tyto druhy na sjezdovkách s časem přibývají a jsou schopny odolávat zkrácené vegetační sezóně a pravidelnému mulčování (viz Kammer 2002). Náročné podmínky a management porostů na sjezdovkách tak předurčuje druhy s čistě generativním rozmnožováním k ústupu. Analýza životních strategií tak jen utvrdila závěry, že na sjezdových tratích se z dlouhodobého hlediska mohou vyskytovat pouze druhy s alespoň částečně stres tolerujícími strategiemi (viz Obr. 12).

Štursa (2007) uvádí celkový počet 161 zaznamenaných druhů cévnatých rostlin na 18 sjezdovkách v Krkonoších z let 1976-1978. Z let 2005-2006 uvádí poté z 14 sjezdovek 274 druhů cévnatých rostlin. Velké rozdíly v diverzitě druhů mezi výsledky diplomové práce a pracemi Štursy lze vysvětlit. Při sledování vegetace Štursou byly zaznamenány veškeré druhy rostoucí na sjezdových tratích, nejednalo se o přesně lokalizované snímkování, ale spíše o soupis druhů. Výhodou fytoecologického snímkování praktikovaného v této práci je lepší představa o složení typického bylinného společenstva sjezdových tratí vybudovaných na lesních pozemcích, což byl též záměr práce. Získaný počet 117 druhů je nejnižší z uvedených, nezahrnuje totiž např. sporadický výskyt druhů či druhy azonálních společenstev.

Diverzitu snímkových lučních porostů můžeme alespoň hrubě porovnat s diverzitou lučních společenstev Krkonoš. Druhově chudé krkonošské louky mívají diverzitu do 20 druhů cévnatých rostlin. Středně bohaté louky mívají okolo 20-30 druhů a bohaté louky v Krkonoších poté 40 a více bylinných druhů (Štursa a kol. 1996). Toto srovnání je však jen velmi hrubé, jelikož velikost snímků ze studie Štursy a kol. (1996) je velmi heterogenní a pohybuje se od několika málo m² až po snímky s 25 i více m². I tak lze ale konstatovat, že luční společenstva sjezdových tratí vytvořených na původně lesních pozemcích jsou svojí bohatostí spíše druhově chudá v rámci luk v Krkonoších. Nepříliš vysoká druhová diverzita vegetace na sjezdových tratích tak může být zapříčiněna několika faktory. Prudké svahy například omezují růst nových kolonizujících druhů, druhů invazních, jelikož zde dochází k vyššímu vymývání živin z půdy, erozi a tím k ochuzování těchto mělkých půd (Bennie a kol. 2006).

Sklonové parametry na sjezdových tratích jsou také důležité z hlediska náročnosti, ale též bezpečnosti, pro samotné lyžaře. Při tvorbě nové sjezdové trati je však potřeba stále brát v potaz schopnost rostlinných druhů růst na svazích o určitém sklonu. Dle Obr. 7 lze vidět ústup ve výskytu mnoha druhů při překonání hranice 20°. Zpevnění svahu vegetací je jedním ze základních cílů nově vznikajících sjezdovek. Nesmí tak docházet k tvorbě nových sjezdovek se sklonem vyšším než 30°. Velké množství druhů již nedokáže na takovém stanovišti zdárně růst a vegetace při ještě vyšších sklonech nedokáže stabilizovat tyto svahy (Kokutse a kol. 2016). Vedle pH půdy Allegrezza a kol. (2014) zmiňuje právě sklon terénu jako nejdůležitější podmínku ovlivňující druhovou bohatost vegetace. Vliv nadmořské výšky na vegetaci v prostředí vybraných sjezdovek nebyl prokázán. Rostlinné druhy se vyskytovaly po celé délce sjezdové trati ve velmi podobných počtech. Titus a Landau (2003) ve své studii sjezdových tratí z amerického státu Nevada též neprokazují vliv nadmořské výšky na vegetaci sjezdovek, možným vysvětlením je nedostatečně dlouhý sledovaný gradient.

Od počátku založení nové sjezdové trati dochází k postupnému zapojování vegetačního pokryvu, tento proces je v horských podmínkách však velmi pomalý. Z výsledků této diplomové práce dochází k potvrzení informace ze studie Barni a kol. (2007), která došla k závěru, že na povrchu sjezdových tratí se nachází vyšší procento pokryvnosti mechového patra než v okolních porostech. Stejných výsledků jsme též naměřili v Krkonoších. Mechové a lišejníkové iniciální stádium vegetace je důležité zejména z důvodu omezení půdní eroze (Štursa 2007). Postupným zarůstáním bylinným patrem však neztrácí na pokryvnosti, ale v čase se jeho pokryvnost stále zvyšuje. Vyšší procento pokryvnosti mechového patra na sjezdových tratích je nejspíše zapříčiněno vysokým stresem, erozními procesy či nižší celkovou pokryvností vegetace na sjezdovkách (Barni a kol. 2007).

Díky pravidelnému sečení či mulčování vegetace sjezdových tratí dochází k potlačování vyšší bylinné vegetace. Společně s dalšími disturbancemi probíhajícími na sjezdovkách tak vzniká prostředí, které je pro druhy hemikryptofytické pozitivní (viz Obr. 13). Rixen a kol. (2004) tento závěr potvrzují např. u druhu *Potentilla aurea*. Důležitou výhodou hemikryptofyt prosperujících na sjezdových tratích je zřejmě uložení jejich obnovovacích pupenů blízko povrchu půdy a tudíž menší zranitelnost při mechanických narušeních provozem na sjezdovkách. Prosperující populace hemikryptofytů na sjezdovkách, např. druhů *Phyteuma orbiculare* či *Gentiana lutea*, uvádí též studie Allegrezza a kol. (2017).

Při bližším analyzování pořízených fytoocenologických snímků existuje několik druhů, které jsou svým dominantním výskytem charakteristické pro naprostou většinu stanovišť sjezdových tratí. Jedná se zejména o vytrvalé trsnaté i výběžkaté trávy – *Agrostis capillaris*, *Avenella flexuosa*, *Festuca rubra*, *Nardus stricta* a *Calamagrostis villosa*. Tyto druhy uvádí i Štursa (2007) jako dominanty a zdůrazňuje jejich význam pro vytvoření dokonalého travního drnu, který poté zabraňuje erozním procesům. Také 4 z těchto dominantních druhů se významně vyskytovaly v bylinném patře snímků umístěných v lese. To, že většina dominantních druhů sjezdových tratí roste i v okolních lesích potvrzuje též Puntieri ve své studii (1991). Jedním z důvodů, proč jsou zmiňované druhy dominantní, může být i způsob obhospodařování těchto lučních porostů – mulčování. Mulčování totiž vyhovuje právě druhům *F. rubra*, *A. capillaris* či *A. flexuosa* a dalším travám a ostřicím. Bohužel tento zavedený management způsobuje možné ubývání dvouděložných bylin květnatých horských luk z prostředí sjezdovek (Lexa, Krahulec 2000).

Z výsledků je patrné, že sjezdové tratě založené po roce 2000 velmi ovlivňují statistické výsledky a k přesnějšímu testování by bylo zapotřebí nasbírat data v rámci např. disertační práce z celého území České republiky. Tím by se dalo docílit lepší vyrovnanosti dat, zejména doplnění chybějících snímků z nově založených sjezdovek. Vegetace sjezdových tratí, vyjma nejmladších snímků, se však v čase příliš nemění a změna druhové diverzity nejspíše nastává až za výrazně delší dobu než jsme zatím schopni sledovat. Vegetace je tak formována kumulací všech možných vlivů vyplívajících z provozování sjezdového lyžování. Největší ovlivnění však nastává při samotném zakládání nové sjezdové tratě. V rámci této diplomové práce nebyla žádná lokalita budována šetrným způsobem (viz literární rešerše), který by zamezil tak radikální změně vegetace. Největší změny vegetace v době výstavby a následnou stabilizace těchto změn popisují i Wardle a Fahey (2002). Ke změnám v druhovém složení dochází velmi pomalu. Štursa (2007), stejně jako Wardle a Fahey (2002) vidí největší změnu v iniciálním stádiu, kdy se prosazují zejména mechy a lišejníky. V pozdějších letech, kdy dochází k zapojení travních porostů na sjezdovkách, již vegetace nevykazuje výraznějších změn. Dalším podstatným vlivem ovlivňující naše výsledky či vegetaci sjezdových tratí obecně je fakt, že nejstarší sjezdovky nebyly tak intenzivně osévány a zatravňovány jako sjezdovky budované v posledních letech. Jednou z dalších proměnných, jenž by při dalším studiu vegetace sjezdových tratí umístěných v lese mohla mít vliv je šířka samotného pruhu sjezdovky. Tento faktor by tak mohl ovlivňovat rychlost migrace druhů z lesního prostředí na sjezdovou trať.

8 Závěr

Cílem předkládané diplomové práce bylo zjistit, jaký vliv má lyžařský průmysl na vegetaci sjezdových tratí v Krkonošském národním parku. Za využití fytoocenologického snímkování bylo zmapováno složení vegetace na sjezdovkách různého stáří, které ale vždy musely být umístěny na původně lesní pozemku.

Celkem bylo na vybraných sjezdových tratích nalezeno 117 druhů rostlin. Při srovnání této druhové bohatosti se jedná v rámci Krkonoš spíše o nižší druhovou bohatost lučních stanovišť. Pozorováno bylo též 10 vzácných či ohrožených druhů, pro které může být pravidelně narušovaný povrch sjezdových tratí ideálním stanovištěm k přežívání před konkurenčně zdatnějšími druhy. Působení stresových faktorů lyžařského provozu více vyhovuje druhům s alespoň částečně stres toleranční životní strategií a s vegetativním rozmnožováním podpořené často i rozmnožováním semeny. Pro druhy šířící se pouze semeny mohou být zejména zkrácená vegetační doba a brzké obhospodařování mulčováním hlavními faktory ovlivňující nedozrávání semen. Bylinné patro nejstarších sledovaných sjezdových tratí se však nijak výrazně nepodobá bylinnému patru okolních lesů a sledování trendů vývoje vegetace „lesních“ sjezdových tratí by tak mělo být předmětem dlouhodobého monitoringu.

Výsledky diplomové práce zdůraznily problematiku zatravňování obnažených ploch vzniklých výstavbou sjezdových tratí. Prvotní nešetrný stavební zásah za využití těžké techniky má zřejmě největší vliv na následný stav vegetace a její podobu (viz také Van Ommeren 2001). Druhová diverzita a pokryvnost bylinného patra na nově vzniklých sjezdovkách je v prvním desetiletí velmi nízká. Nově vzniklému společenstvu trvá dlouhou dobu, než vznikne kompaktní bylinný porost zamezující erozním procesům. Z tohoto důvodu se vyšší druhová bohatost nachází na nejstarších, stabilizovaných, sjezdových tratích v Krkonoších.

Závěry několika zmiňovaných studií i závěry této diplomové práce tak upozorňují na nutnost vytvoření standardů či metodik jasně vymezujících stavební postupy tvorby nových sjezdových tratí. V budoucích letech by se nové tratě již neměli stavět způsobem, při kterém dochází k odstranění celého vegetačního pokryvu a ztrátě půdní semenné banky.

9 Seznam literatury

9.1 Odborné publikace

ALLEGREZZA M., BALLELLI S., CIUCCI V., MENTONI M., PESARESI S., 2014: The vegetation and the plant landscape of Monte Sassotetto (Sibillini Mountains, Central Apennines). - *Plant Sociology* 51/1: 59-87.

ALLEGREZZA M., COCCO S., PESARESI S., COURCHESNE F., CORTI G., 2017: Effect of snowpack management on grassland biodiversity and soil properties at a ski resort in the Mediterranean basin (central Italy). – *Plant Biosystems – An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology* 151/6: 1101-1110.

ARGENTI G., FERRARI L., 2009: Plant cover evolution and naturalisation of revegetated ski runs in an Apennine ski resort (Italy). – *iForest – Biogeosciences and Forestry* 2: 178-182.

ARGENTI G., SEPPOLONI I., FRANCI M., STAGLIANÓ N., 2011: Evoluzione di inerbimenti in piste da sci in diversi contesti ambientali. – *Forest@* 8: 208-215.

BANAŠ M., ZEIDLER M., DUCHOSLAV M., HOŠEK J., 2010: Growth of Alpine lady-fern (*Athyrium distentifolium*) and plant species composition on a ski piste in the Hrubý Jeseník Mts., Czech Republic. – *Annales Botanici Fennici* 47/4: 280-292.

BARNI E., FREPPAZ M., SINISCALCO C., 2007: Interactions between Vegetation, Roots, and Soil Stability in Restored High-altitude Ski Runs in the Alps. – *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 39/1: 25-33.

BAŠTA J., 2005: Bílé noci krkonošské. - *Krkonoše – Jizerské hory* 5: 12-13.

BAŠTA J., ŠTURSA J. 50 let Krkonošského národního parku. Vrchlabí: Správa Krkonošského národního parku, 2013. 178 s.

BAYFIELD N. G., 1980: Replacement of vegetation on disturbed ground near ski lifts in the Cairngorm Mountains, Scotland. – *Journal of Biogeography* 7: 249-260.

BAYFIELD N. G., 1996: Long-term changes in colonization of bulldozed ski pistes at Cairn Gorm, Scotland. – *Journal of Applied Ecology* 33: 1359-1365.

BEHAN M. J., 1983: The Suitability of Commercially Available Grass Species for Revegetation of Montana Ski Area. – *Journal of Range Management* 36/6: 565-567.

BENNIE J., HILL M. O., BAXTER R., HUNTLEY B., 2006: Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. – *Journal of Ecology* 94: 355-368.

BURT J. W., 2012: Developing Restoration Planting Mixes for Active Ski Slopes: A Multi-Site Reference Community Approach. – *Environmental Management* 49: 636-648.

BURT J. W., CLARY J. J., 2016: Initial disturbance intensity affects recovery rates and successional divergence on abandoned ski slopes. – *Journal of Applied Ecology* 53: 607-615.

DELGADO R., SÁNCHEZ-MARAÑÓN M., MARTÍN-GARCÍA J. M., ARANDA V., SERRANO-BERNARDO F., ROSÚA J. L., 2007: Impact of ski pistes on soil properties: a case study from a mountainous area in the Mediterranean region. – *Soil Use and Management* 23: 269-277.

FATTORINI M., 2001: Establishment of Transplants on Machine-Graded Ski Runs Above Timberline in the Swiss Alps. – *Restoration Ecology* 9/3: 119-126.

FLOUSEK J., 2016: Vliv lyžování na horskou přírodu: shrnutí současných poznatků a stav v Krkonoších. - *Opera Corcontica* 53: 15–60.

FLOUSEK J., HARČARIK J., 2009: Sjezdové lyžování a ochrana přírody. *Ochrana přírody* 6: 8-10.

GRAISS W., KRAUTZER B., 2011: Soil Erosion and Surface Runoff on Slopes in Mountain Environment Depending on Application Technique and Seed Mixture – A Case-Study. – In: *Soil Erosion Studies*, Rijeka: InTech, 2012, 193-212.

GROS R., MONROZIER L. J., BARTOLI F., CHOTTE J. L., FAIVRE P., 2004: Relationships between soil physico-chemical properties and microbial activity along a restoration chronosequence of alpine grasslands following ski run construction. – *Applied Soil Ecology* 27: 7-22.

GRULICH V., 2017: Červený seznam cévnatých rostlin ČR. – *Příroda* 35: 75-132.

HÉDL R., HOUŠKA J., BANAŠ M., ZEIDLER M., 2012: Effects of skiing and slope gradient on topsoil properties in an alpine environment. – *Polish Journal of Ecology* 60/3: 491-501.

HENNEKENS S., SCHAMINÉE J., 2001: Turboveg: a comprehensive database management system for vegetation data. - *Journal of Vegetation Science* 12: 589–591.

CHALOUPSKÝ J. a kolektiv. *Geologie Krkonoš a Jizerských hor*. Praha: Ústřední ústav geologický, 1989. 288 s.

ISSELIN-NONDEDEU F., REY F., BÉDÉCARRATS A., 2006: Contributions of vegetation cover and cattle hoof prints towards seed runoff control on ski pistes. – *Ecological engineering* 27: 193-201.

ISSELIN-NONDEDEU F., BÉDÉCARRATS A., 2007: Soil microtopographies shaped by plants and cattle facilitate seed bank formation on alpine ski trails. – *Ecological Engineering* 30: 278-285.

KAMMER P. M., 2002: Floristic changes in subalpine grasslands after 22 years of artificial snowing. – *Journal for Nature Conservation* 10: 109-123.

KANGAS K., TOLVANEN A., KÄLKÄJÄ T., SIIKAMÄKI P., 2009: Ecological Impacts of Revegetation and Management Practices of Ski Slopes in Northern Finland. – *Environmental Management* 44: 408-419.

KAPLAN Z., DANIHELKA J., CHRTEK J. a kolektiv. *Klíč ke květeně České republiky*. Druhé, aktualizované a zcela přepracované vydání. Praha: Academia, 2019. 1172 s.

KELLER T., PIELMEIER C., RIXEN C., GADIENT F., GUSTAFSSON D., STÄHLI M., 2004: Impact of artificial snow and ski-slope grooming on snowpack properties and soil thermal regime in a sub-alpine ski area. – *Annals of Glaciology* 38: 314-318.

KLOTZ S., KÜHN I., 2002: Ökologische Strategietypen. – In: KLOTZ S., KÜHN I., DURKA W. (eds), *BIOLFLOR: Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland*. – *Schriftenr. Vegetationsk* 38: 197–201.

KŇAZOVIČOVÁ L., CHASNÍKOVÁ S., NOVÁK J., BARANČOK P., 2018: Impacts of ski pistes preparation and ski tourism on vegetation. – *Ekológia* 37/2: 152-163.

KOKUTSE N. K., TEMGOUA A. G. T., KAVAZOVIĆ Z., 2016: Slope stability and vegetation: Conceptual and numerical investigation of mechanical effects. – *Ecological Engineering* 86: 146-153.

KRAHULEC F., PÁTKOVÁ R., 1997: Sukcese luční vegetace v Krkonoších po skončení pastvy ovcí. – Opera Corcontica 34: 91-104.

KRAUTZER B., GRAISS W., PERATONER G., PARTL C., VENERUS S., KLUG B., 2011: The influence of recultivation technique and seed mixture on erosion stability after restoration in mountain environment. – Natural Hazards 56: 547-557.

LEXA M., KRAHULEC F., 2000: Vliv mulčování na rozkladné procesy a druhové složení horských luk v Krkonoších. – Opera Corcontica 37: 571-577.

LORITE J., MOLINA-MORALES M., CAÑADAS E. M., BALLESTEROS M., PEÑAS J., 2010: Evaluating a vegetation-recovery plan in Mediterranean alpine ski slopes: A chronosequence-based study in Sierra Nevada (SE Spain). – Landscape and Urban Planning 97: 92-97.

MARTIN C., POHL M., ALEWELL C., KÖRNER C., RIXEN C., 2010: Interrill erosion at disturbed alpine sites: Effects of plant functional diversity and vegetation cover. – Basic and Applied Ecology 11: 619-626.

MIKO L., ŠTURSA J., MOUCHA P. a kolektiv. Národní parky a chráněné krajinné oblasti České republiky. Praha: ASCO spol. s r. o., 2003. 68 s.

MORAVEC J., BLAŽKOVÁ D., HEJNÝ S., HUSOVÁ M., JENÍK J., KOLBEK J., KRAHULEC F., KREČMER V., KROPÁČ Z., NEUHÄUSL R., NEUHÄUSLOVÁ Z., RYBNÍČEK K., RYBNÍČKOVÁ E., SAMEK V., ŠTĚPÁN J. Fytocenologie: nauka o vegetaci. Vyd. 1. Praha: Academia, 1994. 403 s.

NEWSELY C., CERNUSCA A., BODNER M., 1994: Entstehung und Auswirkung von Sauerstoffmangel im Bereich unterschiedlich präparierter Schipisten. - Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie 23: 277–282.

PINTALDI E., HUDEK C., STANCHI S., SPIEGELBERGER T., RIVELLA E., FREPPAZ M., 2017: Sustainable Soil Management in Ski Areas: Threats and Challenges. – Sustainability 9 (11): 2150.

PINTAR M., MALI B., KRAIGHER H., 2009: The impact of ski slopes management on Krvavec ski resort (Slovenia) on hydrological functions of soils. – Biologia 64/3: 639-642.

POHL M., ALIG D., KÖRNER C., RIXEN C., 2009: Higher plant diversity enhances soil stability in disturbed alpine ecosystems. – Plant Soil 324: 91-102.

POUROVÁ K., SVOBODOVÁ A., KRAHULEC F., 2010: Dlouhodobý vliv mulčování na horskou louku v Krkonošském národním parku. - Opera Corcontica 47/1: 139–152.

PROCHÁZKA F., HARČARIK J., 1999: New localities of *Diphasiastrum* species in the Krkonoše Mts and elsewhere in the Czech Republic where three or more species of this genus are recorded. – Preslia 71: 193-215.

PUNTIERI J. G., 1991: Vegetation Response on a Forest Slope Cleared for a Ski-run with Special Reference to the Herb *Alstroemeria aurea* Graham (Alstroemeriaceae), Argentina. – Biological Conservation 56: 207-221.

RAUNKIAER C., 1934: The life forms of plants and statistical plant geography. – Clarendon Press, Oxford.

RIES J. B., 1996: Landscape damage by skiing at the Schauinsland in the Black Forest, Germany. – Mountain Research and Development 16/1: 27-40.

RISTIĆ R., VASILJEVIĆ N., RADIĆ B., RADIVOJEVIĆ S., 2009: Degradation of landscape in Serbian ski resorts-aspects of scale and transfer of impacts. – SPATIUM International review 20: 49–52.

RIXEN C., CASTELLER A., SCHWEINGRUBER F. H., STOECKLI V., 2004: Age analysis helps to estimate plant performance on ski pistes. – Botanica Helvetica 114/2: 127-138.

RIXEN C., FREPPAZ M., STOECKLI V., HUOVINEN C., HUOVINEN K., WIPF S., 2008: Altered Snow Density and Chemistry Change Soil Nitrogen Mineralization and Plant Growth. – Arctic, Antarctic, and Alpine Research 40/3: 568-575.

ROUX-FOUILLET P., WIPF S., RIXEN C., 2011: Long-term impacts of ski piste management on alpine vegetation and soils. – Journal of Applied Ecology 48: 906-915.

RUTH-BALAGANSKAYA E., MYLLYNEN-MALINEN K., 2000: Soil nutrient status and revegetation practices of downhill skiing areas in Finnish Lapland – a case study of Mt. Ylläs. – Landscape and Urban Planning 50: 259-268.

SINISCALCO C., REYNERI A., CIOTTI A., PEYRON A., PALA S., 1998: Use of wild plant herbaceous species for revegetation. – Acta Horticulturae 457: 371-377.

ŠTURSA J., 2007: Ekologické aspekty sjezdového lyžování v Krkonoších. – In: Štursa J. & Knapik R. (eds), Geoekologické problémy Krkonoš. Sborn. Mez. Věd. Konf., říjen 2006, Svoboda n. Úpou. Opera Corcontica 44/2: 603-616.

ŠTURSA J., KRAHULEC F., PECHÁČKOVÁ S., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., FABŠIČOVÁ M., 1996: Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. – Opera Corcontica 33: 7-250.

THOMPSON J. D., HUTCHINSON I., 1986: Cohabitation of species in an artificial grass-legume community on ski-slopes on Whistler Mountain, British Columbia, Canada. – Journal of Applied Ecology 23: 239-250.

TICHÝ L., 2002: JUICE: Software for vegetation classification. - Journal of Vegetation Science 13: 451–453.

TITUS J. H., LANDAU F., 2003: Ski slope vegetation of Lee Canyon, Nevada, USA. – The Southwestern Naturalist 48/4: 491-504.

TSUYUZAKI S., 1993: Recent vegetation and prediction of the successional sere on ski grounds in the highlands of Hokkaido, Northern Japan. – Biological Conservation 63: 255-260.

TSUYUZAKI S., 1995: Ski Slope Vegetation in Central Honshu, Japan. – Environmental Management 19/5: 773-777.

TSUYUZAKI S., 2002: Vegetation development patterns on skislopes in lowland Hokkaido, northern Japan. – Biological Conservation 108: 239-246.

VAN OMMEREN R. J., 2001: Species composition on reclaimed ski runs compared with unseeded areas. – Journal of Range Management 54/3: 307-311.

WARDLE K., FAHEY B., 2002: Monitoring vegetation changes at Treble Cone Ski Field, New Zealand. Science for Conservation 192, 2002. 50s.

WESTHOFF V., Van der MAAREL E., 1978: The Braun-Blanquet approach. - In: Whittaker, R. H. (ed.): Classification of plant communities. W. Junk, The Hague: 289-399.

WIPF S., RIXEN C., FISCHER M., SCHMID B., STOECKLI V., 2005: Effects of ski piste preparation on alpine vegetation. – Journal of Applied Ecology 42: 306-316.

ZEIDLER M., DUCHOSLAV M., BANAŠ M., 2014: Effect of altered snow conditions on decomposition in three subalpine plant communities. – Central European Journal of Biology 9/8: 811-822.

ZEIDLER M., DUCHOSLAV M., BANAŠ M., 2016: How alpine heathlands response to the snow cover change on the ski slope? Long-lasting ski slope impact case study from the Hrubý Jeseník Mts (Central Europe). – Acta Societatis Botanicorum Poloniae 85/2: 3504.

9.2 Legislativní zdroje

Vyhláška č. 395/1992 Sb., kterou se provádějí některá ustanovení zákona České národní rady č. 114/92 Sb., o ochraně přírody a krajiny, v platném znění.

9.3 Internetové zdroje a mapové podklady

Mapy.cz [online]. Seznam.cz: ©2020 [cit. 10. 3. 2020]. Dostupné z: <https://mapy.cz/>

Pladias - databáze české flóry a vegetace [online]. Pladias: © 2014–2020 [cit. 21. 3. 2020]. Dostupné z: <http://www.pladias.cz/>

R DEVELOPMENT CORE TEAM [online]. The R Foundation: ©2011 [cit. 21. 3. 2020]. Dostupné z: <http://www.R-project.org/>

Správa Krkonošského národního parku [online]. MŽPČR: ©2010 [cit. 8. 3. 2020]. Dostupné z: <https://www.krnep.cz/>

Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem [online]. MZEČR: ©2003 [cit. 13. 6. 2019]. Dostupné z: <https://uhul.cz/>

Obrázek č. 4 Management lesa – soubory lesních typů, Správa KRNAP, AOPK, MŽP, CENIA, 2000.

10 Přílohy – volně vložené

10.1 Záznam fytoocenologických snímků

10.2 Záznam doplňujících informací k fytoocenologickým snímkům

Záznamy 10.1 a 10.2 jsou přiloženy volně na konci této diplomové práce v tištěné podobě.