Univerzita Palackého v Olomouci
Přírodovědecká fakulta
Katedra ekologie a životního prostředí

Vliv vybraných faktorů globálních změn na produkci rostlinné biomasy v alpínském prostředí

Eva JIRÁSKOVÁ

Diplomová práce
předložená
na Katedře ekologie a životního prostředí
Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků
na získání titulu Mgr. v oboru
Ochrana přírody

Vedoucí práce: RNDr. Miroslav Zeidler, Ph.D.

Olomouc 2013

© Eva Jirásková, 2013

Jirásková, E. 2013: Vliv vybraných faktorů globálních změn na produkci rostlinné biomasy v alpínském prostředí. Diplomová práce, Katedra ekologie a životního prostředí, Přírodovědecká fakulta, Univerzita Palackého v Olomouci, 49 s., 4 přílohy, česky.

Abstrakt

Tundra a vysokohorské ekosystémy jsou považovány za nejohroženější společenstva v důsledku probíhajících globálních a klimatických změn. Arktoalpínská tundra České republiky je zvláště ohrožená, neboť je svým výskytem vázána pouze na nejvyšší partie hor a v případě vertikálního posunu rostlinných druhů nemá kam ustoupit. Ve 3 lokalitách alpínského bezlesí (Jeseníky, Králický Sněžník, Krkonoše) byl založen výzkum, v němž byly rostliny vystaveny 1) zvýšené teplotě 2) kombinaci zvýšené teploty a zálivky a 3) kombinaci zvýšené teploty a depozice dusíku. Teplota byla zvyšována prostřednictvím OTC, dusík byl aplikován ve formě NH_4NO_3. Po čtyřletém působení těchto faktorů byl proveden odběr nadzemní a podzemní biomasy destruktivní metodou. Biomasa byla roztříděna na jednotlivé druhy a byla stanovena její hmotnost. Byl sledován vliv aplikovaných zásahů na produkční charakteristiky rostlin na úrovni studovaného rostlinného společenstva, ekologických skupin rostlin i jednotlivých rostlinných druhů. Vliv manipulovaných faktorů na změnu množství celkové biomasy nebyl prokázán. Průkazné reakce byly zaznamenány až na úrovni ekologických skupin a rostlinných druhů. Výrazný nárůst nadzemní biomasy jako odezva na zvýšenou koncentraci dusíku v prostředí byl zaznamenán u skupiny graminoidních druhů, která zahrnuje dominantní druhy travin jako kostřava nízká, metlička křivolaká nebo ostřice tuhá. Na zvýšenou teplotu prostředí pozitivně reagovala nárůstem biomasy skupina neopadavých keříků s dominantou sledovaného společenstva vřesem obecným. Širokolisté druhy zpravidla nevykazují jednoznačnou vazbu na konkrétní manipulovaný faktor, nebo vymezují přírodní nezměněné prostředí, jako v případě podbělice alpské.

Klíčová slova: alpinská společenstva, biomasa, globální změny, OTC, produkce

Jirásková, E. 2013: Influence of selected factors of global change on plant biomass production in the alpine area. Diploma Thesis, Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacky University of Olomouc, 49 p., 4 Appendices, in Czech.

Abstract

The tundra and mountain ecosystems are considered to be the most endangered by impacts of global and climatic changes. The arcto-alpine tundra in the Czech Republic is in a special danger. Its occurence is connected only with the highest mountain areas with no chance to escape in the case of vertical shifts of plant species. Three localities were chosen (the Jeseníky Mts., the Králický Sněžník Mt., the Krkonoše Mts.) in the alpine-treeless zone, where the research was established. The plants were affected by 1) an enhanced temperature 2) the interaction of enhanced temperature and watering, 3) the interaction of enhanced temperature and nitrogen supply. The temperature was enhanced by OTCs, the nitrogen was applied in the form of NH_4NO_3. After four-year application of these factors, aboveground and belowground biomass was withdrawn using destructive methods. Biomass was separated into individual species and its weight was determined. The aim of this study was to observe the influence of applied interventions on the production characteristics of plants at the studied plant communities, environmental groups of plants and individual plant species. The influence of manipulated factors on the change in the amount of total biomass was not found. Significant reactions were observed up to the level of environmental groups and plant species. The significant increase in the above ground biomass in response to the increased nitrogen concentration in the environment was observed in the group of graminoids, including dominant grass species like *Festuca supina*, *Avenella flexuosa*, *Carex bigelowii*. Group of evergreen shrubs, with *Calluna vulgaris* as the dominant species of the observed community, positively responded to the high temperature of the environment. This group increased the above ground biomass. Forbs usually do not show a clear relationship to a specific manipulated factor or determine the natural unchanged environment, as in the case of *Homogyne alpina*.

Key words: alpine communities, biomass, global changes, OTC, production

Prohlášení

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. Miroslava Zeidlera, Ph.D. a jen s použitím citovaných literárních pramenů.

V Olomouci 1. května 2013 …….

podpis

Obsah

Seznam tabulek viii

Seznam obrázků ix

Seznam příloh x

Poděkování xi

1 Úvod 1

1.1 Vliv zvýšené teploty na produkční charakteristiky rostlin alpínské zóny 2
1.2 Vliv srážek na produkční charakteristiky rostlin alpínské zóny 4
1.3 Vliv zvýšené dostupnosti dusíku na produkční charakteristiky rostlin alpínské zóny 6

2 Cíle práce 8

3 Metodika 9

3.1 Charakteristika zájmového území 9
3.2 Design výzkumu 13
3.3 Statistické zpracování dat 16

4 Výsledky 17

4.1 Celková biomasa 17
4.2 Nadzemní biomasa 18
4.3 Podzemní biomasa 25

5 Diskuze 27

6 Závěr 40

7 Literatura 42

Seznam tabulek

Tab. 1: Zařazení jednotlivých druhů rostlin nalezených v odebírané nadzemní biomase do ekologických skupin. 16
Tab. 2: Výsledky analýzy ANOVA pro rozdíl v absolutním množství nadzemní biomasy pro jednotlivé ekologické skupiny rostlin ve všech sledovaných pohořích pro rok 2011. 22
Tab. 3: Výsledky statistické významnosti rozdílu v množství nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů mezi kontrolními plochami a jednotlivými zásahy pro všechna sledovaná pohoří dohromady. Nulové hodnoty jsou u druhů, kde byl pouze jeden nebo žádný záznam o hmotnosti. 25

Seznam obrázků

Obr. 1: Situační zákres polohy výzkumných ploch v lokalitě Petrovy kameny (podkladová data: ČÚZK). 10
Obr. 2: Situační zákres polohy výzkumných ploch v lokalitě Modré sedlo (podkladová data: ČÚZK). 11
Obr. 3: Situační mapa polohy výzkumných ploch v lokalitě Králický Sněžník (podkladová data: ČÚZK). 13
Obr. 4: Schematický zákres použitých zahřívacích otevřených komor – OTC. 15
Obr. 5: Porovnání celkové nadzemní a podzemní biomasy dohromady ($g.m^{-2}$) mezi jednotlivými zásahy pro všechny lokality dohromady. 17
Obr. 6: Celková hmotnost ($g.m^{-2}$) nadzemní biomasy na plochách s jednotlivými typy zásahů (C, N, W, T) pro všechna pohoří dohromady. 18
Obr. 7: Porovnání průměrné hmotnosti nadzemní biomasy dle sledovaných ekologických skupin pod vlivem zásahů pro všechna tři sledovaná pohoří. 19
Obr. 8: Výstup RDA analýzy zobrazující rozložení ekologických skupin podle jejich absolutní nadzemní produkce v závislosti na plochách s různými zásahy a bez zásahu. 20
Obr. 9: Hmotnost celkové nadzemní biomasy ($g.m^{-2}$) na plochách pod vlivem zásahů a na kontrole pro jednotlivé ekologické skupiny rostlin. 21
Obr. 10: Porovnání průměrné celkové hmotnosti nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů pod vlivem zásahů pro všechna tři sledovaná pohoří. 22
Obr. 11: Výstup RDA analýzy zobrazující odezvy jednotlivých sledovaných druhů rostlin z hlediska množství nadzemní biomasy na vlivem manipulovaných zásahů. 23
Obr. 12: Porovnání hmotnosti ($g.m^{-2}$) celkové podzemní biomasy (organický a anorganický horizont) mezi různými zásahy na všech sledovaných lokalitách. 26
Obr. 13: Porovnání poměru R/S mezi různými zásahy na všech sledovaných lokalitách dohromady. 26

Seznam příloh

Příloha 1: Naměřené hodnoty na sledovaných plochách v pohoří Králický Sněžník..... 50
Příloha 2: Naměřené hodnoty na sledovaných plochách v pohoří Jeseníky..... 54
Příloha 3: Naměřené hodnoty na sledovaných plochách v pohoří Krkonoše..... 58
Příloha 4: Fotodokumentace výzkumu. 62

Poděkování

Poděkování patří především vedoucímu této práce RNDr. Miroslavu Zeidlerovi, Ph.D. a dále všem kolegům, kteří se podíleli na společném výzkumu během předešlých pěti let.

V Olomouci 1. května 2013

1 Úvod

Alpínská zóna je oblast nad přirozenou horní hranicí lesa. Celkový globální povrch alpínského pásma s pokryvem vegetace je přibližně čtyři milióny km^2, což jsou skoro 3 % pevninského povrchu. Tuto relativně malou plochu obsazuje až 10 000 druhů vyšších rostlin, což naznačuje velkou druhovou diverzitu (Körner 1999, 2003). Lze tedy říci, že v alpínském pásmu se vyskytují některá centra biodiverzity národního i mezinárodního významu (Britton a Fisher 2007). V České republice se přirozená horní hranice lesa vyskytuje kolem 1 300 m n.m. Alpínské pásmo, nebo též alpínské bezlesí, je na území České republiky zastoupeno ve třech pohořích: v Krkonoších, Hrubém Jeseníku a maloplošně i ve vrcholových partiích Králického Sněžníku. Celkově zaujímá plocha alpínského bezlesí na území České republiky jen cca 45 km^2 (přibližně 0,06 % z celkové rozlohy státu).

I vzhledem k poměrně malé rozloze a značné izolovanosti jednotlivých ploch patří alpínské bezlesí k prostředím citlivým na probíhající změny klimatu. Globálním klimatickým změnám a jejich dopadům je zejména v posledních dvou dekádách věnováno stále více pozornosti. Změny klimatu zahrnují vývoj jednotlivých klimatických parametrů, ať už v důsledku přirozené variability či díky ovlivnění člověkem.

Mezinárodní výzkumy přináší řadu důkazů o probíhajících klimatických změnách, prezentovány jsou například ve zprávách Mezivládního panelu pro klimatické změny - Intergovernmental Panel on Climate Change (IPPC) a Evropské agentury životního prostředí – European Environmental Agency (EEA).

Zřejmě nejsledovanějším a nejdiskutovanějším faktorem globálních klimatických změn je rostoucí teplota vzduchu, která dále ovlivňuje teplotu půdního povrchu a světových oceánů. Globální klimatické modely předpovídají během tohoto století vzrůst celosvětové teploty povrchu Země o 1,1–6,4 °C (IPPC 2007, EEA 2012). Největší dopady globálního růstu teploty na terestrické ekosystémy se dle řady autorů (Chapin et al. 1992, Fosaa et al. 2004) očekávají v polárních tundrách a vysokých nadmořských výškách.

Nárůst teploty zřejmě povede i ke změnám srážkového režimu (Räisänen et al. 2004). Obecně se očekává spíše extremizace chodu srážek, přičemž pro oblast

střední Evropy je předpovídáno větší riziko letního sucha, menšího množství sněhových srážek a častější výskyt povodní v zimním a jarním období (EEA 2012).

Společně s těmito pozměněnými klimatickými faktory budou působit další, např. antropogenně narušený cyklus dusíku (Vitousek 1994). Odhaduje se, že od preindustriálních dob se emise dusíku z antropogenních zdrojů zvýšila tři až pětkrát (Reay et al. 2008; EEA 2012). Depozice dusíku do terestrických ekosystémů se za stejné období zvýšila až třikrát (Galloway et al. 2004).

Řada autorů uvádí, že probíhající globální změny klimatu se nejsilněji projeví ve vyšších zeměpisných šířkách (Diaz a Bradley 1997), a že zasáhnou především chladné oblasti (Aerts et al. 2006) a alpínskou vegetaci (Körner 2000).

Rostliny v alpínském prostředí jsou limitovány především abiotickými faktory prostředí, tedy např. teplotou, srážkami, sněhem, větrem a půdními poměry (Körner 1999). Proto lze logicky předpokládat, že právě změny těchto faktorů indukované globální změnou klimatu ovlivní budoucí vývoj alpínských rostlinných společenstev.

1.1 Vliv zvýšené teploty na produkční charakteristiky rostlin alpínské zóny

Teplota prostředí ovlivňuje mnoho dalších faktorů, např. rychlost fotosyntézy, délku vegetační sezóny či distribuci sněhové pokrývky. Právě teplota je jedním z limitujících faktorů rostlinných společenstev alpínské zóny. Pod vlivem zvýšené teploty mohou rostliny dříve akvizovat, čímž bude docházet k postupnému prodlužování jejich vegetační sezóny. To může pozitivně ovlivnit jejich produkci biomasy, zejména její nadzemní části.

Zvýšená teplota může také stimulovat dekompozici půdních organických látek a mineralizaci živin, která je v alpínské zóně ovlivňována zejména teplotou. To může v ekosystémech, u nichž je primární produkce limitována právě živinami, mezi něž alpínské bezlesí bezesporu patří, sehrát také velice významnou roli (Verbung a Breemen 2000).

Rostoucí teplota vzduchu dále dává do pohybu jednotlivá společenstva, která budou stále rychleji migrovat po gradientu nadmořské výšky a zeměpisné šířky (Peñuelas et al. 2007). Dojde tedy i k migraci a pronikání nových rostlinných druhů do alpínských společenstev. Ve střední Evropě však není další vertikální posun samotných alpínských rostlin do současného niválního stupně či horizontální posun do vyšší

zeměpisné šířky prakticky možný, neboť zde často nivální pásmo chybí (Grabherr et al. 1994) a lokality jsou příliš izolované. Obměna druhového složení alpínských vřesovišť se jistě projeví v množství produkované biomasy.

Chod teploty během zimního období zásadně ovlivňuje řadu vlastností sněhové pokrývky, například její výšku, trvání, obsah vody a podobně. Právě distribuce a perzistence sněhu dále přímo či nepřímo ovlivňuje některé procesy v ekosystémech – například půdní teplotu, režim a rychlost dekompozice živin, mikroklima vegetace a jarní odtokové poměry (Wahren et al. 2005). Teplotní výkyvy způsobují změny v odtávání sněhu a ovlivňují tak nástup a tím i délku vegetační sezóny (van Wijk et al. 2003). V ekosystémech tundry se již nyní projevují změny struktur a funkcí sněhové pokrývky. Za posledních 20 let bylo v severní části Severní Ameriky vegetační období prodlouženo o 12 dní, v Eurasii dokonce o 18 dní (Zhou et al. 2001). S charakteristikami odtávání sněhu rovněž úzce souvisí vlastnosti jako rostlinný růst, produkce biomasy, distribuce rostlinných druhů a mezidruhové vztahy (Aerts et al. 2004).

Sněhová pokrývka s vyšší mocností a vyšším obsahem vzduchu lépe izoluje, čímž dochází k navýšení teploty půdy, a tím i k rychlejší mineralizaci živin během zimního období. V případě dlouhodobějšího oteplení by ale nejspíš došlo i ke snížení mocnosti sněhové pokrývky či k jejímu dřívějšímu odtávání. To by v důsledku vedlo ke snížení tepelné izolace sněhu a rostliny by tak předčasně přišly o svou mrazuvzdornou ochranu a byly by vystaveny riziku nebezpečných mrazových událostí (zejména v počátcích jarního období), které mohou vést nejen ke snížení produkce biomasy, ale i k úplnému či částečnému odumírání jedinců (Örgen 1996, Bokhorst et al. 2008). Bez sněhové ochrany jsou rostliny vystaveny nejen holomrazu, ale i vysychání a působení ledu vzniklého při opakovaném rozmrzání a zamrzání (Andrews 1996). Právě opakovaná regelace půdy zvyšuje riziko poškození kořenů (Tierney et al. 2001). Vznik povrchového ledu zase způsobuje obrus nadzemních částí rostlin. Tyto faktory se na jednotlivých rostlinných druzích projevují s velice rozdílnou intenzitou v závislosti na jejich odolnosti.

Z výše uvedeného mimo jiné vyplývá, že v chladných ekosystémech, tedy i alpínském prostředí, je rostoucí teplota neodmyslitelně spjata s postupným nárůstem produktivity rostlinných společenstev, zejména pak s větší produkcí nadzemní biomasy (Rustad et al. 2001).

1.2 Vliv srážek na produkční charakteristiky rostlin alpínské zóny

Srážky, jejich množství, vlastnosti a podoba, jsou dalším faktorem ovlivňujícím růst, resp. produkci rostlin v alpínském prostředí. V alpínských ekosystémech značná část z celkové roční dotace vody pochází ze sněhu a výše zmiňovaného jarního tání. Körner (1999) však uvádí, že mezi vlhkostními poměry půdy a mocností sněhové pokrývky nepanuje zcela kauzální závislost. Vodní srážky představují důležitý mechanismus, jímž jsou z atmosféry do prostředí hor transportovány některé částice, plyny a především voda. Za důležitý ekologický vstup vody do vegetace a půdního prostředí jsou v horách považovány nejen srážky vertikální, ale i horizontální (Elias et al. 1995). Jak již bylo konstatováno, v předpovědi budoucího vývoje srážek se klimatologové liší, obecně lze ale očekávat jejich extremizaci (Beniston et al. 1997). Schaer et al. (1996) na základě modelu odvodili, že vzrůst průměrné teploty o 2 ºC vyvolá vzrůst extrémních srážek v Alpách (v jejich jižních oblastech až o 30 %). Některé studie naznačují, že experimentální změny ve srážkové činnosti se mohou výrazně projevit na produkci zejména nadzemní biomasy rostlin (Knapp et al. 2002, Fay et al. 2003). Gordon et al. (1999) uvádějí, že evropská vřesoviště vykazují vysokou senzibilitu vůči předvídané extremizaci srážek – na delší sušší období reagují snížením produktivity, reprodukce a následnou změnou druhového složení. Meehl et al. (2000) ve své práci uvádí, že extremizace srážek má mnohem větší vliv na produkci rostlin než zvýšení či snížení průměrných srážkových hodnot. Množství vody v prostředí jako samostatný faktor obvykle nepostačuje k vysvětlení odezvy společenstev, ale za důležitou je nutné považovat především kombinaci srážek s teplotou (Jobbágy a Sala 2000, Dirnböck et al. 2003) a s větší dostupností živin (Parsons et al. 1994, Chapin et al. 1995, Graglia et al. 2001). Některé modely předpovídají pro střední Evropu častější výskyt letního sucha. Právě nedostatek vody během hlavní části vegetační sezóny negativně ovlivňuje a zpomaluje dekompozici živin a mineralizaci dusíku (Emmet et al. 2004). Na letní sucha reagují některé alpínské rostliny zrychlenou senescencí listů a dochází často k jejich předčasnému opadu (Taulavuori et al. 2010). Vřes obecný, typický zástupce alpínských vřesovišť, naopak může díky své odolnosti k vysychání lépe čelit letnímu přísušku, než ostatní druhy, které třeba takovými schopnostmi nedisponují. Zajímavou skutečností je i fakt, že nižší srážková dotace během podzimu může negativně ovlivnit růst rostlin v následující sezóně (Jonas et al. 2008). Někteří autoři zase upozorňují, že zvýšení ročního úhrnu

srážek může způsobit pomalejší ohřívání vlhké půdy (Marion et al. 1997a) a zvýšit přísun dusíku z antropogenního znečištění (Briton a Fisher 2007). Je ale možné, že se zvýšením srážek by mohlo docházet i ke zvýšenému vymývání dusíku a ostatních minerálních látek z půdy (Larsen et al. 2011), což by mohlo pozitivně ovlivnit citlivé druhy rostlin na zvýšenou dotaci dusíku (Körner 1999). Tyto faktory by se jistě projevily v produkci biomasy jednotlivých druhů rostlin v alpínských vřesovištích.

Press et al. (1998) například ve svém výzkumu ze Švédské tundry prokázal zvýšený růst celkové biomasy při zvýšeném přísunu vody. Poel (1948) však zmiňuje riziko vysokého nasycení půdy vodou, které může vést k inhibici růstu kořenů, a tím pádem ke snížení množství celkové podzemní biomasy.

Důležitou vlastností vertikálních srážek je i jejich snížené pH způsobené vyššími koncentracemi oxidu siřičitého (SO_2) v ovzduší. Hodnoty pH těchto takzvaných „kyselých dešťů“ naměřené v alpínském pásmu jsou v některých případech dokonce nižší (kyselejší) než hodnoty zjištěné v nížinách. Na příklad ve slovenských Tatrách v roce 1977 byla naměřená kyselost deště 1,5 stupně (Hruška a Kopáček 2005). Vertikální srážky na území České republiky dosahovali nejnižších hodnot pH během 80. let 20. století. V současné době se koncentrace SO_2 v ovzduší řádově snížily. Zatímco v roce 1990 bylo v oblasti Krušných hor průměrně více než 60 mikrogramů SO_2 na m^3 vzduchu ($\mu g.m^{-3}$), v roce 2003 už to bylo jen okolo 10 $\mu g.m^{-3}$, stejně jako ve většině horských oblastí. Průměrné koncentrace SO_2 v ovzduší jsou dnes na 98 % území České republiky nižší než 20 $\mu g.m^{-3}$, což je Evropskou komisí stanovená hodnota imisního limitu na ochranu vegetace a ekosystémů, kdy by nemělo docházet k přímému poškození asimilačního aparátu rostlin (ibid.). Ačkoli za poslední dvě dekády došlo k radikálnímu snížení depozic síry, pH srážek se zvyšuje jen pozvolna. Vysvětlením tohoto jevu je paradoxně další zlepšení kvality ovzduší (ibid.). Oproti 80. letům se totiž díky odlučování popílku snížila o více než 90 % emise prachu do ovzduší. V České republice to představuje pokles z 1,3 milionu $t.rok^{-1}$ v roce 1980 na současných necelých 0,06 milionu $t.rok^{-1}$. Popílek přitom obsahuje značné množství bazických prvků (Ca, Mg, Na, K), které neutralizují kyseliny ve srážkách. Tím, že poklesla jejich emise, snížil se následný neutralizační efekt v ovzduší (ibid.). Vliv „kyselých dešťů“ na produkci alpínských ekosystémů střední Evropy se bohužel zatím podrobněji nezkoumal.

1.3 Vliv zvýšené dostupnosti dusíku na produkční charakteristiky rostlin alpínské zóny

Dalším z významných faktorů způsobujících změny v primární produkci terestrických ekosystémů je dostupnost živin v půdě (Schlesinger 1991). Jako nejběžnější živinové omezení růstu rostlin v alpínském prostředí je často citována právě dostupnost dusíku (Chapin 1980, Epstein 2002). Lee (1998) uvádí, že přísun dusíku a jeho koloběh v prostředí je pro růst rostlin zcela zásadní. Živinami chudé ekosystémy, mezi něž alpínská společenstva bezesporu patří, jsou adaptovány i na nízkou hladinu dusíku, což je činí potenciálně zranitelnými k jeho zvýšené depozici (Currey et al. 2011). Pro přirozeně nižší přísun živin do ekosystému je pro alpínské druhy rostlin typický zakrslý keříčkovitý růst a opatrné nakládání s živinami (Körner 1999).

Alpínská společenstva jsou vystavena poměrně vysoké depozici dusíku, a to zejména pro velké množství srážek, se kterými je do nich přinášen (Fowler et al. 1988). Kritická hladina vstupu dusíku do ekosystému alpínských vřesovišť byla odhadnuta na 5–15 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ (Bobbink et al. 1998). Dle Jirouška et al. (2011) je tato hodnota v České republice dokonce překročena - depozice dusíku v posledních třech letech dle jeho měření dosahuje hodnoty 21,3 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ v Krkonoších, 17,5 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ na Králickém Sněžníku a 15 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$ v Jeseníkách. Hruška a Kopáček (2005) uvádějí hodnotu 15–20 $kg.ha^{-1}.rok^{1}$ jako současnou průměrnou hodnotu celkové depozice dusíku na území České republiky. Dále uvádějí, že kritická hodnota pro brusnici brusinku byla odhadnuta na 6 $kg.ha^{-1}.rok^{-1}$.

Zvýšená dostupnost dusíku se projevuje vyšší produkcí biomasy a jeho kumulováním v rostlinných pletivech, což platí i pro vřesovištní druhy (Carroll et al. 1999). Navýšení produkce u alpínských druhů vlivem vyšší dostupnosti dusíku zaznamenali i další autoři (Gordon et al. 1999, Grelet et al. 2003, Power et al. 2006). Lze tedy usuzovat, že krátkodobý, či mírný nárůst koncentrace dusíku v ekosystému působí na zvýšený růst biomasy (Schlesinger 2009). Dlouhodobá expozice, či strmý nárůst koncentrace dusíku může vést ke změně cyklů živin, resp. k živinové nerovnováze a ovlivnit tak fitness rostlin (Bouwman et al. 2002). Z výzkumů též vyplývá, že dusík v redukované formě NH_4^+ působí intenzivněji než dusík ve formě oxidované NO_3^- (Smart et al. 2003). Reakce rostlinných druhů na zvýšený přísun živin se liší dle nadmořské výšky jejich výskytu (Heil a Diemont 1983, Woodin a Farmer 1993).

Někteří vědci uvádí, že vyšší spad dusíku doprovázený teplejším klimatem bude rostliny ovlivňovat ještě významněji, neboť zároveň dojde k rychlejší mineralizaci živin v půdě (Hartley a Amos 1999, Emment et al. 2004). Gordon et al. (1999) zase upozorňují na veliké riziko současného vystavení rostlin vyšší depozici dusíku a suchu.

S vyšší koncentrací dusíku v alpínských společenstvech je často spojováno i šíření konkurenčně schopných graminoidů, např. trávy rodu *Molinia* či *Calamagrostis* na úkor ostatních vřesovištních rostlin (Berendse et al. 2001). Tímto nadměrným šířením trav jsou ohroženy zejména širolisté byliny a keříčkové formace.

Obecně je udáváno, že odezvy rostlin na vyšší koncentraci dusíku v ekosystému se liší dle jednotlivých druhů, či ekologických skupin, výsledky vědeckých studií pro stejné druhy či společenstva však nebývají jednotné.

Z výše uvedených skutečností vyplývá, že globální změny klimatu celkově ovlivní i alpínské ekosystémy střední Evropy a mimo jiné i jejich produkční charakteristiky. Pro možnost předpovědi budoucího vývoje těchto společenstev je nezbytné poznat jejich reakce na jednotlivé parametry prostředí, jež se vlivem globálních změn dlouhodobě mění.

Vlivu globálních změn na rostlinná společenstva v arktické a alpínské tundře se věnovalo již mnoho experimentů, mimo jiné v rámci mezinárodního projektu ITEX - International tundra experiment (Marion et al. 1997a,b, Suzuki a Kudo 1997), který od roku 1990 shromažďuje a porovnává údaje vědců z celého světa za účelem predikovat scénář vývoje tundrových společenstev v kontextu globálních změn. Z výzkumů vyplývá, že právě vysokohorské systémy, resp. plochy alpínského vegetace patří mezi velice citlivá společenstva vůči projevům globálních změn.

Experiment, jenž byl základem pro sepsání této práce, na výše jmenované studie navázal. Předložená diplomová práce přináší informace o vlivu globálních změn na produkci rostlin z oblasti alpínské tundry na území Česká republiky.

2 Cíle práce

Cílem této práce je:

- Charakterizovat vliv manipulovaných parametrů prostředí (teploty, vlhkosti, úživnosti) na produkci biomasy alpínského vřesoviště pohoří Vysokých Sudet[1].
- Popsat vliv manipulovaných parametrů prostředí na hmotnostní rozložení nadzemní a podzemní biomasy sledovaného rostlinného společenstva.
- Stanovit potenciální scénáře vývoje zájmového společenstva pod vlivem globálních změn jako podklad pro jeho management.

[1] Termín Vysoké Sudety viz Jeník (1957, 1961)

3 Metodika

V letech 2008–2010 probíhal ve vrcholových partiích Jeseníků, Krkonoš a Králického Sněžníku experiment zkoumající vliv zvýšené teploty, zvýšené dostupnosti vody a přihnojování dusíkem na produkční charakteristiky jednotlivých dominantních druhů a celých ekologických skupin alpínských rostlin. Na každé ze tří lokalit bylo vyznačeno 20 ploch, na nichž se aplikovaly rozdílné typy zásahů.

3.1 Charakteristika zájmového území

Jak bylo uvedeno výše, pro experiment byly vybrány tři česká pohoří s výskytem alpínského bezlesí, tedy Krkonoše, Jeseníky a Králický Sněžník. V rámci každého z těchto pohoří byla pro výzkum vybrána 1 lokalita, a to na základě obdobných geomorfologických charakteristik a přítomnosti stejného typu rostlinného společenstva. Za cílové společenstvo byla zvolena alpínská keříčková vegetace svazu *Loiseleurio procumbentis-Vaccinion* Br.-Bl. in Br.Bl. a Jenny 1926 (Kočí a Chytrý 2007). Konkrétní výzkumné plochy byly vyznačeny i s ohledem na výskyt diagnostických druhů v porostu. V Jeseníkách bylo pro výzkum vybráno vrcholové plató v blízkosti Petrových kamenů, v Krkonoších lokalita Modré sedlo při západním úpatí Studniční hory a na Králickém Sněžníku deflační plošina poblíž jeho vrcholu.

3.1.1 Petrovy kameny

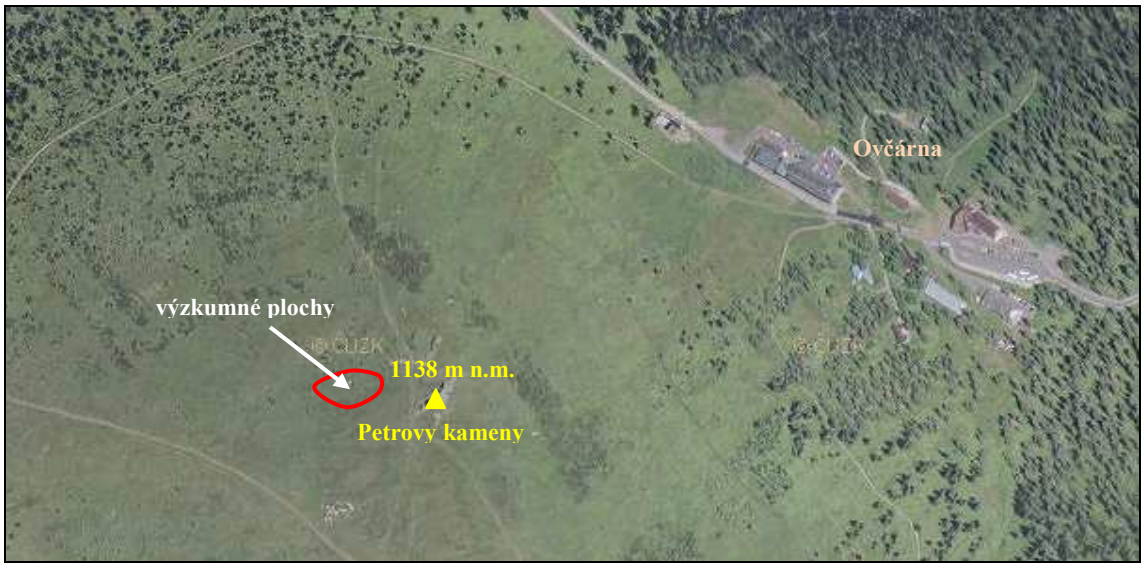
Studované území se nachází v NPR Praděd v Olomouckém kraji, v okrese Šumperk v katastrálním území Rejhotice. Výzkumné plochy byly založeny cca 90 m západně od vrcholové skály Petrových kamenů (GPS: 50°4´6´´N, 17°13´53´´E) v nadmořské výšce cca 1425 m n.m.

Území v okolí Petrových kamenů je z geomorfologického hlediska součástí Desenské klenby. Jeho třetihorní reliéf byl později modelován kryogenními pochody (Demek et al 1987), důsledkem této modelace jsou například zde se vyskytující polygonální půdy (Kavalcová et al. 2003). Geologický vývoj území spolu s klimatickými podmínkami dali vznik litozemím s rankery a nevyvinutým podzolům až kryptopodzolům (ibid.). Z klimatického hlediska se jedná o chladnou oblast CH4 (Quitt 1971). Panuje zde poměrně drsné podnebí, dlouhodobá průměrná teplota vzduchu je 1,1

°C (Lednický 1985). Průměrná denní teplota pod bodem mrazu se zde v průměru vyskytuje po 168 dní v roce. Z hlediska větru se jedná o velice exponované území, převládající směr větru je zde západní (ibid.).

Vrcholové partie v okolí Petrových kamenů jsou charakteristické deflačními společenstvy alpínské keříčkové vegetace svazu *Loiseleurio procumbentis-Vaccinion* (Kočí a Chytrý 2007), vyfoukávaných alpínských trávníků svazu *Juncion trifidi* (Kočí 2007) a zapojených alpínských trávníků svazu *Nardo strictae-Caricion bigelowii* (ibid.).

Dominuje zde kostřava nízká (*Festuca supina*) a metlička křivolaká *(Avenella flexuosa*), mezi kterými se nalézá brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), ostřice Bigelowova (*Carex bigelowii*), mechy a lišejníky (*Cladonia* spp., *Cetraria islandica*) a další.



Obr. 1: Situační zákres polohy výzkumných ploch v lokalitě Petrovy kameny (podkladová data: ČÚZK).

3.1.2 Modré sedlo

Zájmové území se nachází v 1. zóně NP Krkonoše při západním úpatí Studniční hory v sedle mezi Studniční a Luční horou. Zájmové plochy byly vyznačeny cca 500 m západně od vrcholu Studniční hory (GPS: 50°43´37´´N, 15°42´22´´E) v nadmořské výšce 1495 m n.m. Administrativně území spadá do Královéhradeckého kraje, okresu Trutnov a katastru obce Pec pod Sněžkou.

Krkonoše patří k nejstarším evropským pohořím, byly modelovány již v prvohorách. Z hlediska geomorfologie území spadá do Krkonošsko-Jizerského krystalinika (Demek et al 1987). Geologicky jsou Krkonoše tvořeny krystalickými

horninami, často převládají svory. Pleistocénní ledovec zasahoval až na severní úpatí Krkonoš, zanechal zde po sobě kary, trogy, morény a ledovcová jezera (Sanetřík 2004). Díky chladnému klimatu zde došlo k utvoření mrazových skalních útvarů a polygonálních půd (Dvořák a Vaněk 2002). Z půd zde převládají podzoly a kyselé rankery (ibid.). Z klimatického hlediska území spadá do chladné oblasti CH4 (Quitt 1971). Průměrná roční teplota se ve vrcholových partiích Krkonoš pohybuje okolo 0,2 °C (Glowicki 1997), srážky jsou zde velmi ovlivňovány činností větru, udává se cca 1230 mm za rok (KRNAP 2009).

Alpínská vegetace je zde zastoupena opět společenstvy alpínské keříčkové vegetace svazu *Loiseleurio procumbentis-Vaccinion* (Kočí a Chytrý 2007), vyfoukávaných alpínských trávníků svazu *Juncion trifidi* (Kočí 2007) a zapojených alpínských trávníků svazu *Nardo strictae-Caricion bigelowii* (ibid.). Dominuje zde kostřava nízká (*Festuca supina*) a metlička křivolaká *(Avenella flexuosa*), dále brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), ostřice Bigelowova (*Carex bigelowii*), mechy a lišejníky (*Cladonia* spp., *Cetraria islandica*) a další. Oproti dalším lokalitám je zde poměrně hojně zastoupena smilka tuhá (*Nardus stricta*).

Obr. 2: Situační zákres polohy výzkumných ploch v lokalitě Modré sedlo (podkladová data: ČÚZK).

3.1.3 Králický Sněžník

Studované území se nachází v NPR Králický Sněžník v Pardubickém kraji, v okrese Ústí nad Orlicí v katastrálním území Horní Morava. Výzkumné plochy byly založeny cca 150 m jihovýchodně od vrcholu Králického Sněžníku (GPS: 50°12´25´´N, 16°50´51´´E) v nadmořské výšce cca 1415 m n.m.

Z geomorfologického hlediska spadá Králický Sněžník do Krkonošsko-jesenické soustavy (Demek et al. 1987). Na modelaci vrcholových poloh Králického Sněžníku měly významný vliv periglaciální procesy v období pleistocénu (ibid.). Jedná se především o nivační deprese, mrazové sruby, skalní hradby, kamenná moře apod. (Jahn et al. 1996). Na vrcholu se vyskytují i mrazem tříděné půdní tvary (Demek et al. 1987). Z půdního hlediska se zde vyskytují iniciální stádia půd jako litozemě a rankery, na svahovinách nalezneme též kryptopodzoly a podzoly, přičemž nejvíce převládá podzol humusový, kambický a typický (Faltysová a Bárta 2002).

Z hlediska klimatického začlenění náleží toto území k chladné oblasti CH4 (Quitt 1971). Panují zde extrémní klimatické podmínky, dlouhodobá průměrná teplota vzduchu 1,7 °C (Vesecký 1961). Jedná se také podobně jako u Petrových kamenů o velice exponované území vůči větru, převládá zde jeho západní směr. To je způsobeno především terénním uspořádáním vhloubených rozsoch (Zahradník 2011).

Alpínskou vegetaci ve vrcholové části Králického Sněžníku tvoří charakteristická deflační společenstva alpínské keříčkové vegetace svazu *Loiseleurio procumbentis-Vaccinion* (Kočí a Chytrý 2007), vyfoukávaných alpínských trávníků svazu *Juncion trifidi* (Kočí 2007) a zapojených alpínských trávníků svazu *Nardo strictae-Caricion bigelowii* (ibid.). Dominuje zde kostřava nízká (*Festuca supina*) a metlička křivolaká *(Avenella flexuosa*), mezi kterými se nalézá brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), ostřice Bigelowova (*Carex bigelowii*), mechy a lišejníky (*Cladonia* spp., *Cetraria islandica*) a další. Roste zde i vranec jedlový (*Huperzia selago*).

Obr. 3: Situační mapa polohy výzkumných ploch v lokalitě Králický Sněžník (podkladová data: ČÚZK).

3.2 Design výzkumu

3.2.1. Založení experimentu

Jak bylo uvedeno výše, v roce 2008 bylo na každé ze tří lokalit (Jeseníky, Králický Sněžník, Krkonoše) založeno 20 trvalých pokusných ploch o rozměru 0,5 x 0,5 m. Výběr byl proveden tak, aby se cílové lokality nacházely v rozmezí nadmořských výšek 1400-1500 m n.m., a aby v nich byla přítomna vegetace svazu *Loiseleurio procumbentis-Vaccinion* Br.-Bl. in Br.-Bl. a Jenny (Kočí 2007). Plochy byly umístěny na území s minimálním sklonem terénu, aby byly pod vlivem přibližně stejných abiotických podmínek. Jednotlivé plochy mezi sebou měly minimální pufrační zónu 1,5 m. Ve všech pohořích byly plochy shodně vystaveny čtyřem typům zásahů v pěti opakováních. Čtvrtina plocha byla zahřívána (označení - T), čtvrtina zahřívána a zalévána (W), čtvrtina zahřívána a hnojena (N) a čtvrtina ploch sloužila pro kontrolu – bezzásahové plochy (C).

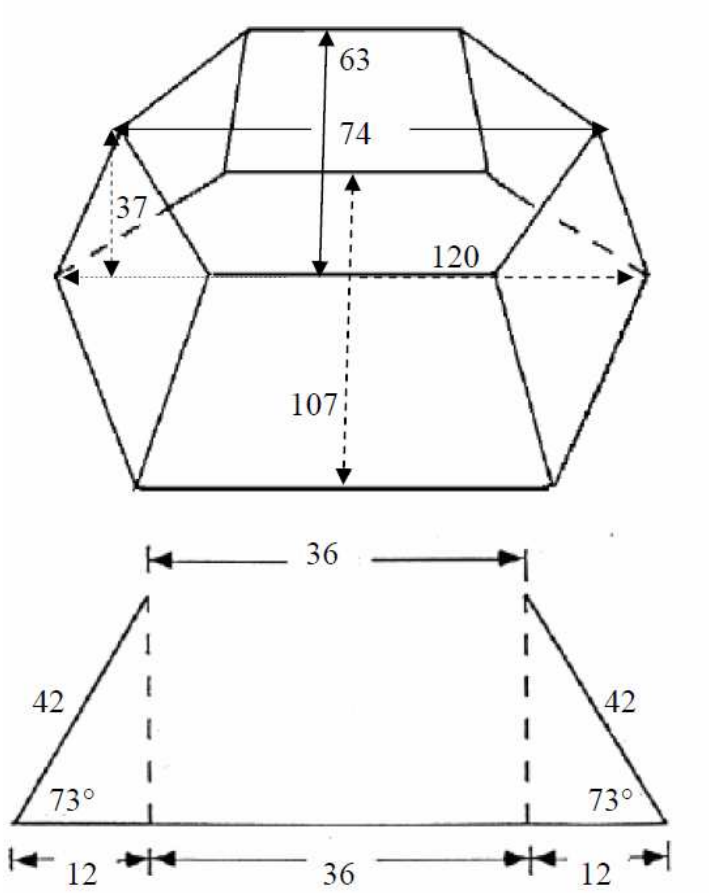
3.2.2 Popis manipulovaných faktorů

K zahřívání ploch bylo použito speciálních otevřených ohřevných komor, tzv. OTC (open top chambers) ve tvaru hexagonů (Marion et al. 1997b). Tyto komory byly schváleny i v rámci mezinárodního projektu ITEX (Henry a Molau 1997). Jsou vyrobeny z 3 mm silné umělé hmoty – lexanu. Tento materiál propouští cca 90 % viditelného záření, zároveň má vysokou solární propustnost ve viditelném spektru (86 %), ale pouze méně než 5 % v infračerveném. Průměrně OTC zvyšují teplotu o 1,2–3,5 °C (Marion et al. 1997b).

Zaléváním destilovanou vodou bylo navozováno větší množství vertikálních srážek. Celkové množství odpovídalo přibližně 50% nárůstu srážek za vegetační sezónu (Parsons et al. 1994), množství aplikované vody tedy bylo 175 l (700 mm vodního sloupce) na každou plochu v jednotlivých vegetačních sezónách. Pro potřeby jímání srážkové vody bylo v každém pohoří nainstalováno lapací zařízení, jež bylo svedeno do zásobního sudu. Voda byla před použitím vždy destilována přenosným demineralizačním zařízením s čerpadlem, aby byl odfiltrován možný vliv živin obsažených ve srážkách. Zalévání probíhalo ve čtrnáctidenních intervalech, převážně od května do září. V důsledku odlišného chodu srážek v jednotlivých pohořích se konečné celkové roční dotace vody mírně lišily.

Na hnojené plochy byl každoročně aplikován dusičnan amonný NH_4SO_3 v množství 20 $kg.ha^{-1}$, tedy 2 $g.m^{-2}$. Celková roční dotace N byla rozdělena do čtyř dávek, první byla aplikována vždy na začátku vegetační sezóny a další následovaly v intervalu přibližně pěti týdnů. Dusík byl aplikován rozprašovačem ve formě vodného roztoku NH_4NO^3 v objemu 200 ml destilované vody.

Všechny tyto zásahy byly aplikovány na výzkumných plochách v roce 2008, 2009, 2010 a 2011.



Obr. 4: Schematický zákres použitých zahřívacích otevřených komor – OTC.

3.2.3 Odběr vzorků a jejich zpracování

Vzorky pro zjištění množství biomasy byly odebrány ze všech 60 výzkumných ploch v období vrcholu vegetační sezóny – v první půli srpna v roce 2011. Odběr biomasy byl proveden destruktivním způsobem (Jakrlová 1987 in Rychnovská 1987).

Nadzemní biomasa byla ostříhána nůžkami těsně nad povrchem terénu z celé výzkumné plochy 0,5 x 0,5 m. Zbytek bylinného patra včetně patra mechového byl vyhrabán.

Podzemní biomasa byla odebírána na stejných plochách pomocí kořenového odběráku jako monolit (Fiala 1987). Použitý kořenový odběrák má válcový tvar s kruhovou plochou odběru $4{,}90.10^{-3}$ m^2 a hloubku 15 cm. Na každé ploše byly provedeny tři odběry, tedy 60 odběrů na každé lokalitě (180 vzorků celkem). Z odebraného vzorku byly odstraněny veškeré zbytky nadzemní biomasy i opadu. Každý monolit byl rozdělen na dvě části odebíraného horizontu: svrchní (0–5 cm) a

spodní (5–10 cm). resp. organický a anorganický. Odebraný materiál byl odvezen do laboratoře k dalšímu zpracování.

Nadzemní biomasa byla za čerstvého stavu rozebrána na jednotlivé druhy. Podzemní biomasa byla získána rozplavením monolitů ve vodném roztoku s přídavkem peroxidu vodíku. Následně byla ještě zbavena všech minerálních příměsí. Veškerá biomasa byla sušena za standardních podmínek při 85 °C (Dykyjová et al. 1989, Hendry a Grime 1993) a následně zvážena. Všechny zjištěné údaje o biomase byly pro další hodnocení přepočítány na plochu 1 m^2. Hmotnosti jednotlivých druhů nadzemní biomasy byly pro účely analýzy rozděleny do čtyř ekologických skupin dle Tab. 1.

Tab. 1: Zařazení jednotlivých druhů rostlin nalezených v odebírané nadzemní biomase do ekologických skupin.

ekologická skupina	zahrnuté druhy
širokolisté byliny	rdesno hadí kořen (*Bistorta major*), jestřábníky (*Hieracium* sp.), podbělice alpská (*Homogyne alpina*), koprníček bezobalný (*Ligusticum mutellina*), zlatobýl obecný alpínský (*Solidago virgaurea* subsp. *virgaurea*), ostružiník maliník (*Rubus idaeus*)
stálezelené (neopadavé) keříky	vřes obecný (*Calluna vulgaris*), brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*)
opadavé keříky	brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*)
graminoidní druhy	kostřava nízká (*Festuca supina*), metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), ostřice Bigelowova (*Carex bigelowii*), třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), smilka tuhá (*Nardus stricta*), tomka vonná (*Anthoxanthum odoratum*)
druhy mechového patra	mechy a lišejníky bez druhového zařazení

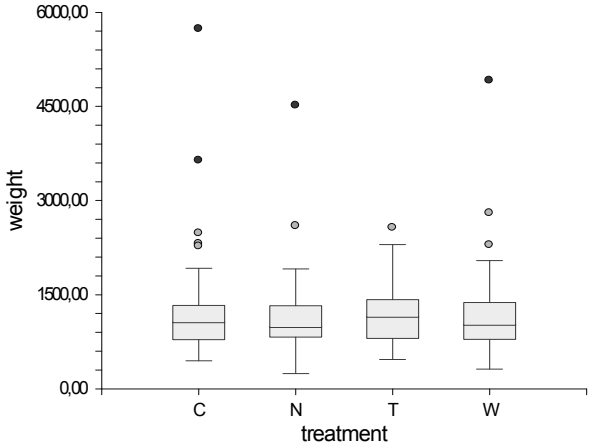
3.3 Statistické zpracování dat

Pro testování vlivu jednotlivých zásahů (aplikovaných managementů) na produkci nadzemní a podzemní biomasy byly použity metody mnohorozměrné analýzy v prostředí programu Canoco for Windows 4.5 (ter Braak a Šmilauer 2002). Na základě zjištěné délky gradientu metodou DCA byla následně zvolena lineární technika RDA. Jako proměnné prostředí vystupují zásahy a kontrola a jako kovariáty byla zvolena pohoří. Zároveň byl proveden Monte-Carlo permutační test s 499 permutacemi. Pro testování vlivu zásahů na hmotnost nadzemní biomasy byla použita jednocestná ANOVA v prostředí programu NCSS 2007 (Hintze 2007).

4 Výsledky

4.1 Celková biomasa

Průměrná hodnota celkové biomasy[2] studovaného společenstva alpínského vřesoviště pro všechny tři zásahy a kontrolu se pohybuje v rozmezí 1124–1223 g.m^{-2} (Obr. 5). Z hlediska zjištěných hodnot celkové produkce nelze prokázat odlišnosti v odezvě společenstva vůči sledovaným zásahům.



Obr. 5: Porovnání celkové nadzemní a podzemní biomasy dohromady (g.m^{-2}) mezi jednotlivými zásahy pro všechny lokality dohromady.

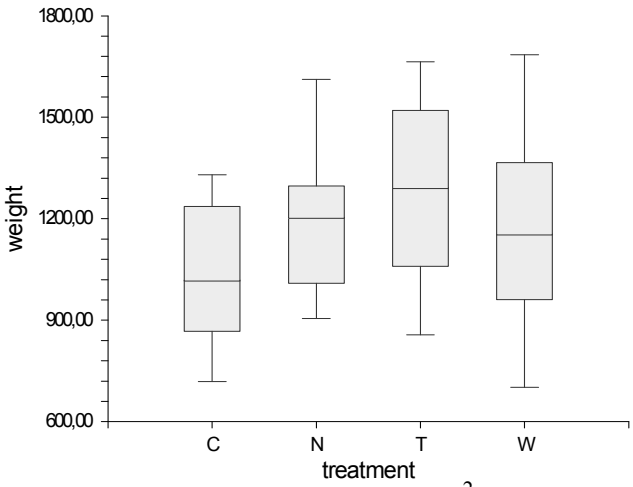
Vysvětlivky: C - kontrolní plocha, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, N - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

[2] termín celková biomasa = suma nadzemní a podzemní biomasy

4.2 Nadzemní biomasa

U nadzemní biomasy bylo stanoveno množství celkové nadzemní biomasy, dále nadzemní biomasy ekologických skupin (dělení dle Tab. 1) a jednotlivých rostlinných druhů. Všechny tyto veličiny byly stanoveny pro jednotlivé typy zásahů (T, N, W) a kontrolní plochy (C).

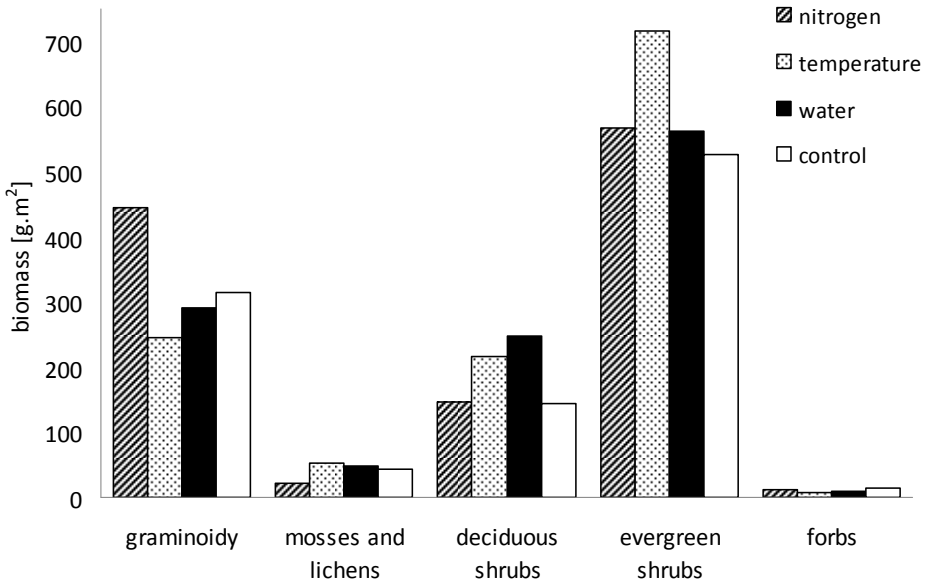
Průměrné množství celkové nadzemní biomasy na všech sledovaných plochách se pohybuje v rozmezí 1040–1259 $g.m^{-2}$. Porovnáním hmotností celkové nadzemní biomasy na plochách s jednotlivými typy zásahu ve všech pohořích dohromady se neprokázaly jednoznačné rozdíly (F=2,18; p=0,101). I když mezi plochami s odlišným managementem byly zjištěny určité hmotnostní rozdíly, nelze na základě hmotnosti celkové nadzemní biomasy odlišit plochy pod vlivem různých typů manipulativních zásahů (T, N, W) od ploch kontrolních (C) (Obr. 6).



Obr. 6: Celková hmotnost ($g.m^{-2}$) nadzemní biomasy na plochách s jednotlivými typy zásahů (C, N, W, T) pro všechna pohoří dohromady.

Vysvětlivky: C - kontrolní plocha, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, N - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

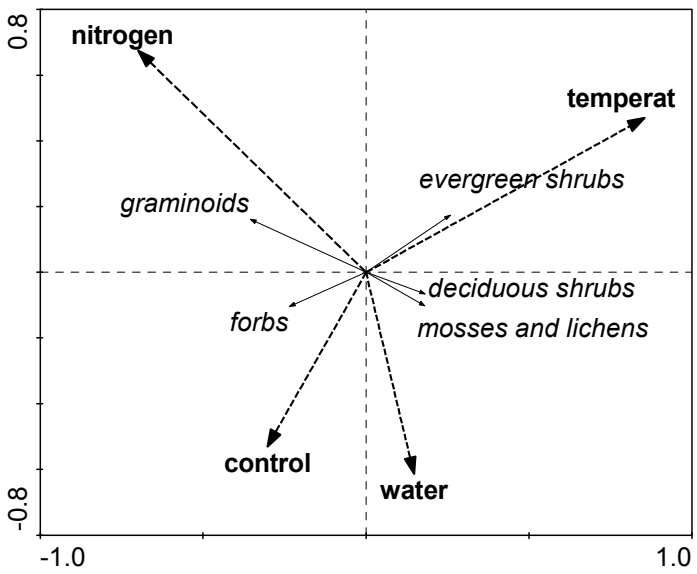
Při rozdělení vzorků nadzemní biomasy na jednotlivé ekologické skupiny rostlin jsme došli k následujícím zjištěním. Ve studovaném společenstvu dominují převážně dvě ekologické skupiny – stálezelené (neopadavé) keříčky a graminoidní druhy (Obr. 7). O něco méně jsou zastoupeny opadavé keříčky, nejméně pak širokolisté byliny a druhy mechového patra.



Obr. 7: Porovnání průměrné hmotnosti nadzemní biomasy dle sledovaných ekologických skupin pod vlivem zásahů pro všechna tři sledovaná pohoří.

Vysvětlivky: graminoidy - graminoidní, druhy, mosses and lichens - mechy a lišejníky, deciduous shrubs - opadavé keříky, evergreen shrubs - stálezelené (neopadavé) keříky forbs - širokolisté byliny; nitrogen - kombinace zvýšené koncentrace dusíku a teploty, temperature - zvýšená teplota, water - kombinace zvýšené vlhkosti a teploty, control - kontrola.

Pro popsání vztahu mezi množstvím nadzemní biomasy jednotlivých ekologických skupin rostlin ve sledovaných pohořích dohromady a jednotlivými typy zásahů byla dále zpracována mnohorozměrná analýza (RDA) (Obr. 8). Vyplývá z ní průkazná závislost množství nadzemní biomasy na typu jednotlivých manipulovaných zásahů. Množství celkové nadzemní biomasy graminoidních druhů koreluje se zásahem N (hnojení plus zahřívání). Naopak opadavé keříčky a druhy mechového patra na zásah N reagují negativně, nacházejí se na druhé straně gradientu. Dále je zřejmá korelace celkové nadzemní biomasy u neopadavých keříčků se zásahem T (zvýšená teplota), na druhé straně gradientu se nachází širolisté byliny, jejichž nadzemní produkce koreluje s typem zásahu C (kontrola), tedy s přírodním prostředím.

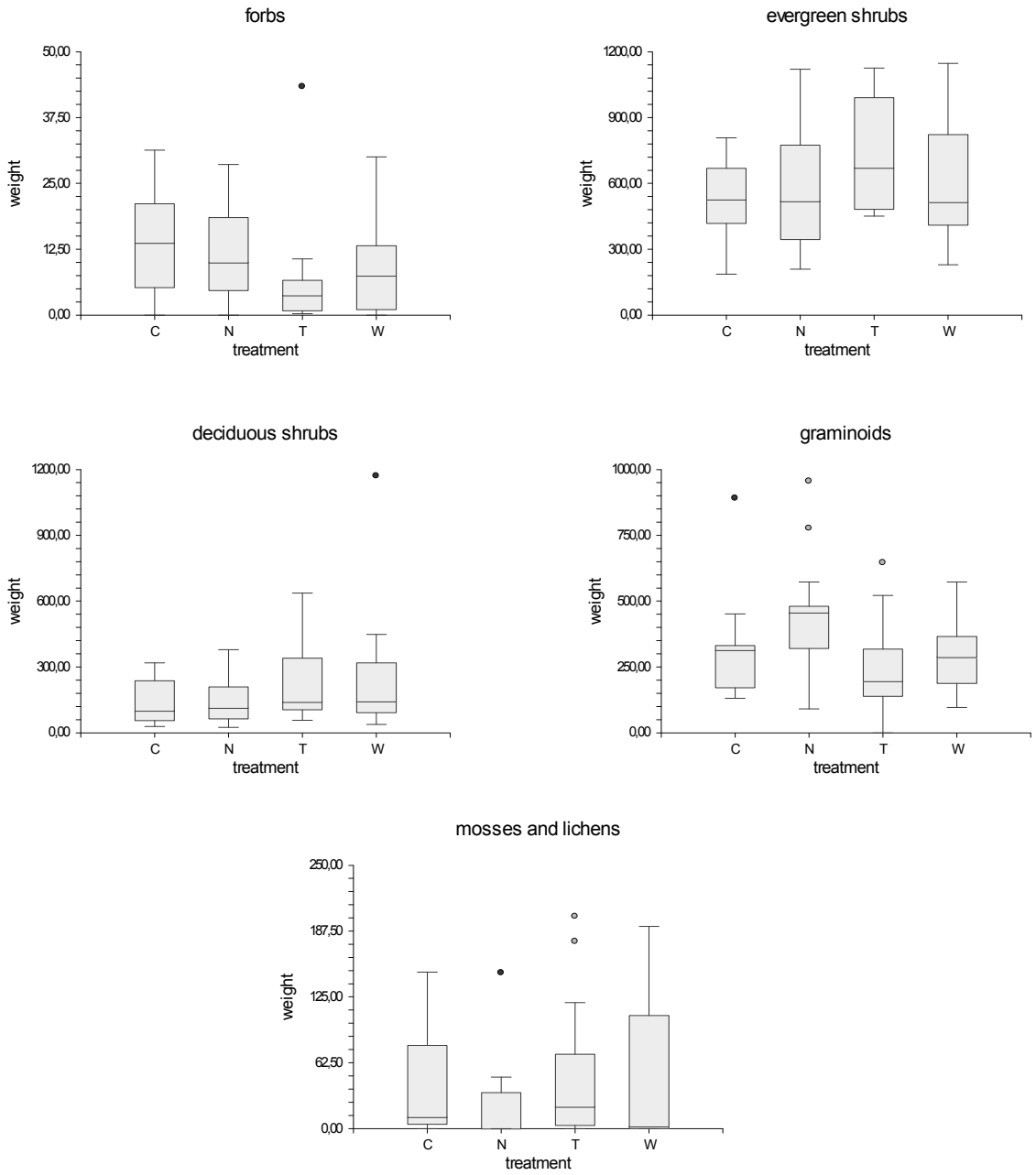


Obr. 8: Výstup RDA analýzy zobrazující rozložení ekologických skupin podle jejich absolutní nadzemní produkce v závislosti na plochách s různými zásahy a bez zásahu.

Vysvětlivky: forbs - širokolisté byliny, evergreen shrubs - stálezelené (neopadavé) keříky, deciduous shrubs - opadavé keříky, graminoids - graminoidní, druhy, mosses and lichens - mechy a lišejníky; nitrogen - kombinace zvýšené koncentrace dusíku a teploty, temperature - zvýšená teplota, water - kombinace zvýšené vlhkosti a teploty, control - kontrola.

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue =			0.074
	F-ratio	=	5.271
	P-value	=	0.0460
Test of significance of all canonical axes : Trace		=	0.103
	F-ratio	=	2.550
	P-value	=	0.0160
(499 permutations under reduced model)			

V průměrném množství nadzemní biomasy jednotlivých ekologických skupin rostlin v závislosti na typu zásahu byly zaznamenány více či méně patrné odezvy (Obr. 9). Při porovnání rozdílů mezi kontrolními plochami (C) a plochami se všemi dalšími zásahy (T, W, N) byl zaznamenán průkazný rozdíl u skupiny graminoidů (Tab. 2). Průkazný nárůst biomasy byl zjištěn i pro skupinu neopadavých keříků, a to na zahřívaných plochách (zásah T).



Obr. 9: Hmotnost celkové nadzemní biomasy (g.m^{-2}) na plochách pod vlivem zásahů a na kontrole pro jednotlivé ekologické skupiny rostlin.

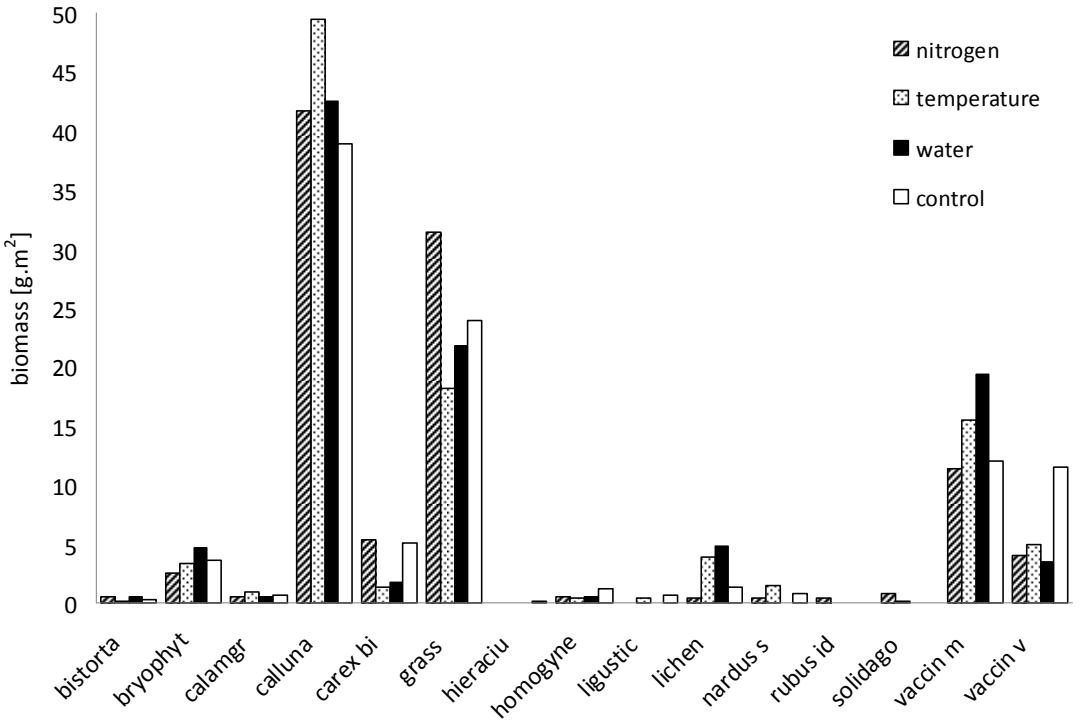
Vysvětlivky: forbs - širokolisté byliny, evergreen shrubs - stálezelené (neopadavé) keříky, deciduous shrubs - opadavé keříky, graminoids - graminoidní, druhy, mosses and lichens - mechy a lišejníky; N - kombinace zvýšené koncentrace dusíku a teploty, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené vlhkosti a teploty, C - kontrola.

Tab. 2: Výsledky analýzy ANOVA pro rozdíl v absolutním množství nadzemní biomasy pro jednotlivé ekologické skupiny rostlin ve všech sledovaných pohořích pro rok 2011.

	C/T, W, N		C/T		C/W		C/N	
	F	p	F	p	F	p	F	p
širokolisté byliny	1,72	0,173	4,08	0,053	2,34	0,137	0,74	0,396
neopadavé keříky	2	0,124	**5,93**	**0,021**	0,23	0,636	0,27	0,605
opadavé keříky	1,22	0,309	2,13	0,291	1,73	0,199	0,01	0,943
graminoidní druhy	**3,44**	**0,023**	1,13	0,296	0,16	0,691	3,08	0,09
mechy a lišejníky	0,85	0,475	0,2	0,658	0,06	0,809	1,78	0,193

Vysvětlivky: C - kontrola, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, N - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

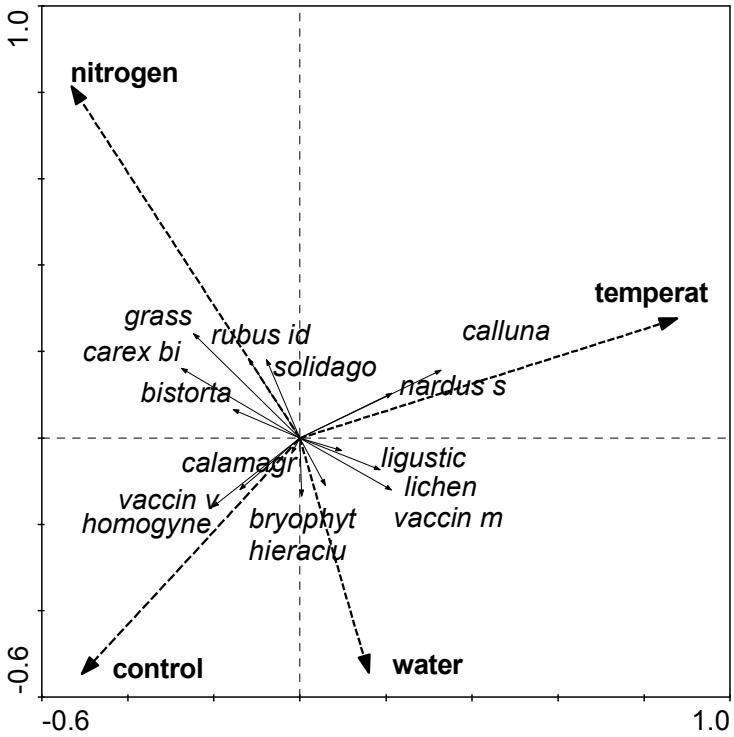
Ze sledování zastoupení jednotlivých rostlinných druhů v celkové nadzemní biomase (Obr. 10) je patrná dominance vřesu obecného a travin (metlička křivolaká, kostřava nízká). Dále je zjevný významný podíl brusnic - brusnice borůvky a brusnice brusinky. Tyto druhy dohromady tvoří téměř 75 % hmotnosti celkové nadzemní biomasy získané z výzkumných ploch.



Obr. 10: Porovnání průměrné celkové hmotnosti nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů pod vlivem zásahů pro všechna tři sledovaná pohoří.

Vysvětlivky: control - kontrola, temperature - zvýšená teplota, water - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, nitrogen - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

Dále byla analýzou RDA vyhodnocena odezva jednotlivých rostlinných druhů na manipulované faktory (Obr. 11). Z analýzy vyplývá, že biomasa vřesu obecného pozitivně reaguje na teplotu. Naopak negativní odezvu vůči teplotě vykazuje podbělice (zástupce širolistých bylin). Některé druhy svou odezvou vymezují přírodní prostředí (zásah C – kontrola), jedná se například o brusnici brusinku a podbělici alpskou. Na nárůst koncentrace dusíku v prostředí pozitivně reagovala ostřice Bigelowova. Obdobnou pozitivní reakci na zvýšenou koncentraci dusíku vykazuje i maliník či rdesno hadí kořen. U trav je situace obdobná – skupina metličky a kostřavy pozitivně reaguje na zvýšené množství dusíku v prostředí, smilka vykazuje pozitivní reakci na zvýšenou teplotu prostředí. Reakce biomasy brusnice borůvky (zástupce opadavých keříků) není z pohledu typů aplikovaných zásahu jednoznačná. Podobně nevyhraněně reaguje biomasa blíže nespecifikované skupiny mechů a lišejníků. Mechy a lišejníky se však do určité míry negativně vymezují vůči zvýšené koncentraci dusíku.



Obr. 11: Výstup RDA analýzy zobrazující odezvy jednotlivých sledovaných druhů rostlin z hlediska množství nadzemní biomasy na vlivem manipulovaných zásahů.

Vysvětlivky: control - kontrola, nitrogen - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku, temperat – zvýšená teplota, water - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti.

Kódy druhů a skupin: bistorta - *Bistorta major*, bryophyt - mechy, calamagr - *Calamagrostis villosa*, calluna - *Calluna vulgaris*, carex bi - *Carex bigelowii*, grass - (*Anthoxanthum odoratum* + *Avenella flexuosa* + *Festuca supina*), hieraciu - *Hieracium* sp., ligustic - *Ligusticum mutellina*, homogyne - *Homogyne alpina*, lichen - lišejníky, nardus - *Nardus stricta*, rubus id - *Rubus idaeus*, solidago - *Solidago virgaurea* subsp. *minuta*, vaccin m - *Vaccinium myrtillus*, vaccin v - *Vaccinium vitis-idaea*.

Test of significance of first canonical axis: eigenvalue =		0.074
F-ratio	=	5.148
P-value	=	0.026
Test of significance of all canonical axes : Trace	=	0.110
F-ratio	=	2.680
P-value	=	0.006
(499 permutations under reduced model)		

Při porovnávání rozdílů množství nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů byl zjištěn průkazný rozdíl mezi kontrolními plochami a plochami s jiným typem zásahu u čtyř druhů rostlin. Jedná se o podbělici alpskou (*Homogyne alpina*), vřes obecný (*Calluna vulgaris*), brusnici brusinku (*Vaccinium vitis-idaea*) a ostřici Bigelowovu (*Carex bigelowii*) (Tab. 3). Brusnice brusinka produkuje na plochách se zásahem N a W méně nadzemní biomasy v porovnání s kontrolními plochami. Ostřice Bigelowova vykazuje menší produkci nadzemní biomasy oproti kontrolním plochám (C) u zásahu W a T. Podbělice alpská vykazuje negativní reakci v produkci nadzemní biomasy vůči všem třem zásahům (T, W, N). Vřes obecný pod vlivem testovaných zásahů zvyšuje svou nadzemní biomasu, přitom nejvíce je patrná průkazná reakce vůči teplotě (zásah T).

Tab. 3: Výsledky statistické významnosti rozdílu v množství nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů mezi kontrolními plochami a jednotlivými zásahy pro všechna sledovaná pohoří dohromady. Nulové hodnoty jsou u druhů, kde byl pouze jeden nebo žádný záznam o hmotnosti.

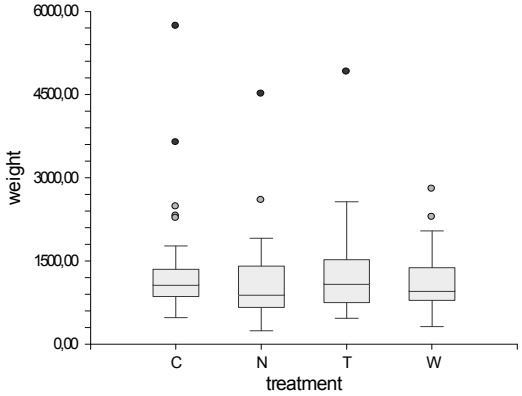
	C/T, W, N		C/T		C/W		C/N	
	F	p	F	p	F	p	F	p
Bistorta major	1,42	0,247	0,12	0,729	1,13	0,302	1,27	0,273
Bryophyta	0,3	0,825	0,01	0,919	0,36	0,558	0,27	0,607
Calamagrostis villosa	0,11	0,954	0,53	0,482	0,01	0,917	0,13	0,728
Calluna vulgaris	**2,85**	**0,046**	**10,07**	**0,004**	1,09	0,305	1,01	0,324
Carex bigelowii	2,11	0,109	**12,26**	**0,008**	**11,91**	**0,007**	0,19	0,675
Grass (Anthoxanthum odoratum,Avenella flexuosa, Festuca supina)	2,72	0,053	0,32	0,577	0,03	0,856	3,23	0,083
Hieracium alpinum	2,01	0,122	0,75	0,419	0	0	0	0
Homogyne alpina	2,29	0,088	**4,95**	**0,038**	**5,25**	**0,033**	**7,46**	**0,013**
Ligusticum mutellina	0,82	0,486	0	0	0	0	0	0
Lichen	0,8	0,501	2	0,187	1,65	0,234	1,65	0,24
Nardus stricta	1,52	0,218	0	0	0	0	0	0
Rubus idaeus	1	0,31	0	0	0	0	0	0
Solidago virgaurea	0,79	0,503	0	0	0	0	0	0
Vaccinium myrtillus	1,57	0,221	2,13	0,156	1,73	0,199	0,01	0,943
Vaccinium vitis-idaea	1,35	0,268	3,79	0,083	**10,88**	**0,007**	**6,6**	**0,026**

Vysvětlivky: C - kontrolní plocha, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, N - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

4.3 Podzemní biomasa

Průměrné množství celkové podzemní biomasy[3] se pro všechny tři zásahy a kontrolu pohybuje v rozmezí hodnot 1102–1284 $g.m^{-2}$ (Obr. 12). Mezi jednotlivými typy zásahů a kontrolou a různými zásahy ve všech třech pohořích nebyl nezaznamenán průkazný rozdíl v množství podzemní biomasy (F=0,48; p=0,696).

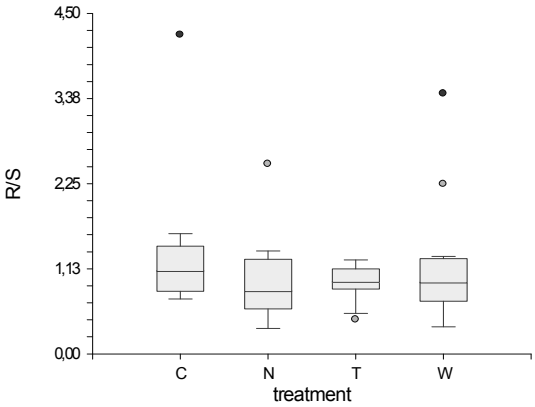
[3] termín celková podzemní biomasa = suma podzemní biomasy ze svrchního organického a spodního anorganického půdního horizontu



Obr. 12: Porovnání hmotnosti ($g.m^{-2}$) celkové podzemní biomasy (organický a anorganický horizont) mezi různými zásahy na všech sledovaných lokalitách.

Vysvětlivky: C - kontrolní plocha, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, N - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

Vliv jednotlivých zásahů průkazně neodráží (F=1,02; p=0,380) ani poměr nadzemní a podzemní biomasy (R/S) (Obr. 13). Průměrné hodnoty celkového poměru R/S pro všechny tři zásahy a kontrolu se pohybují v rozmezí 0,93–1,30.



Obr. 13: Porovnání poměru R/S mezi různými zásahy na všech sledovaných lokalitách dohromady.

Vysvětlivky: C - kontrolní plocha, T - zvýšená teplota, W - kombinace zvýšené teploty a vlhkosti, N - kombinace zvýšené teploty a koncentrace dusíku.

5 Diskuze

Ze zjištěných výsledků vyplývá, že pod vlivem čtyřletého působení změněných faktorů prostředí došlo ke změnám produkčních charakteristik na sledovaných plochách. K průkazné reakci sledovaného společenstva *Loiseleurio procumbentis-Vaccinion* v podobě změny v množství celkové nadzemní a podzemní biomasy na jednotku plochy nedošlo. Průkazné změny v produkci rostlin byly zaznamenány až na úrovni jednotlivých ekologických skupin a druhů, které vykazují specifické odezvy k jednotlivým změněným faktorům.

Množství celkové nadzemní biomasy na sledovaných plochách

Základní zkoumanou charakteristikou bylo množství celkové nadzemní biomasy na kontrolních plochách a na plochách s aplikovaným managementem. Zjištěné hodnoty celkové biomasy ve sledovaném společenstvu korespondují s údaji udávanými Körnerem (2003). Ten pro zapojené brusnicové vřesoviště ve výšce 1980 m n.m. stanovil hodnotu 1400 $g.m^{-2}$ a pro vřesoviště s dominancí druhu *Loiseleuria* ve výšce 2170 m n.m. hodnotu 1310 $g.m^{-2}$. K obdobným hodnotám došel i Stoner et al. (1982) ve společenstvu s dominancí *Eriophorum vaginatum* a keříky *Ledum palustre*, *Salix pulchra*, *Betula nana* v oblasti Eagle Summit (Aljaška). Mikkelsen et al. (2008) ve své studii na rostlinném společenstvu s dominancí *Avenella flexuosa* (80 % pokryvnosti) a vřesu (*Calluna vulgaris*) v oblasti Brandbjerg (Dánsko) dospěl k průměrné hodnotě nadzemní biomasy 720 $g.m^{-2}$. Tento rozdíl oproti námi naměřeným hodnotám je do jisté míry dán vyšším podílem graminoidních druhů v jím sledovaném společenstvu a odlišnou druhovou garniturou. Körner (2003) ve své publikaci uvádí, že hodnota primární produkce se pro zapojená alpínská společenstva pohybuje v rozmezí 200–3500 $g.m^{-2}$. Tento značný rozptyl hodnot je způsoben rozdílným druhovým složením sledovaných společenstev a specifickými rozdíly v produkci biomasy na úrovni rostlinných druhů.

Změny v množství celkové nadzemní biomasy v závislosti na aplikovaném typu zásahu

Reakce celkového množství biomasy na jednotlivé typy zásahů byla subjektivně patrná, ale statisticky neprůkazná. Parsons et al. (1994) došli při svém výzkumu v Laponsku k závěru, že množství celkové nadzemní biomasy nebylo příliš vnímavé k aplikovanému managementu (zvýšení teploty, množství dusíku a dostupnosti

vody), neboť ke změnám docházelo spíše v závislosti na podmínkách sezóny. Statisticky průkazné změny zaznamenali také až na úrovni ekologických skupin či druhů.

Množství nadzemní biomasy jednotlivých ekologických skupin na sledovaných plochách

Zajímavou charakteristikou alpínských vřesovišť je také poměr zastoupení jednotlivých ekologických skupin rostlin na celkovém množství nadzemní biomasy. Hmotnostně nejvyšší zastoupení v nadzemní biomase na všech sledovaných plochách mají stálezelené keříčky. Tato dominance je způsobena schopností keříčků ukládat zásobní látky i do zdřevnatělých stonků, a tak lépe odolávat nepříznivým enviromentálním podmínkám, které nutí rostliny opatrně nakládat se zdroji a prosperovat i v těchto podmínkách (Körner 1999). Oproti tomu méně zastoupené graminoidní druhy nemají možnost využívat k ukládání zásobních látek zdřevnatělé části, a nejsou tak schopny keříčkům více konkurovat (ibid.). V našem experimentu se v menší míře uplatňovaly opadavé keříčky, které musí značnou část asimilátů investovat do každoroční obměny listového aparátu. Nejmenší podíl na celkové nadzemní biomase měly širokolisté byliny a bezcévnaté druhy mechového patra. Toto malé zastoupení druhů mechového patra bylo trochu překvapivé, protože na studovaných plochách bylo poměrně dobře vyvinuto, což je pro tento typ společenstva i typické (Kočí a Chytrý 2007). Jeho velice nízké hmotnostní zastoupení je způsobeno vysokým obsahem vody ve stélkách mechových rostlin (Pilous 1971).

Výsledky mezi jednotlivými dosud provedenými a publikovanými výzkumy jsou poměrně složitě porovnatelné, neboť rozdíly v zastoupení jednotlivých ekologických skupin na celkové biomase jsou způsobeny především typem rostlinného společenstva. Například v tundře v oblasti Eagle Summit (Aljaška) je poměr zastoupení biomasy opadavých a neopadavých keříků opačný - neopadavé druhy mají nižší produkci biomasy než druhy opadavé (Stoner et al. 1982). Na význam druhové kompozice společenstva a abundance druhů (ve společenstvu keříčků v exponované horské poloze) pro hodnoty biomasy ekologických skupin, upozorňuje i Walker et al. (1994). Bohužel údaje o poměru zastoupení jednotlivých ekologických skupin v celkové biomase ve stejném společenstvu (*Loiseleurio procumbentis-Vaccinion*) prozatím nebyly publikovány.

Rozdíly v množství nadzemní biomasy jednotlivých ekologických skupin v závislosti na aplikovaném typu zásahu

Z naměřených hodnot je zřejmé, že stálezelené keříčky dominovaly na plochách se všemi typy aplikovaného managementu. Při porovnání reakcí na aplikovaný management vůči kontrolním plochám byl pro skupinu neopadavých (stálezelených) keříků zjištěn průkazný nárůst biomasy na zahřívaných plochách, což je zřejmě způsobeno odolností proti zvýšenému výparu, kterou tato skupina disponuje. Shaver a Chapin (1991) uvádí, že stálezelené keříčky vykazují oproti jiným skupinám značnou odolnost proti zimnímu vysychání, zvláště na lokalitách s nižší vrstvou sněhu. Kočí a Chytrý (2007) uvádějí, že neustálé narušování větrnou erozí, regelací, soliflukcí i vysušování je nezbytnou podmínkou existence alpínských vřesovišť. Dle některých autorů (Power et al. 2006, Carroll et al. 1999, Gordon et al. 1999) stálezelené keříčky, reagují na vyšší koncentrace dusíku větším přírůstkem. I na námi přihnojovaných plochách docházelo každoročně k subjektivně zřejmému nárůstu nadzemní produkce skupiny stálezelených keříčků, avšak během zimního období vždy značné části ramet odumřely. To je ve shodě se závěry některých autorů (Carroll et al. 1999; Britton a Fisher 2007), kteří uvádějí, že rostliny se zrychleným růstem jsou zároveň citlivější vůči mrazovým situacím a suchu a dochází u nich často k hnědnutí a odumírání jednotlivých částí. Dále uvádí, že toto poškození je významnější u jedinců hnojených vyššími koncentracemi dusíku (Carroll et al. 1999). Je to do jisté míry způsobeno i tím, že rychle přirostlá pletiva nestihnou do konce vegetační sezóny dostatečně vyzrát a stávají se tak zranitelnějšími.

Oproti tomu u graminoidních druhů byla prokázána jednoznačná pozitivní odezva na aplikovanou zvýšenou koncentraci dusíku v prostředí. Zjištěná korelace je v souladu se studiemi provedenými jak v alpínských společenstvech (Bowman et al. 1993, Heer a Körner 2002, Klanderud a Totland 2005), tak v severské tundře (Dormann a Woodin 2002, Walker et al. 2006), či na vřesovištích ve Velké Británii (Gordon et al. 1999). Graminoidní rostliny využívají k ukládání zásobních látek během nepříznivého období spíše podzemní přezimující orgány (Skre 1985). Pro vysvětlení této reakce je vhodné uvést, že 80–90 % podzemní (kořenové) biomasy travinných porostů je omezeno na horních 10 cm půdy, přičemž přes 50 % je možné lokalizovat ve svrchních 5 cm (Wielgolaski 1975, Hitz et al. 2001). Většina zásobních orgánů rostlin travinného společenstva alpínského stupně se tedy nalézá v relativně nevysokém svrchním horizontu půdy, který je snadno ovlivnitelný nadzemními abiotickými podmínkami

prostředí. Vyšší množství dusíku dodávaného na povrch půdy proto bezprostředně ovlivňuje tvorbu podzemní i nadzemní biomasy těchto rostlin.

Dále je nutné si uvědomit, že zvýšené množství dostupného dusíku bylo aplikováno na plochách, které vždy byly současně zahřívány. Právě zvýšená teplota může rovněž stimulovat rychlejší dekompozici půdních organických látek a mineralizaci živin (Hobbie 1996, Shaver et al. 2000, Verbung a Breemen 2000) a vliv aplikovaného managementu na minerální vlastnosti substrátu mohl být tímto ještě znásoben.

Z výzkumu provedeného v Aljašské tundře vyplývá, podobně jako v našem případě, že po třech letech působení zvýšené teploty v kombinaci se zvýšeným množstvím dostupného dusíku vzrostla pokryvnost graminoidních druhů na úkor stálezelených a opadavých keříků a širolistých bylin (Chapin et al. 1995). Avšak po devítiletém působení tohoto faktoru byla v uvedeném výzkumu zjištěna opětovná dominance opadavých keříků (ibid.). Pro pouze čtyřletou periodu našeho výzkumu ve Vysokých Sudetech se tyto časové změny v našich podmínkách nepodařilo ověřit. Zajímavé je i zjištění autorské skupiny (Leith et al. 1999), která svůj výzkum realizovala na britských horských vřesovištích. Vypozorovali, že gramonoidní druhy po zvýšeném přísunu živin začaly tvořit více postranních odnoží, a tak postupně výhodně zakrývaly mezery mezi rostlinami ve společenstvu a zvyšovali svou pokryvnost na úkor jiných ekologických skupin. Proces nazvali jako takzvané postupné zatravňování vřesovišť. Zvýšenou abundanci graminoidních druhů po zvýšeném přísunu dusíku do prostředí popisují i další autoři, např. McKendrick et al. (1980), Bowman et al. (1993), Press et al. (1998). Onipchenko et al. (2012) zase upozorňují, že graminoidní druhy nereagují na zvýšený přísun dusíku konzistentně, ale míra jejich odezvy se liší dle společenstva, ve kterém rostou. Na to je třeba pamatovat při porovnávání výsledků jednotlivých studií.

U <u>opadavých keříčků</u> byla prokázána negativní odezva na zvýšenou koncentraci dusíku v prostředí. Tento výsledek nekoresponduje s tvrzením Bowmana (Bowman et al. 1995), který zmiňuje dominanci stálezelených druhů v tundře jako reakci na nízkou dostupnost minerálních prvků, zatímco vyšší zastoupení opadavých druhů keříků chápe jako doklad vyšší dostupnosti živin v prostředí. Naopak Jonasson (1992) v severním Švédsku charakterizuje dlouhodobou odezvu zakrslých keříků vůči dostupnosti živin v prostředí jen jako mírnou. Ke stejnému závěru došel i Graglia et al. (1997). Z výsledků výzkumu na Aljašce vyplývá, že zvýšený přísun živin pozitivně

ovlivnil produkci opadavých keříčků na úkor stálezelených keříčků a necévnatých rostlin (Chapin et al. 1995). Zde je to vysvětleno tím, že u opadavých keříčků dochází k mnohem rapidnějšímu zrychlení dekompozice než u keříčků stálezelených. Uvedené studie zpravidla do kategorie opadavých keříků zahrnují i další druhy včetně zakrslých vrb a jiné druhy brusnicovitých, které mohou odezvu zkreslovat. Na studovaných plochách ve Vysokých Sudetech kategorii opadavých keříků reprezentuje pouze brusnice borůvka.

Jakákoliv signifikantní reakce opadavých keříčků na zvýšenou teplotu, či dostupnost vody nebyla potvrzena. Chapin a Shaver (1985) ve své studii uvádějí, že zakrslé keříčky, především ty opadavé, mají více flexibilní odezvu na míru dostupnosti vody ve společenstvu a v případě změny chodu srážek predikují zvýšení abundance a pokryvnosti této ekologické skupiny na úkor jiných. Tape et al. (2006) zase spojují zvýšený přírůst biomasy opadavých keříčků s dřívějším odtáváním sněhové pokrývky způsobené zvýšenou teplotou prostředí.

U skupiny <u>širokolistých bylin</u> nebyla z hlediska produkce biomasy prokázána významná odezva vůči kterémukoliv aplikovanému managementu. Ze zjištěných výsledků vyplývá neprůkazná pozitivní reakce na kontrolních plochách bez zásahu s čistě přírodními podmínkami a negativní korelace s faktorem teplota. Tuto odezvu si lze zřejmě vysvětlit rozdílnými reakcemi jednotlivých druhů zařazených do této skupiny. Lze usuzovat, že reakce jednotlivých druhů se bude lišit také dle celkového habitusu druhů. Např. rostliny s vysokým vzrůstem budou v kompetičním souboji o světlo s keříkovými druhy odolávat lépe, než širokolisté byliny s přízemním růstem. Ke stejnému závěru došel i výzkum z finské tundry (Klanderud 2008), kdy právě širokolisté byliny nižšího vzrůstu společně s většinou mechorostů a lišejníků byly konkurenčně potlačovány keříčkovými druhy a graminoidy. Dorman a Woodin (2002) popsali vliv stínění na dvouděložné druhy v oblasti severské tundry obdobně, přitom odezvy biomasy širokolistých bylin na zvýšenou koncentraci minerálních látek, zvýšenou teplotu ani zvýšenou dostupnost vody nebyly taktéž průkazně doloženy. Zajímavý je i poznatek pocházející z výzkumu na Kavkazu (Onipchenko et al. 2012), který u zástupce širolistých bylin (*Geranium gymnocaulon*) popsal pozitivní reakci na zvýšený přísun dusíku a fosforu na produkci nadzemní biomasy tohoto druhu. Zároveň uvádí, že se jedná o jeden z prvních záznamů tohoto typu reakce širolistých bylin na zvýšený přísun živin v rostlinných společenstvech chladných biomů. Theodose a Bowman (1997) zase uvádí, že reakce širokolistých druhů na přídavek minerálních látek se liší podle

přítomnosti či nepřítomnosti mykorrhizy. Z výše uvedeného přehledu je zřejmé, že interpretaci odezvy na úrovni ekologické skupiny širokolistých druhů je vhodnější zpřesnit odezvami na úrovni jednotlivých druhů.

Poslední sledovaná ekologická skupina mechů a lišejníků dle očekávání pozitivně reagovala na vyšší dostupnost vody a naopak výrazně negativně na zvýšenou koncentraci dusíku v prostředí. Obdobně Wahren et al. (2005) potvrdil negativní reakci produkce mechorostů na sníženou dostupnost vody a výrazně pozitivní odezvu na zvýšený přísun vody do společenstva. Dle Pottera (Potter et al. 1995) mohou jednotlivé druhy mechů reagovat různým, často i protichůdným způsobem. Dle některých autorů dokonce biomasa některých druhů mechorostů vykazuje rezilienci k suchu (Tinner a Kaltenrieder 2005, Johnson et al. 2011). Zjištěnou odezvu biomasy mechorostů si lze vysvětlit, jako reakci na konkurenci s cévnatými rostlinami, které dokážou mechorosty výškově předrůstat a tím je zastínit. K obdobnému závěru došli i autoři studie z finské tundry, kdy většina mechorostů s lišejníky byla vlivem vyšší trofie prostředí potlačována (Klanderud 2008). Chapin et al. (1995) výsledky svého výzkumu na Aljašce tento závěr taktéž potvrzují. Tento kolektiv autorů dále zaznamenal negativní odezvu produkce necévnatých rostlin na zvýšenou teplotu prostředí, neboť jejím vlivem došlo k vyšší produkci keříčkových forem a opět ke konkurenčnímu vytlačení necévnatých druhů kompeticí o světlo. Většinou dochází k zastínění mechů a lišejníků přímo živými jedinci cévnatých rostlin. Chapin et al. (1995) popisují situaci, kdy po vyšší dotaci teploty a živin následný opad z vrby bylinné totálně pokryl necévnaté rostliny a zapříčinil tak jejich úplnou eliminaci ve společenstvu.

Ekologická skupina bezcévných druhů rostlin je typická svou nízkou produkcí, nízkým vzrůstem a vysokým obsahem vody ve stélkách. Vlivem zvýšené koncentrace dusíku, či zvýšené teploty v prostředí, dochází k nadměrnému růstu některých cévnatých druhů rostlin, které druhy mechového patra stíní a tím konkurenčně omezují.

Množství nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů na sledovaných plochách

Z naměřených hodnot o množství biomasy jednotlivých druhů je patrná dominance vřesu obecného (*Calluna vulgaris*), nerozlišené skupiny dvou trav (*Avenella flexuosa*, *Festuca supina*), brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*) a brusnice brusinky (*Vaccinium vitis-idaea*). Tyto druhy patří dle Kočího a Chytrého (Kočí a Chytrý 2007) mezi charakteristické (diagnostické nebo konstantní) druhy zkoumaného společenstva

alpínských vřesovišť. Další druhy už se uplatňovaly v menším množství a jejich podíl na celkové biomase značně kolísal. Např. větší výskyt ostřice Bigelowovy byl zaznamenán na sledovaných plochách v Krkonoších, naopak nejvyšší zastoupení koprníčku bezobalného v rámci sledovaných pohoří bylo zaznamenáno na plochách v Jeseníkách.

Rozdíly v množství nadzemní biomasy jednotlivých rostlinných druhů v závislosti na aplikovaném typu zásahu

Množství biomasy dominanty sledovaného společenstva - vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) pozitivně koreluje se zvýšením teploty prostředí. Genney et al. (2000) popisují, že vřes má vůči jiným druhům jistou kompetiční výhodu, neboť je schopen prokořenit svrchní organický horizont a využívat erikoidní mykorhizy. Jistou výhodu vřesu poskytuje i xeromorfní stavba druhu, která mu zajišťuje odolnost proti suchu během vegetačního období a zimnímu vysychání mrazem, a to i na půdách s nízkým půdním horizontem. Zde je nutné upozornit na fakt, že vyšší teplota zároveň zrychluje dekompozici živin. Větší dostupnost živin, např. dusíku, ale může podpořit růst jiných rostlinných druhů na úkor vřesu, především graminoidů. Lze tedy usuzovat, že při dlouhodobějším působení zvýšené teploty by se efekt zvýšené teploty na vyšší produkci vřesu zmírnil. Konkurenčními vztahy vřesu obecného a graminoidních druhů se podrobněji zabývá např. Heil a Brugging (1987).

Nárůst nadzemní biomasy u tohoto druhu pod vlivem zvýšeného přísunu dusíku nebyl statisticky prokázán, ačkoliv na konci každé sezóny byl tento trend okem patrný. Bylo to způsobeno následným odumíráním ramet během zimního období vlivem mrazových událostí. K podobnému závěru došel i Gimingham (1960), který si to vysvětluje tím, že vřes je adaptován k růstu na půdách s nízkým zastoupením dusíku. Výzkum v horských vřesovištích severního Walesu, trvající 8 let, prokázal navýšení produkce nadzemní biomasy vřesu po dobu prvních čtyř let aplikovaného managementu. V dalších čtyřech letech však došlo naopak k postupnému úbytku biomasy vřesu obecného ve sledovaném společenstvu a to především díky poraněním rostlin během zimního období. Tato poranění se projevovala zejména od začátku roku do pozdního jara hnědnutím a odumíráním vrcholových částí rostlin. Autor si to vysvětluje tím, že dusík byl ve společenstvu hromaděn a jeho účinky se postupem času projevovaly silněji.

U sledované skupiny nerozlišených dvou druhů trav metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) a kostřavy nízké (*Festuca supina*) byla zjištěna pozitivní korelace biomasy s koncentrací dusíku. Při experimentu s přidáváním hnojiva (superfosfát s příměsí stopových prvků) do společenstva *Carici fyllae-Nardetum* v Krkonoších byla zjištěna podobná pozitivní reakce těchto druhů (Štursová 1974). Kostřava je charakteristická svým pomalým způsobem růstu (Grime et al. 1986). Tato trsnatá tráva má výraznou schopnost tvorby porostů vysoké pokryvnosti na substrátech s různou hodnotou pH. Podobně i metlička je charakteristická svou značnou tolerancí ke klimatickým faktorům a pozitivní odezvou k vyšší dostupnosti dusíku (Scurfield 1954). Tento druh preferuje dobře odvodněné a suché biotopy, což potvrzuje i námi doložená negativní reakce k vyšší dostupnosti vody.

Obdobná pozitivní reakce biomasy na zvýšenou koncentraci dusíku jako u uvedených graminoidů byla zaznamenána u ostřice Bigelowovy (*Carex bigelowii*). Ostřice Bigelowova je schopná růst v podmínkách s různou dostupnosti živin a navíc využívat různých forem dusíku (Jónsdottir a Callaghan 1990), což je zřejmě předpokladem i pro její reakci v pohořích Vysokých Sudet. Pro některé druhy ostřic v Arktidě byl zjištěn průkazný prudký nárůst produkce biomasy pod vlivem krátkodobě zvýšené teploty (Kummerow a Ellis 1984).

Další sledovaný druh smilka tuhá (*Nardus stricta*), reagovala odlišně oproti výše zmíněným graminoidům. Byla potvrzena korelace její biomasy se zvýšenou teplotou. Zjištěný trend je trochu překvapivý, neboť je v rozporu se zjištěním ze skotského pohoří Cairngorms (Johnson et al. 2011). Pozitivní korelaci s teplotou si lze částečně vysvětlit i tím, že smilka je na rozdíl od jiných graminoidů fotosynteticky aktivní po celou zimu, a to i pod sněhovou pokrývkou (Körner 2003). Na zahřívaných plochách má tedy zřejmě lepší podmínky pro fotosyntézu během zimního období a především po dřívějším odtání sněhu je schopná oproti ostatním graminoidům rychleji akvizovat. Tato uvedená vysvětlení však nejsou statisticky nijak podložena a je také nutné podotknout, že smilka se vyskytovala jen na několika studovaných trvalých plochách.

V již zmíněném experimentu z Krkonoš s přidáváním hnojiva (Štursová 1974) byla zjištěna pozitivní reakce smilky na nižší koncentrace hnojiva, avšak při zvýšení koncentrace hnojiva byla u smilky oproti jiným graminoidům zaznamenána naopak reakce negativní.

U biomasy jediného zástupce opadavých keříčků – brusnice borůvky (*Vaccinium myrtillus*) nebyla zjištěna korelace s žádným faktorem prostředí. Do určité míry je patrná závislost na množství vody v prostředí. Tento typ odezvy potvrzuje studie ze skotského pohoří Cairngorms, která sledovala vliv snížené dostupnosti vody na některé dominantní druhy, včetně brusnice borůvky (Johnson et al. 2011). Nižší dostupnost vody v prostředí způsobila změny především v abundanci rostlinných dominant a obecnou tendenci ke snižování biomasy celého společenstva včetně opadavých keříků. Pozitivní korelace biomasy borůvky s teplotou byla popsána ve dvouletém výzkumu v prostředí NP Abisco (Paarsons et al. 1994). Dále bylo v této studii prokázáno, že brusnice borůvka mění po krátkodobé teplotní manipulaci své tělesné proporce, má například delší a silnější stonky s více listy, projevuje se u ní také nižší poměr mezi biomasou stonku a listu, což je důkazem toho, že více biomasy se alokovalo právě do stonku. K zajímavému zjištění došel Mäkipää (1999), uvádí, že přidáním dusíku do prostředí dochází ke snížení nadzemní biomasy u opadavých keříčků (brusnice borůvky). Jiné studie ale došli k opaku, tedy navýšení celkové nadzemní biomasy (Bobbink et al. 1998, Hartley a Amos 1999). Nadzemní biomasa brusnice borůvky může být dle Greleta et al. (2003) navýšena dokonce o 70–140 %, zároveň dochází i k vyššímu růstu biomasy podzemní. Tato nejednotnost reakcí může být do jisté míry dána rozdílnými koncentracemi, jež byly při výzkumech použity. Například brusnice borůvka je citlivá k podávání vyšších dávek dusíku, mladé listy rostlin pak často trpí chlorózami a dochází i k celkovému zbrzdění růstu či dokonce odumření jedince (Ingestad 1973).

Posledním sledovaným druhem, který byl ve společenstvu výrazněji zastoupen je zástupce stálezelených keříčků brusnice brusinka (*Vaccinium vitis-idaea*). U její biomasy byla prokázána v porovnání s vřesem opačná reakce, tedy negativní korelace s teplotou. Při studii v severním Finsku zaměřené na stres způsobený zimními podmínkami bylo zjištěno, že brusinka má během zimy vysokou fotosyntetickou kapacitu, která není výrazně ovlivňována fluktuacemi teploty (Taulavuori et al. 2010). Zvýšená teplota proto nepřináší tomuto druhu významnější výhodu v primární produkci. Ze studie dále vyplývá, že zvýšení teploty s sebou naopak přináší vyšší ztráty vody v rostlinných pletivech spojené s fotoinhibicí.

Podíl biomasy širokolistých bylin v celkovém objemu zkoumané biomasy je značně omezený, přesto lze vypozorovat některé trendy. Např. biomasa podbělice alpské (*Homogyne alpina*) negativně koreluje se zvýšenou teplotou a vyšší dostupností

vody v prostředí. Naopak pozitivní odezvu vykazuje vůči kontrolním plochám, tedy přírodnímu prostředí bez aplikovaného managementu. Tento konzervativní typ odezvy může do určité míry vyplývat z jejího pomalého růstu (Körner 2003).

U biomasy druhu rdesno hadí kořen (*Bistorta major*) byla zjištěna pozitivní korelace se zvýšenou dostupností dusíku v prostředí. Což odpovídá efektivní reakci na přísun dusíku do prostředí (Krahulec et al. 1994). Pecháčková a Krahulec (1995) dále uvádějí, že pro rdesno je charakteristická schopnost rychlé translokace dusíkatých látek uložených v podzemních částech do nadzemní biomasy.

U biomasy ostatních širokolistých bylin byly zaznamenány odezvy odehrávající se především na gradientu koncentrace dusíku v prostředí. Např. maliník byl zaznamenán pouze na plochách s aplikací dusíku, což jednoznačně dokládá jeho vazbu ke zvýšené trofii prostředí. Pozitivní odezva maliníku na dusík byla zaznamenána i v severním Švédsku (Diekmann a Falkengren-Grerup 2002). Zvyšování přítomnosti maliníku lze chápat jako posun druhové kompozice studovaného společenstva.

Celkové množství podzemní biomasy na sledovaných plochách

V literatuře uváděné celosvětové rozmezí hodnot pro množství celkové podzemní biomasy je značně široké: 70–3600 $g.m^{-2}$ (Körner 2003). Např. v oblasti Niwot Ridge bylo pro různé typy společenstev zjištěno rozmezí celkové hodnoty podzemní biomasy 1500–5600 $g.m^{-2}$ (Bowman a Fisk 2001). Značné rozmezí v hodnotách celosvětové produkce podzemní biomasy v alpínském prostředí je vysvětlováno jeho prostorovou heterogenitou a různou nadmořskou výškou. Námi zjištěné výsledky pro alpínské vřesoviště do tohoto rozmezí spadají.

Rozdíly v celkovém množství podzemní biomasy v závislosti na aplikovaném typu zásahu

Ve sledovaném společenstvu Vysokých Sudet nebyla prokázána reakce podzemní biomasy na aplikovaný management. Neprůkaznost rozdílů v celkové podzemní biomase je zřejmě způsobená variabilitou získaných dat, a to i na plochách pod vlivem jednoho typu zásahu. Značnou variabilitu dokumentuje experiment v alpínských společenstvech v Niwot Ridge. V tomto pohoří byla zaznamenána výrazná variabilita v množství podzemní biomasy v rámci jednoho sledovaného společenstva (Bowman a Fisk 2001), obdobně jako je tomu v našem případě. V případě podzemní biomasy je zřejmě potřebné delší působení aplikovaného managementu, neboť její

odezvy jsou oproti té nadzemní výrazně pomalejší. Zároveň je nutné poukázat na to, že než změnu v celkovém množství podzemní biomasy, lze spíše očekávat reakci na úrovni jednotlivých rostlinných druhů.

Poměr nadzemní a podzemní biomasy sledovaného společenstva na sledovaných plochách

Dle studie z Niwot Ridge (Bowman a Fisk 2001) mají alpínské rostliny mělký kořenový systém a hodnota R/S zde dosahuje jedněch z nejvyšších hodnot (0.8 až 25), což je ve shodě se zjištěnými výsledky. Toto rozložení lze vysvětlit tím, že rostliny v alpínském prostředí obvykle nemohou v nadzemních orgánech kumulovat uhlíkaté sloučeniny a pro mnoho alpínských druhů rostlin je tedy typický dědičný zakrslý růst doprovázený hromaděním podzemní biomasy (ibid.) Rostliny vysokých nadmořských výšek naproti tedy do stonků investují daleko méně asimilátů oproti biomase kořenů (Körner a Renhardt 1987). Rostliny méně produktivních prostředí mají obecně vyšší hustotu pletiv a zároveň vysoký poměr podzemní a nadzemní biomasy, tedy poměr R/S (Lavorel a Garnier 2002). Brouwer (1963) stanovil poměr R/S u horských druhů rostlin na 4. Dle tohoto autora je množství podzemní či nadzemní biomasy a tím i hodnota R/S ovlivněna především faktory limitujícími růst. Tedy rostliny limitované nadzemními zdroji produkují více nadzemní biomasy a naopak, v případě limitace zdroji podzemními (ibid.). Tvorba podzemní biomasy, tedy i hodnota R/S, spočívá ve specifických reakcích a vnitřních růstových omezeních, které jsou dané evolucí jednotlivých druhů (Körner 1999). Každý rostlinný druh při svém růstu vytváří typickou růstovou formu a dosahuje dynamické rovnováhy mezi podzemní a nadzemní biomasou, kterou lze je popsat jako morfogenetický regulační systém (Körner a Renhardt 1987).

Změny v poměru nadzemní a podzemní biomasy v závislosti na aplikovaném managementu

U studovaného společenstva ve Vysokých Sudetech nebyla změna v množství poměru R/S v závislosti na aplikovaném zásahu potvrzena. K obdobnému závěru došli i autoři studie v alpínském společenstvu s dominancí širokolistých druhů v pohoří Niwot Ridge. Ve zmíněném výzkumu aplikovali dusík v podobě vodného roztoku (Bowman et al. 1995), ačkoliv zaznamenali změny v nadzemní biomase graminoidů, v množství podzemní biomasy se to nijak nepotvrdilo. Kolektiv autorů (Wang et al. 2010) při studii řady rostlinných společenstev napříč klimatickým gradientem v Asii zjistil, že rozdíly

mezi hodnotami R/S nelze vysvětlovat pouze vlivem klimatických faktorů. Ukazuje se, že k identifikaci odezvy poměru R/S na změněný faktory prostředí, je proto nezbytné vycházet z biomasy a poměrů konkrétních druhů.

Predikce budoucího vývoje alpínských vřesovišť pod vlivem globálních změn jako podklad pro návrh případného managementu

Při formulování očekávaného budoucího vývoje alpínských ekosystémů Vysokých Sudet pod vlivem globálních změn klimatu bylo využito několik podkladů. Vedle námi zjištěných výsledků řešených v této diplomové práci bylo využito dostupných materiálů řešící tuto problematiku. Např. studie zabývající se sledováním dlouhodobých změn subalpínské a alpínské vegetace na příkladu svahu pod Petrovými kameny (Banaš et al. 2011) a níže citovaných publikací.

Na základě výše popsaných zdrojů lze formulovat následující očekávané hlavní trendy, jež se v následujících letech a desetiletích pravděpodobně projeví v prostředí alpínské tundry ve Vysokých Sudetech. Vlivem očekávaného nárůstu teploty vzduchu se postupně zvýší zastoupení keříčkové a stromové vegetace v subalpínském stupni. V důsledku toho lze očekávat postupné zvyšování polohy horní hranice lesa (Körner 2000). Vzhledem k životnímu cyklu dřevin alpínského stupně lze očekávat, že tato reakce bude velmi pozvolná a konzervativní (Holtmeier 1994).

V souvislosti s dalším očekávaným nárůstem depozic dusíkatých látek a zvyšující se teploty lze očekávat pokračování trendu saturace půdního prostředí živinami a následně zvyšování pokryvnosti vzrůstově vyšších (předrůstavých) druhů rostlin a druhů vázaných na vyšší úživnost stanoviště (Banaš et al. 2011). V porostech vrcholové alpínské tundry lze očekávat pokračující trend unifikace druhového složení vegetace, zvýšené pokryvnosti a množství nadzemní biomasy zejména graminoidů na úkor mechorostů, lišejníků a dvouděložných druhů rostlin (Shaver et al. 1997, Michelsen et al. 1999, Epstein et al. 2000, Dormann a Woodin 2002). Nárůstem nadzemní produkce všech životních forem vegetace, zejména travin, lze předpokládat nárůst množství opadu a stojící nezelené rostlinné biomasy na stanovištích. V závislosti na převažující růstové formě se nebude měnit jen kvantita opadu, ale dojde i k jeho kvalitativním změnám (van Heerwaarden et al. 2003). Změny v chemickém složení a v poměrném zastoupení některých prvků opadu bude mít přímé důsledky pro dekompoziční procesy a celkový obrat minerálních látek v ekosystému (Seastedt et al. 2001, Rejmánková 2001, McGroddy et al. 2004).

Očekávané globální změny prostředí dále podpoří intenzitu generativní i vegetativní reprodukce prakticky všech životních forem vegetace alpínské tundry (Jonasson et al. 1996, Press et al. 1998, Hartley a Amos 1999, Suzuki a Kudo 2000, Peñuelas et al. 2004, Peñuelas et al. 2007). Vlivem toho dojde i ke změnám ve vzájemných (pozitivních či negativních) vazbách mezi druhy. Pravděpodobně bude narůstat význam konkurenčních vztahů a potlačování druhů s nízkou mírou konkurence (Chapin et al. 1995, Theodose a Bowman 1997, Molau a Alatalo 1998, Press et al. 1998, Epstein et al. 2000, Bardgett et al. 2002). V nejbližších desetiletích však není důvod očekávat významný pokles druhové diverzity stávajících vegetačních formací. Predikovány jsou spíše změny v poměrném plošném zastoupení jednotlivých fytocenóz i konkrétních druhů rostlin (Grabbher et al. 1994, Körner 1995).

Očekávaný budoucí výše uvedený vývoj alpínských společenstev lze do určité míry usměrnit či zpomalit aplikací vhodného managementu. Při definici tohoto managementu je však nutné vzít v potaz především to, že všechny přirozené alpínské ekosystémy na našem území se nachází na území zvláště chráněných území, v převážné většině pak v prostoru jejich nejpřísněji chráněných částí (národní přírodní rezervace, I. zóny národního parku či CHKO). Řadu potenciálně negativních vlivů na tyto ekosystémy tak lze řešit z pozice platné legislativy ochrany přírody a správy těchto chráněných území (např. prostřednictvím plánů péče) (Banaš et al. 2011).

Mezi nabízející se managementová opatření patří např. obnova pastvy a sečení vegetace. Vzhledem k vysoké citlivosti alpínských vřesovišť a jejich lokalizaci je obecně doporučováno tyto zásahy uplatňovat jen experimentálně na malých vyznačených plochách a jejich vliv pečlivě monitorovat.

Dále je možné přistoupit k cílovým intervencím (např. mechanickému odstranění konkurenčně zdatných druhů), a to zejména v případech, kdy by se na cenných biotopech alpínské tundry ve zvýšené míře projevovaly tendence unifikace prostředí a zvýšeného zastoupení konkurenčně zdatných druhů, zásadně měnících charakter prostředí.

V opodstatněných případech se dále nabízí možnost vytvoření záchranných programů pro ochranářsky významné alpínské druhy, jejichž zastoupení bude omezené a jejichž populační početnost bude mít ve společenstvech dlouhodobě klesající tendenci

6 Závěr

Tato práce se zabývala vybranými produkčními charakteristikami alpínských vřesovišť ve Vysokých Sudetech a jejich ovlivněním v důsledku globálních změn. Cílem práce bylo charakterizovat vliv manipulovaných parametrů prostředí (teploty, vlhkosti, úživnosti) na produkci biomasy alpínského vřesoviště pohoří Vysokých Sudet. Dále popsat vliv manipulovaných parametrů prostředí na hmotnostní rozložení nadzemní a podzemní biomasy sledovaného rostlinného společenstva. A v poslední řadě také stanovit potenciální scénáře vývoje zájmového společenstva pod vlivem globálních změn jako podklad pro jeho management.

Ze zjištěných výsledků vyplývá, že vliv jednotlivých testovaných abiotických faktorů prostředí se projevoval v závislosti na ekologické skupině rostlin či rostlinného druhu. Přesto manipulované faktory v celkové biomase nezpůsobily průkazné změny a ve společenstvu došlo pouze ke změnám zastoupení hmotnostních poměrů sledovaných ekologických skupin či druhů. U graminoidů, které zahrnují dominantní druhy travin jako kostřava nízká, metlička křivolaká nebo ostřice Bigelowova, byl zaznamenán výrazný nárůst biomasy jako odezva na zvýšenou koncentraci dusíku v prostředí. Na zvýšenou teplotu prostředí nárůstem biomasy pozitivně reagovala skupina stálezelených (neopadavých) keříčků s dominujícím vřesem obecným. Širokolisté druhy nevykazovaly jednoznačnou vazbu na konkrétní manipulovaný faktor. Například u podbělice alpské byla zaznamenána preference původního nezměněného prostředí, jež prezentovaly kontrolní plochy.

Zjištěné výsledky potvrzují závěry některých prací z jiných alpínských společenstev v různých pohořích, že odezvy vymezených ekologických skupin nemusí být vždy jednotné. Mnohem přesnější je sledování a interpretace na úrovni druhů, protože i druhy jedné růstové formy či ekologické skupiny mohou reagovat protichůdným způsobem. Jednotlivé druhy studovaného společenstva se svou odezvou liší z hlediska kvality i kvantity. Čímž se potvrzuje fakt, že každý druh má své individuální ekofyziologické odezvy vůči vlivům prostředí a vnitřní růstová omezení daná evolucí, která jsou určující pro schopnost alpínských rostlin reagovat na změny

podmínek prostředí. Tyto odezvy na úrovni druhů jsou určující pro odezvu na úrovni celého společenstva.

Potenciální změny v produkci rostlin ve společenstvu alpínských vřesovišť způsobené globálními změnami, je možné korigovat cílenými managementovými zásahy. K aplikaci jednotlivých zásahů je ale nutné přistupovat s ohledem na princip předběžné opatrnosti, tedy pouze experimentálně, maloplošně a jeho dopady pečlivě monitorovat.

7 Literatura

Aerts R, Cornelissen JHC, Dorrepaal E. 2006. Plant performance in a warmer world: general responses of plants from cold, northern biomes and the importance of winter and spring events. Plant Ecology. 182: 65–77.

Aerts R, Cornelissen JHC, Dorrepaal E, Van Logtestijn RSP, Callaghan TV. 2004. Effects of experimentally imposed climate scenarios on flowering phenology and flower production of subarctic bog species. Global Change Biology. 10: 1599–1609.

Andrews CJ. 1996. How do plants survive ice? Annals of Botany. 78:529–536.

Banaš M, Zeidler M, Hofmeister J, Zahradník D. 2011. Změny alpínských ekosystémů na území KRNAP, NPR Králický Sněžník a CHKO Jeseníky v kontextu globálních změn: Závěrečná zpráva o řešení projektu. Olomouc, 159 s.

Bardgett RD, Streeter TC, Cole L, Hartley IR. 2002. Linkages between soil biota, nitrogen availability, and plant nitrogen uptake in a mountain ecosystem in the Scottish Highlands. Applied Soil Ecology 19: 121–134.

Beniston M, Diaz HF, Bradley RS. 1997. Climate change at high elevation sites: An overview. Climatic Change 36: 233–251.

Berendse F, van Breemen N, Rydin H, Buttler A, Heijmans MMPD, Hoosbeek MR, Lee, JA, Mitchell E, Saarinen T, Vasander H, Wallén B. 2001. Raised atmospheric CO2 levels and increased N deposition cause shifts in plant species composition and production in Sphagnum bogs. Global Change Biology. 7: 591–598.

Bobbink R, Hornung M, Roelofs JGM. 1998. The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. Journal of Ecology. 86:717–738.

Bokhorst S, Bjerke JW, Bowles FW, Melillo J, Callaghan TV, Phoenix GK. 2008. Impacts of extreme winter warming in the sub-Arctic: growing season responses of dwarf shrub heathland. Global Change Biology. 14: 2603–2612.

Bouwman AF, Van Vuuren DP, Derwent RG, Posch M. 2002. A Global analysis of acidification and eutrophication of terrestrial ecosystems.Water, Air, and Soil Pollution. 141: 349–382.

Bowman WD, Fisk MC. 2001. Primary production. - In: Bowman WD, Seastedt TR (eds.), Structure and function of an alpine ecosystem – Niwot Ridge, Colorado. 177–197.

Bowman WD, Theodose TA, Schardt JC, Conant RT. 1993. Constraints of nutrient availability on primary production in two alpine tundra communities. Ecology 74(7): 2085–2097.

Bowman WD, Theodose TA, Fisk MC. 1995. Physiological and production responses of plant growth forms to increases in limiting resources in alpine tundra: Implications for differential community response to environmental change. Oecologia 101: 217–227.

Britton AJ, Fisher JM. 2007. Interactive effects of nitrogen deposition, fire and grazing on diversity and composition of low-alpine prostrate *Calluna vulgaris* heathland. Journal of Applied Ecology. 44:125–135.

Brouwer R. 1963. Some aspects of the equilibrium between overground and underground plant parts. Meded Inst Biol Scheik Onderz Landb Gewas 213: 31–39.

Carroll JA, Caporn SJM, Cawley L, Read DJ, Lee JA. 1999. The effect of increased deposition of atmospheric nitrogen on *Calluna vulgaris* in Upland Britain. Nex Phytologist. 141: 423–431.

Cleland EE, Chuine I, Menzel A, Mooney HA, Schwartz MD. 2007. Shifting plant phenology in response to global change. TRENDS in Ecology and Evolution. 22(7): 357–365.

Currey PM, Johnson D, Dawson LA, van der Wal R, Thornton B, Sheppard LJ, Leith ID, Artz RRE. 2011. Five years of simulated atmospheric nitrogen deposition have only subtle effects on the fate of newly synthesized carbon in *Calluna vulgaris* and *Eriophorum vaginatum*. Soil Biology & Biochemistry. 43:495– 502.

[ČÚZK] Český ústav zeměměřičský a katastrální. [otevřeno 1.4.2012]. Geoportál ČÚZK – ortofoto ČR [Internet]. Dostupný z: http://geoportal.cuzk.cz.

Demek et al. (1987): Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČSR. Academica, Praha 584 s.

Diaz HF, Bradley RS. 1997. Temperature variations during the last century at high elevation sites. Climatic Change 36: 253–279.

Diekmann M, Falkengren-Grerup U. 2002: Prediction of species response to atmospheric nitrogen deposition by means of ecological measures and life history traits. Journal of Ecology 90: 108–120.

Dirnböck T, Dullinger S, Grabherr G. 2003. A regional impact assessment of climate and land-use change on alpine vegetation. Journal of Biogeography. 30: 401–417.

Dormann CF, Woodin SJ. 2002: Climate change in the Arctic: using plant functional types in a meta-analysis of field experiments. Functional Ecology 16: 4–17.

Dvořák J, Vaněk J. 2002. Krkonošský národní park. In: Faltysová H, Mackovičin P, Sedláček M. a kol. Královéhradecko: Chráněná území ČR, svazek V. In: Mackovičin P, Sedláček M, editors. Chráněná území ČR. 360s.

Dykyjová D (eds.), 1989: Metody studia ekosystémů. Academia, Praha. 690s.

[EEA] European Environmental Agency. 2012. Climate change, impacts and vulnerability in Europe. An indicator-based report. Luxembourg. 304p.

Elias V, Tesar M, Buchtele J. 1995. Occult precipitation: sampling, chemical analysis and process modelling in the Sumava Mts.(Czech Republic) and in the Taunus Mts. (Germany). Journal of Hydrology 166: 409–420.

Emmett BA, Beier C, Estiarte M, Tietema A, Kristensen HL, Williams D, Peñuelas J, Schmidt I, Sowerby A. 2004. The response of soil processes to climate change: results from manipulation studies across an environmental gradient. Ecosystems 7: 625–637.

Epstein HE, Walker MD, Chapin FS III, Starfield MN. 2000. A transient nutrient-based model of Arctic plant community response to climatic warming. Ecol. Applic. 10: 824–841.

Epstein HE, Burke IC, Lauenroth WK. 2002. Regional patterns of decomposition and primary production rates in the U.S. Great Plains. Ecology 83: 320–327.

Faltysová H, Bárta F, 2002: Pardubicko. In: Mackovčin P, Sedláček M (eds.): Chráněná území ČR, svazek IV. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a EkoCentrum Brno, Praha. 278s.

Fay PA, Carlisle JD, Knapp AK. 2003. Productivity responses to altered rainfall patterns in a C4-dominated grassland. Oecologia 137: 245–251.

Fiala K. 1987. Stanovení podzemní biomasy porostů – metoda monolitů. In: Dykyjová D (eds.). 1989. Metody studia travinných ekosystémů. Academia, Praha. 104–107.

Fosaa AM, Sykes MT, Lawesson JE, Gaard M. 2004. Potential effects of climate change on plant species in the Faroe Islands. Global Ecology and Biogeography 13: 427–437.

Galloway JN, Dentener FJ, Capone DG. 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. Biogeochemistry. 70: 153–226.

Genney DR, Alexander IJ, Hartley SE. 2000. Exclusion of grass roots from soil organic layers by *Calluna*: the role of ericoid mycorrhizas. Journal of Experimental Botany 51: 1117–1125.

Gimingham CH. 1960. Biological flora of the British Isles: *Calluna vulgaris* (L.) Hull. Journal of Ecology 48: 455–483.

Glowicki B. 1997. Wieloletnia seria pomiaróv temperatury powietrzia na Śniezce. In: Sarosiek J, Štursa J (eds.), Geoekologiczne problemy Karkonszy. Tom 1. Acarus, Poznań.

Gordon C, Woodin SJ, Alexander IJ, Mullins CE. 1999. Effects of increased temperature, drought and nitrogen supply on two upland perennials of contrasting functional type: Calluna vulgaris and Pteridium aquilinum. In: Kreyling J, Wenigmann M., Beierkuhnlein C, Jentsch A, 2008: Effect of extreme weather events on plant productivity and tissue die-back are modified by community composition. Ecosystems 11: 752–763.

Grabherr G, Gottfried M, Pauli H. 1994. Climate Effects on Mountain Plants. Nature. 369: 448.
Graglia E, Jonnasson S, Michelsen A, Schmidt IK. 1997. Effects of shading, nutrient application and warming on leaf growth and shoot densities of dwarf shrubs in two arctic-alpine plant communities. Ecoscience 4: 191–198.
Graglia E, Jonasson S, Michelsen A, Schmidt IK, Havström M, Gustavsson L. 2001. Effect of environmental perturbations on abundance of subarctic plants after three, seven and ten zears of treatments. Ecography 24: 5–12.
Grelet GA, Alexander IJ, Millard P, Proe MF. 2003. Does morphology or the size of the internal nitrogen store determine how *Vaccinium* spp. respond to spring nitrogen supply? Functional Ecology. 17:690–699. Heil GW, Brugging M. 1987. Competition for nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Molinia caerulea* (L.) Moench. Oekologia 73: 105–107.
Grime JP, Hodgson JG, Hunt R. 1986: Comparative plant ecology: A functional approach to common British species. Unwin Hyman Ltd, London. 742p.
Hartley SE, Amos L. 1999. Competitive interactions between *Nardus stricta* L. And *Calluna vulgaris* (L.) Hull: the effect of fertilizer and defoliation on above- and below-ground performance. Journal of Ecology 87: 330–340.
Heer C, Körner C. 2002: High elevation pioneer plants are sensitive to mineral nutrient addition. Basic and Applied Ecology 3(1): 39–47.
Heil GW, Diemont WH. 1983. Raised nutrient levels change heathland into grassland. Vegetatio 53: 113–120.
Heil GW, Brugging M. 1987. Competition for nutrients between *Calluna vulgaris* (L.) Hull and *Molinia caerulea*(L.) Moench. Oecologia 73, Issue 1: 105–107.
Hendry GAF, Grime JP [eds.]. 1993. Methods in comparative plant ecology. A laboratory manual. Chapman & Hall. 252p.
Henry GHR, Molau U. 1997. Tundra plants and climate change: the international tundra experiment ITEX). Global Change Biology 3(Suppl. 1): 1–9.
Hintze J. 2007. NCSS 2007. NCSS, LLC. Kaysville, Utah, USA.
Hitz C, Egli M, Fitze P. 2001. Below-ground and above-ground production of vegetational organic matter along a climosequence in alpine grasslands. Journal of Plant Nutrition and Soil Science 164: 389–397.
Hobbie SE. 1996. Temperature and plant species control over litter decomposition in Alaskan tundra. Ecological Monographs 66: 503–522.
Holtmeier FK. 1994. Ecological aspects of climatically-caused timberline fluctuations: review and outlook. In Beniston M. (ed.), Mountain environments in changing climates, Routledge, London. 220–233.
Hruška J, Kopáček J. 2005. Kyselý déšť stále s námi – zdroje, mechanismy, účinky, minulost a budoucnost. MŽP. Praha. 24p.
Chapin FS III. 1980. The mineral nutrition of wild plants. Annual Review of Ecology and Systematics 11: 233–260.
Chapin FS III, Shaver GR. 1985. Individualistic growth response of tundra plant species to environmental manipulations in the field. Ecology 66: 564–576.
Chapin FS III, Vitousek PM, van Celeve K. 1986. The nature of nutrient limitation in plant communities. American Naturalist 127: 48–58.
Chapin FS III, Jefferies RL, Reynolds JF, Shaver GR, Svoboda J, 1992: Arctic ecosystems in changing climate. An ecophysiological perspective. Academia Press, San Diego. 469p.
Chapin FS III, Shaver GR, Giblin AE, Nadelhoffer KJ, Laundre JA. 1995. Responses of arctic tundra to experimental and observed changes in climate. Ecology. 76(3): 694–711.
Ingestad T. 1973. Mineral nutrient requirements of *Vaccinium vitis-idea* and *Vaccinium myrtillus*. Physiologia plantarum. 29: 239–246.
[IPCC] Intergovernmental Panel on Climate Change. 2007. Mezivládní panel pro změnu klimatu, 4. hodnotící zpráva. Změna klimatu 2007: Souhrnná zpráva, shrnutí pro politické představitele [internet]. Dostupný z www.env.cz. Český překlad.

Jahn A, Kozłowski S, Pulina M. 1996. Masyw Śnieżnika - zmiany w środowisku przyrodniczym. In: Piasecki J (eds.), Wybrane cechy klimatu Masywu Śnieżnika, Polska agencja ekologiczna, Varšava.

Jakrlová J. 1987. Destruktivní stanovení nadzemní biomasy. In: Dykyjová D (eds.). 1989. Metody studia travinných ekosystémů. Academia, Praha. 56–64.

Jeník J. 1957. Alpinská vegetace Vysokých Sudet: theorie oro-anemografických systémů. Katedra botaniky, Univerzita Karlova, Praha, 1957, 437 s. Rukopis.

Jeník J. 1961. Alpinská vegetace Krkonoš, Kralického Sněžníku a Hrubého Jeseníku: teorie oro-anemografických systémů. Nakladatelství ČSAV, Praha, 1961, 409 s.

Jiroušek M, Hájek M, Hájková P. 2011. The relationships between the bog vegetation and water chemistry: difference between single samples and long-term averages – poster, Joint meeting of Society of Wetland Scientists, WETPOL and Wetland Biogeochemistry Symposium, Prague, Czech Republic.

Jobbágy EG, Sala OE. 2000. Control of grass and shrub aboveground production in the Patagonian steppe. Ecological Applications 10: 541–549.

Johnson D, Vachon J, Britton AJ, Helliwell RC. 2011. Drought alters carbon fluxes in alpine snowbed ecosystems through contrasting impacts on graminoids and forbs. New Phytologist 190: 740–749.

Jonas T, Rixen Ch, Sturm Ch, Stoecklli V. 2008. How alpine plant growth is linked to snow cover and climate variability. Journal of geophysical research. 113: 1–9.

Jonasson S. 1992. Plant responses to fertilization and species removal in tundra related to community structure and clonality. Oikos 63: 420–429.

Jonasson S, Lee JA, Callaghan TV, Havström M, Parsons AN. 1996. Direct and indirect effects of increasing temperatures on subarctic ecosystems. Ecological Bulletins 45:180–191.

Jónsdottir IS, Callaghan TV. 1990. Intraclonal translocation of ammonium and nitrate nitrogen in *Carex bigelowii* Torr. Ex Schwein. Using 15N and nitrate reductase assays. New Phytologist 114: 419–428.

Kavalcová V, Kavalec K. 2003. Jeseníky. In: Šafář J. a kol. Olomoucko: Chráněná území ČR, svazek IV. In: Mackovičin P, Sedláček M, editors. Chráněná území ČR. 1. vydání. Praha: Agentura ochrany přírody a krajiny ČR a Ekocentrum Brno. 410s.

Klanderud K. 2008. Species-specific responses of an alpine plant community under simulated environmental change. Journal of Vegetation Science 19: 363–372.

Klanderud K, Totland O. 2005: Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. Ecology 86: 2047–2054.

Knapp AK, Fay PA, Blair JM. 2002. Rainfall variability, carbon cycling, and plant species diversity in a mesic grassland. Science 298: 2202–2205.

Kočí M. 2007. Acidofilní alpínské trávníky (*Juncetea trifidi*). In: Chytrý M (eds.): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha.76–83.

Kočí M, Chytrý M. 2007. Alpínská vřesoviště In: Chytrý M (eds.): Vegetace České republiky 1. Travinná a keříčková vegetace. Academia, Praha.65–69.

Körner C. 1995. Impact of atmospheric changes on alpine vegetation: the ecophysiological perspective. – In: Guisan A, Holten JI, Spichiger R, Tessier L (eds.), Potential ecological impacts of climate change in the Alps and Fennoscandian mountains, Ed. Conservatoire et Jardin Botaniques de Genève 113–120.

Körner C. 1999. Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer, Verlag, Berlin, Heidelberg. 338 p.

Körner C. 2000. The alpine life zone under global change. Gayana Bot. 57: 1–17.

Körner C. 2003. Alpine plant life: functional plant ecology of high mountain. Springer-Verlag. 344p.

Körner C, Renhardt U. 1987. Dry matter partitioning and root length/leaf area ratios in herbaceous perennial plants with diverse altitudinal distribution. Oecologia 74(3): 411–418.

Krahulec F, Hadincová V, Herben T, Kettnerová S. 1994 Monitorování vlivu pastvy ovcí na rostlinná společenstva: Zadní Renerovky v Krkonošském národním parku. Příroda, Praha 1: 191–196.

[KRNAP]: Správa Krkonošského národního parku. [copyright 2009]. Klima [internet]. Dostupný z: http://www.krnap.cz/index.php?option=com_content&task=view&id=92&Itemid=50.

Kummerow J, Ellis BA. 1984. Temperature effect on biomass production and root/shoot biomass ratios in two arctic sedges unde controlled environmental conditions. Canadian Journal of Botany 62: 2150–2153.

Larsen KS, Andresen LC, Beier C, Jonasson S, Albert KR, Ambus P, Arndal MF, Carter MS, Christensen S, Holmstrup M, Ibrom A, Kongstad J, van der Linden V, Maraldo K, Michelsen A, Mikelsen T, Pilegaard K, Prieme A, Ro-Poulsen H, Schmidt IK, Selsted MB, Stevnbak K. 2011. Reduced N cycling in response to elevated CO_2, warming, and drought in a Danish heathland: Synthesizing results of the Climate project after two years of treatments. Global Change Biology. 17: 1884–1899.

Lavorel S, Garnier E. 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail.Functional Ecology 16, Issue 5: 545–556.

Lee JA. 1998. Unintentional experiments with terrestrial ecosystems: ecological effects of sulphur and nitrogen pollutants. Journal of Ecology 86: 1–12.

Lednický V. 1985. Podnebí Pradědu. Šumperk, Severní Morava, sv. 49. p. 44–48.

Leith ID, Hicks WK, Fowler D, Woodin SJ. 1999) Differential responses of UK upland plants to nitrogen deposition. New Phytologist, 141(2), 277–289.

Mäkipää R. 1999. Response patterns of *Vaccinium myrtillus* and *V. vitis-idaea* along nutrient gradients in boreal forest. J. Veg. Sci. 10: 17–26.

Marion GM, Bockheim JG, Brown J. 1997a. Arctic soils and the ITEX experiment. Global Change Biology 3(Suppl. 1): 33–43.

Marion GM, Henry GHR, Freckman DW, Johnstone J, Jones G, Jones MH, Lévesque E, Molau U, Mølgaard P, Parsons AN, Svoboda J, Virginia RA. 1997b. Open-top designs for manipulating field temperature in high-latitude ecosystems. Global Change Biology 3(Suppl. 1): 20–32.

McGroddy ME, Silver WL, De Oliveira RC. 2004. The effect of phosphorus availability on decomposition dynamics in a seasonal lowland Amazonian forest. Ecosystems 7: 172–179.

McKendrick JD, Batzli GO, Everett KR, Swanson JC. 1980. Some effects of mammalian herbivores and fertilization on tundra soils and vegetation. Arctic Alpine Research 12: 565–578.

Meehl GA, Karl T, Easterling DR, Changnon S, Pielke R, Changnon D, Evans J, Groisman PY, Knutson TR, Kunkel KE, Mearns LO, Parmesan C, Pulwarty R, Root T, Sylves RT, Whetton P, Zwiers F. 2000. An introduction to trends in extreme weather and climate events: observations, socioeconomic impacts, terrestrial ecological impacts, and model projections. In: Kreyling J, Wenigmann M, Beierkuhnlein C, Jentsch A. 2008. Effect of extreme weather events on plant productivity and tissue die-back are modified by community composition. Ecosystems 11: 752–763.

Michelsen A, Graglia E, Schmidt IK, Jonasson S, Sleep D, Quarmby C. 1999 Diferential responses of grass and dwarf schrub to long-term changes in soil microbial biomass C,N and P following factorial additiond of NPK fertilizer, fungicide and labile carbon to a heath. New Phytologist 143: 523–538.

Mikkelsen TN, Beier C, jonasson S, Holmstrup M, Schmidt IK, Ambus P, Pilegaard K, Michelsen A, Albert K, Andersen LC, Arndal MF, Bruun N, Christensen S, Danbæk S, Gundersen P, Jørgensen P, Linden LG, Kongstad J, Maraldo K, Priemé A, Riss-Nielsen T, Ro-Poulsen H, Stevnbak K, Selsted MB, Sørensen P, Larsen KS, Carter MS, Ibrom A, Martinussen T, Miglietta F, Sverdrup H. 2008. Experimental design of multifaktor climate change eperiments with elevated CO_2, warming and drought: the CLIMAITE project. Functional Ecology 22: 185–195.

Molau U, Alatalo JM. 1998. Repsonses of subarcticalpíne plant communities to simulated environmental change: biodiversity of bryophytes, lichens and vascular plants. Ambio 27: 322–329.

Ögren E. 1996. Premature dehardening in *Vaccinium myrtillus* during a mild winter: a cause for winter dieback?Functional Ecology. 10: 724–732.

Onipchenko VG, Makarov MI, Akhmentzhanova AA, Soudzilovskaia NA, Aibazova FU, Elkanova MK, Stogova AV, Cornelissen JHC. 2012. Alpine plant functional group responses to fertiliser addition depend on abiotic regime and community composition. Plant soil 357. 103–115.

Parsons AN, Welker JM, Wookey PA, Press MC, Callaghan TV, Lee JA. 1994. Growth responses of four sub-Arctic dwarf shrubs to simulated environmental change. Journal of Ecology. 82(2): 307–318.

Pecháčková S, Krahulec F. 1995. Efficient nitrogen economy: key to the success of *Polygonum bistorta* in an abandoned mountain meadow. Folia Geobotanica Phytotaxonomica 30: 211–222.

Peñuelas J, Gordon C, Llorens L, Nielsen T, Tietema A, Beier C, Bruna P, Emmett B, Estiarte M, Gorissen A. 2004. Nonintrusive Field Experiments Show Different Plant Responses to Warming and Drought Among Sites, Seasons, and Species in a North–South European Gradient. Ecosystems. 7: 598–612.

Peñuelas J, Prieto P, Beier C, Cesarracio C, de Angelis P, de Dato G, Emmet EA, Estiarte M, Garadnai J, Gorissen A, Láng EK, Kröel-Dulay G, Llorens L, Pellizzaro G, Riis-Nielsen T, Schmidt IK, Sirca C, Sowerby A, Spano D, Tietema A. 2007. Response of plant species richness and primary productivity in shrublands along a north–south gradient in Europe to seven years of experimental warming and drought: reductions in primary productivity in the heat and drought year of 2003. Global Change Biology. 13: 2563–2581.

Pilous Z. 1971. Flora ČSSR. Mechorosty. Sphagnidae. Praha.

Poel LW. 1948. Effects of aeration on bracken and heather grown in nutrient solution. Nature, 162, 115–116.

Potter JA, Press MC, Callaghan TV, Lee JA. 1995. Growth responses of *Polytrichum commune* and *Hylocomium splendens* to simulated environmental change in the sub-arctic. New Phytologist 131: 533–541.

Power SA, Green ER, Barker ChG, Bell JNB, Ashmore MR. 2006. Ecosystem recovery: heathland response to a reduction in nitrogen deposition. Global Change Biology. 12:1241–1252.

Press MC, Potter JA, Burke MJW, Callaghan TV, Lee JA. 1998. Responses of a subarctic dwarf shrub heath community to simulated environmental change. Journal of Ecology 86: 315–327.

Priesto P, Peñuelas J, Niinemets Ü, Ogaya R, Schmidt IK, Beier C, Tietema A, Sowerby A, Emmett BA, Láng EK, Kröel-Dulay G, Lhotsky B, Cesaraccio C, Pellizzaro G, de Dato G, Sirca C, Estiarte M. 2009. Changes in the onset of spring growth in shrubland species in response to experimental warming along a north–south gradient in Europe. Global Ecology and Biogeography. 18: 473–484.

Quitt E, 1971: Klimatické oblasti Československa. Studia geographica 16. Geografický ústav ČSAV Brno.

Räisänen J, Hansson U, Ullerstig A, Doscher R, Graham LP, Jones C, MeierHEM,Samuelsson P, Willen U. 2004. European climate in the late twenty-firstcentury: regional simulations with two driving global models and two forcingscenarios. Climate Dynamics. 22: 13–31.

Reay DS, Dentener F, Smith P, Grace J, Feely RA. 2008. Global nitrogen deposition and carbon sinks. Nature Geoscience. 1: 430–437.

Rejmánková E. 2001. Effect of experimental phosphorus enrichment on oligotrophic tropical marshes in Belize, Central America. Plant Soil 236: 33–53.

Rustad LE, Campbell JL, Marion GM, Norby RJ, Mitchel MJ, Hartley AE, Cornelissen JHC, Gurevitch J. 2001. A meta-analysis of the response of soil respiration, net nitrogen mineralization, and aboveground plant growth to experimental ecosystem warming. Oecologia. 126: 543–562.

Sanetřík M. 2004. Evropské národní parky. 1. vydání. Štíty: Pavel Ševčík - Veduta. 150s.

Scurfield G. 1954. *Deschampsia flexuosa*. Biological flora of the British Isles. Journal of Ecology 42: 225–233.

Seastedt T, Walker MD, Bryant DM. 2001. Controls on decomposition processes in alpine tundra. In: Bowman W.D. and Seastedt T.R. (eds.) Structure and function of an alpine ecosystem 222–236. Oxford University Press, Oxford, UK.

Shaver GR, Chapin FS III. 1991. Production: biomass relationship and element cycling in contrasting arctic vegetation types. Ecological Monographs 61: 1–31.

Shaver GR, Giblin AE, Nadelhoffer K, Rastetter EB. 1997. Plant functional types and ecosystem change in arctic tundra. In: Smith TM, Woodward IA, Shugart HH (eds.) Plant functional types, 153–173. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Shaver GR, Canadell J, Chapin FS III. 2000. Global warming and terrestrial ecosystems: a conceptual framework for analysis. Bioscience 50: 871–882.

Schaer C, Frei C, Lüthi C, Davies HC. 1996. Surrogate Climate Change Scenarios for Regional Climate Models. Geophys. Res. Lett. 23: 669–672.

Schlesinger WC. 1991. Biogeochemistry. Academic Press, New York, USA. 458p.

Schlesinger WH. 2009. On the fate of anthropogenic nitrogen. Proceedings of the National Academy of Science. 106: 203–208.

Skre O. 1985: Allocation of carbon and nitrogen in Norwegen alpine plants. Aquilo Ser. Bot. 23: 23–35.

Smart SM, Robertson JC, Shield EJ, Van de Poll HM. 2003. Locating eutrophication effects across British vegetation between 1990 and 1998. Global Change Biology. 9: 1763–1774.

Stoner WA, Miller P, Miller PC. 1982: Seasonal dynamics and standing crops of biomass and nutrients in a sub-arctic tundra vegetation. Holarctic Ecology 5(2): 172–179.

Štursová H. 1974. Příspěvek k ekologii porostů smilky tuhé (*Nardus stricta* L.) v Krkonoších. Opera Corcontica 11: 79–129.

Suzuki S, Kudo G. 1997. Short-term effects of simulated environmental change on phenology, leaf traits, and shoot growth of alpine plants on a temperature mountain, northern Japan. Global Change Biology 3(1): 108–115.

Suzuki S, Kudo G. 2000. Responses of alpine shrubs to simulated environmental change during three years in the mid-latitude mountain, northhern Japan. Ecography 23: 553–564.

Tape K, Sturm M, Racine C. 2006. The evidence for shrub expansion in northern Alaska and the Pan-Arctic. Global Change Biology. 12:686–702.

Taulavuori E, Tahkokorpi M, Laine K, Taulavuori K. 2010. Drought tolerance of juvenile and mature leaves of a deciduous dwarf shrub *Vaccinium myrtillus* L. in a boreal environment. Protoplasma. 241: 19–27.

ter Braak CJF, Šmilauer P. 2002: CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows Users'guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4. 5). Microcomputer Power, Ithaca, USA.

Theodose TA, Bowman WD. 1997. Nutrient availability, plant abundance and species diversity in two alpine tundra communities. Ecology 78: 1861–1872.

Tierney GL, Fahey TJ, Groffman PM, Hardy JP, Fitzhugh RD, Driscoll CT. 2001. Soil freezing alters fine root dynamics in a northern hardwood forest. Biogeochemistry. 56:175–190.

Tinner W, Kaltenrieder P. 2005. Rapid responses of high-mountain vegetation to early Holocene environmental changes in the Swiss Alps. Journal of Ecology 93: 936–947.

van Heerwaarden LM, Toet S, Aerts R. 2003. Nitrogen and phosphorus resorption efficiency in six sub-arctic bog species after 4 years of nitrogen fertilization. J. Ecol. 91: 1060–1070.

van Wijk MT, Williams M, Laundre JA, Shaver GR. 2003. Interannual variability of plant phenology in tussock tundra: Modelling interactions of plant productivity, plant phenology, snowmelt and soil thaw. Global Change Biology. 9: 743–758.

Verburg PSJ, van Breemen N. 2000. Nitrogen transformations in a forested catchment in southern Norway subjected to elevated temperature and CO_2. Forest Ecology and Management. 129:31–39.

Vesecký A. 1961. Podnebí Československé socialistické republiky. Tabulky. Hydrometeorologický ústav, Praha.

Vitousek P. 1994. Beyond global warming: ecology and global change. Ecology. 75: 1861–1876.

Wahren CHA, Walker MD, Bret-Harte MS. 2005. Vegetation response in Alaska arctic tundra after 8 years of a summer warming and winter snow manipulation experiment. Global Change Biology 11: 537–552.

Walker DM, Webber PJ, Arnold EH, Ebert-May D. 1994: Effects of Interannual Climate Variation on Aboveground Phytomass in Alpine Vegetation. Ecology 75(2): 393–408.

Walker DM, Wahren CHA, Hollister RD, Henry GHR, Ahlquist LE, Alatalo JM, Bret-Harte MS, Calef MP, Terry V, Callaghan TV, Carroll AB, Epstein H. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America. PNAS 103: 1342–1346.

Wang L, Niu KC, Yang YH, Zhou P. 2010. Patterns of above- and belowground biomass allocation in China's grasslands: Evidence from individual-level observations Science China Life Sciences 53: 851–857.

Wielgolaski FE. 1975. Primary productivity of alpine meadow communities. – In: Wielgolaski FE (ed.), Fenoscandian tundra ecosystems. 121–128.

Woodin SJ, Farmer AM. 1993. Impacts of sulphur and nitrogen deposition on sites and species of nature conservation importance in Great Britain. Biological Conservation 63: 23–30.

Zahradník D. 2011. Klimato-fenologická srovnávací analýza tří stanovišť alpínského bezlesí Vysokých Sudet na příkladu druhů *Calluna vulgaris* a *Vaccinium mytillus*. Diplomová práce. Katedra ekologie a životního prostředí PřF UP v Olomouci. 61s.

Zhou LM, Tucker CJ, Kaufmann RK, Slayback D, Shabanov NV, Myneni RB. 2001. Variations in northern vegetation activity inferred from satellite data of vegetation index during 1981 to 1999. Journal of Geophysical Research-Atmospheres. 106: 20069–20083.

PŘÍLOHY

Příloha 1: Naměřené hodnoty na sledovaných plochách v pohoří Králický Sněžník.

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
1	T	skupina mechů	1.220	0.41
		rdesno hadí kořen	0.598	0.20
		brusnice brusinka	12.106	4.11
		skupina trav	19.725	6.69
		podbělice alpská	0.674	0.23
		vřes obecný	156.087	52.95
		brusnice borůvka	99.549	33.77
		skupina lišejníků	4.801	1.63
2	C	třtina chloupkatá	0.905	0.36
		brusnice borůvka	7.185	2.82
		skupina trav	79.307	31.13
		vřes obecný	144.282	56.63
		skupina mechů	19.762	7.76
		podbělice alpská	3.049	1.20
		rdesno hadí kořen	0.283	0.11
3	T	rdesno hadí kořen	0.415	0.12
		brusnice borůvka	85.268	24.15
		skupina mechů	0.920	0.26
		vřes obecný	212.191	60.11
		skupina trav	53.682	15.21
		podbělice alpská	0.532	0.15
4	W	brusnice borůvka	292.879	69.52
		podbělice alpská	2.078	0.49
		rdesno hadí kořen	0.843	0.20
		šťovík horský	0.194	0.05
		třtina chloupkatá	3.825	0.91
		brusnice brusinka	0.629	0.15
		skupina trav	64.179	15.23
		vřes obecný	56.670	13.45
5	N	rdesno hadí kořen	0.669	0.17
		podbělice alpská	0.693	0.17
		skupina mechů	3.549	0.88
		brusnice borůvka	94.943	23.56
		skupina trav	98.784	24.51
		vřes obecný	176.579	43.82
		brusnice brusinka	27.762	6.89

Příloha 1: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
6	W	vřes obecný	130.876	45.72
		brusnice borůvka	46.156	16.13
		skupina trav	91.274	31.89
		brusnice brusinka	14.888	5.20
		třtina chloupkatá	0.262	0.09
		rdesno hadí kořen	0.562	0.20
		podbělice alpská	2.214	0.77
7	T	brusnice borůvka	55.716	14.66
		vřes obecný	247.603	65.14
		podbělice alpská	0.839	0.22
		brusnice brusinka	1.312	0.35
		skupina trav	44.735	11.77
		skupina mechů	29.907	7.87
8	C	vřes obecný	85.452	38.34
		skupina trav	42.485	19.06
		brusnice borůvka	59.345	26.62
		rdesno hadí kořen	0.045	0.02
		třtina chloupkatá	0.237	0.11
		podbělice alpská	1.717	0.77
		skupina mechů	2.595	1.16
		brusnice brusinka	31.021	13.92
9	N	rdesno hadí kořen	0.246	0.08
		třtina chloupkatá	0.346	0.12
		podbělice alpská	2.451	0.83
		brusnice borůvka	52.197	17.59
		brusnice brusinka	37.538	12.65
		vřes obecný	108.109	36.43
		skupina trav	95.893	32.31
10	C	podbělice alpská	2.016	0.65
		skupina trav	41.176	13.32
		brusnice brusinka	40.621	13.14
		vřes obecný	145.110	46.95
		brusnice borůvka	79.639	25.77
		rdesno hadí kořen	0.030	0.01
		třtina chloupkatá	0.468	0.15
11	C	vřes obecný	117.997	39.23
		brusnice borůvka	78.339	26.04
		skupina trav	50.347	16.74
		rdesno hadí kořen	0.119	0.04
		podbělice alpská	3.382	1.12
		třtina chloupkatá	0.269	0.09
		brusnice brusinka	34.198	11.37
		skupina mechů	16.134	5.36

Příloha 1: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
12	N	podbělice alpská	0.944	0.41
		rdesno hadí kořen	0.216	0.09
		brusnice brusinka	20.163	8.70
		skupina trav	24.766	10.68
		skupina mechů	11.729	5.06
		vřes obecný	138.395	59.68
		brusnice borůvka	35.669	15.38
13	W	brusnice borůvka	54.223	17.96
		vřes obecný	173.610	57.51
		brusnice brusinka	32.136	10.65
		skupina trav	39.509	13.09
		třtina chloupkatá	0.507	0.17
		podbělice alpská	1.486	0.49
		rdesno hadí kořen	0.396	0.13
14	T	brusnice brusinka	21.295	6.24
		brusnice borůvka	159.346	46.71
		vřes obecný	121.111	35.51
		podbělice alpská	0.613	0.18
		skupina trav	38.743	11.36
15	W	skupina hub	0.118	0.03
		rdesno hadí kořen	0.053	0.02
		podbělice alpská	0.773	0.23
		brusnice brusinka	16.031	4.69
		skupina trav	24.046	7.04
		vřes obecný	271.115	79.37
		brusnice borůvka	29.443	8.62
16	N	brusnice borůvka	86.781	32.07
		skupina trav	99.315	36.71
		vřes obecný	74.538	27.55
		skupina mechů	0.109	0.04
		rdesno hadí kořen	0.028	0.01
		brusnice brusinka	4.805	1.78
		podbělice alpská	4.997	1.85
17	W	vřes obecný	133.767	53.63
		skupina trav	82.830	33.21
		ostřice Bigelowova	3.307	1.33
		brusnice brusinka	1.126	0.45
		podbělice alpská	0.449	0.18
		rdesno hadí kořen	1.063	0.43
		skupina mechů	0.533	0.21
		brusnice borůvka	26.364	10.57

Příloha 1: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
18	N	vřes obecný	280.331	77.62
		skupina trav	21.643	5.99
		brusnice borůvka	56.527	15.65
		podbělice alpská	1.214	0.34
		třtina chloupkatá	0.962	0.27
		rdesno hadí kořen	0.467	0.13
19	C	vřes obecný	166.541	57.38
		skupina trav	71.200	24.53
		brusnice borůvka	18.299	6.30
		podbělice alpská	1.003	0.35
		brusnice brusinka	32.951	11.35
		rdesno hadí kořen	0.249	0.09
20	T	rdesno hadí kořen	0.161	0.04
		podbělice alpská	1.495	0.39
		skupina mechů	15.671	4.11
		brusnice borůvka	32.433	8.51
		vřes obecný	241.197	63.32
		skupina trav	49.318	12.95
		brusnice brusinka	40.655	10.67

Příloha 2: Naměřené hodnoty na sledovaných plochách v pohoří Jeseníky.

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
1	T	rdesno hadí kořen	0.158	0.05
		podbělice alpská	8.680	2.55
		koprníček bezobalný	2.016	0.59
		brusnice borůvka	37.299	10.96
		vřes obecný	113.044	33.20
		skupina trav	153.990	45.23
		skupina mechů	17.690	5.20
		třtina chloupkatá	7.594	2.23
2	C	rdesno hadí kořen	0.117	0.04
		podbělice alpská	3.328	1.00
		skupina lišejníků	4.642	1.40
		brusnice borůvka	70.629	21.23
		vřes obecný	108.445	32.60
		skupina trav	111.932	33.65
		skupina mechů	32.506	9.77
		třtina chloupkatá	1.043	0.31
3	T	rdesno hadí kořen	0.076	0.02
		podbělice alpská	0.942	0.24
		koprníček bezobalný	0.398	0.10
		brusnice borůvka	54.979	14.12
		vřes obecný	248.101	63.70
		skupina trav	33.178	8.52
		skupina mechů	50.402	12.94
		třtina chloupkatá	1.411	0.36
4	W	podbělice alpská	0.253	0.08
		brusnice borůvka	26.159	7.85
		vřes obecný	207.307	62.24
		skupina trav	54.21	16.28
		skupina mechů	45.15	13.56
5	N	podbělice alpská	2.258	0.59
		brusnice borůvka	28.647	7.52
		vřes obecný	193.788	50.89
		skupina trav	114.544	30.08
		skupina mechů	37.013	9.72
		třtina chloupkatá	4.511	1.18
6	W	podbělice alpská	7.5	2.60
		koprníček bezobalný	0.019	0.01
		brusnice borůvka	79.719	27.60
		vřes obecný	118.997	41.20
		skupina trav	34.402	11.91
		skupina mechů	48.05	16.64
		třtina chloupkatá	0.131	0.05

Příloha 2: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
7	T	rdesno hadí kořen	0.867	0.31
		podbělice alpská	0.848	0.30
		brusnice borůvka	35.5	12.53
		vřes obecný	210.181	74.17
		skupina trav	30.929	10.91
		skupina mechů	5.048	1.78
8	C	podbělice alpská	5.979	2.23
		koprníček bezobalný	1.86	0.69
		brusnice borůvka	12.332	4.60
		vřes obecný	145.218	54.12
		skupina trav	37.491	13.97
		skupina mechů	8.352	3.11
		brusnice brusinka	57.101	21.28
9	N	brusnice borůvka	15.996	4.93
		rdesno hadí kořen	4.455	1.37
		podbělice alpská	0.014	0.00
		vřes obecný	213.66	65.89
		skupina trav	79.531	24.52
		skupina mechů	8.565	2.64
		třtina chloupkatá	0.602	0.19
		brusnice brusinka	1.464	0.45
10	C	podbělice alpská	6.09	2.47
		brusnice borůvka	40.66	16.49
		vřes obecný	120.416	48.83
		skupina trav	31.361	12.72
		skupina mechů	27.903	11.31
		třtina chloupkatá	1.538	0.62
		skupina jestřábníků	0.585	0.24
		brusnice brusinka	11.818	4.79
		skupina lišejníků	6.253	2.54
11	C	podbělice alpská	5.283	1.61
		brusnice borůvka	53.411	16.32
		vřes obecný	167.547	51.20
		skupina trav	74.14	22.65
		skupina mechů	13.41	4.10
		třtina chloupkatá	6.868	2.10
		skupina lišejníků	6.607	2.02

Příloha 2: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
12	N	podbělice alpská	0.244	0.08
		brusnice borůvka	6.343	2.10
		vřes obecný	52.364	17.31
		skupina trav	191.098	63.19
		skupina mechů	0.072	0.02
		třtina chloupkatá	1.812	0.60
		ostřice Bigelowova	46.111	15.25
		rdesno hadí kořen	4.387	1.45
13	W	podbělice alpská	1.104	0.48
		brusnice borůvka	36.026	15.80
		vřes obecný	70.162	30.77
		skupina trav	100.756	44.19
		skupina mechů	10.139	4.45
		třtina chloupkatá	2.753	1.21
		rdesno hadí kořen	2.343	1.03
		brusnice brusinka	4.702	2.06
14	T	podbělice alpská	0.204	0.06
		brusnice borůvka	104.568	32.37
		vřes obecný	103.064	31.91
		skupina trav	100.863	31.22
		skupina mechů	0.771	0.24
		třtina chloupkatá	2.927	0.91
		brusnice brusinka	10.637	3.29
15	W	podbělice alpská	0.079	0.03
		brusnice borůvka	100.832	34.82
		vřes obecný	81.702	28.21
		skupina trav	89.916	31.05
		skupina mechů	3.895	1.35
		brusnice brusinka	7.542	2.60
		rdesno hadí kořen	5.61	1.94
16	N	podbělice alpská	3.501	1.15
		brusnice borůvka	25.582	8.43
		vřes obecný	76.404	25.19
		skupina trav	178.952	58.99
		skupina mechů	1.557	0.51
		brusnice brusinka	0.53	0.17
		třtina chloupkatá	2.304	0.76
		ostřice Bigelowova	13.147	4.33
		ostružiník maliník	1.371	0.45

Příloha 2: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
17	W	podbělice alpská	1.223	0.33
		brusnice borůvka	112.359	29.98
		vřes obecný	130.023	34.70
		skupina trav	100.034	26.69
		skupina mechů	26.875	7.17
		rdesno hadí kořen	0.66	0.18
		třtina chloupkatá	3.561	0.95
18	N	podbělice alpská	2.06	0.68
		brusnice borůvka	42.947	14.27
		vřes obecný	119.801	39.80
		skupina trav	118.872	39.49
		skupina mechů	12.258	4.07
		rdesno hadí kořen	5.094	1.69
19	C	podbělice alpská	3.149	0.95
		brusnice borůvka	8.645	2.62
		vřes obecný	90.856	27.55
		skupina trav	218.589	66.27
		skupina mechů	2.779	0.84
		rdesno hadí kořen	1.446	0.44
		třtina chloupkatá	4.376	1.33
20	T	podbělice alpská	1.036	0.25
		brusnice borůvka	14.288	3.43
		vřes obecný	264.924	63.68
		skupina trav	129.869	31.22
		skupina mechů	5.251	1.26
		třtina chloupkatá	0.63	0.15

Příloha 3: Naměřené hodnoty na sledovaných plochách v pohoří Krkonoše.

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
1	T	brusnice borůvka	21.104	9.49
		vřes obecný	117.918	53.05
		skupina trav	73.141	32.91
		skupina jestřábníků	0.611	0.27
		skupina lišejníků	3.066	1.38
		ostřice Bigelowova	6.428	2.89
2	C	brusnice borůvka	25.327	11.77
		vřes obecný	104.596	48.59
		skupina trav	66.269	30.79
		skupina lišejníků	0.863	0.40
		ostřice Bigelowova	16.539	7.68
		skupina mechů	0.366	0.17
		rdesno hadí kořen	1.302	0.60
3	T	skupina lišejníků	0.596	0.28
		skupina jestřábníků	0.067	0.03
		smilka tuhá	0.178	0.08
		skupina mechů	0.015	0.01
		ostřice Bigelowova	5.075	2.37
		skupina trav	54.94	25.66
		vřes obecný	120.58	56.31
		brusnice borůvka	32.694	15.27
4	W	vřes obecný	129.195	48.51
		brusnice borůvka	56.992	21.40
		skupina trav	72.176	27.10
		skupina jestřábníků	0.066	0.02
		ostřice Bigelowova	7.911	2.97
5	N	skupina trav	96.171	39.22
		ostřice Bigelowova	22.588	9.21
		vřes obecný	105.095	42.86
		podbělice alpská	1.127	0.46
		brusnice brusinka	0.037	0.02
		skupina lišejníků	0.05	0.02
		rdesno hadí kořen	1.385	0.56
		brusnice borůvka	18.752	7.65
6	W	ostřice Bigelowova	6.081	3.36
		skupina mechů	0.293	0.16
		rdesno hadí kořen	3.296	1.82
		brusnice borůvka	22.998	12.72
		skupina trav	45.504	25.17
		vřes obecný	102.589	56.75

Příloha 3: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
7	T	skupina jestřábníků	0.058	0.02
		smilka tuhá	6.046	2.26
		vřes obecný	123.991	46.31
		ostřice Bigelowova	2.739	1.02
		skupina trav	61.12	22.83
		brusnice borůvka	29.311	10.95
		skupina lišejníků	44.463	16.61
8	C	vřes obecný	73.902	39.37
		skupina trav	75.37	40.15
		skupina jestřábníků	0.039	0.02
		brusnice borůvka	13.848	7.38
		skupina lišejníků	7.087	3.78
		skupina mechů	7.239	3.86
		rdesno hadí kořen	3.873	2.06
		ostřice Bigelowova	6.376	3.40
9	N	brusnice borůvka	19.347	7.67
		vřes obecný	86.204	34.17
		skupina trav	119.989	47.56
		rdesno hadí kořen	0.724	0.29
		smilka tuhá	0.078	0.03
		zlatobýl obecný alpínský	2.63	1.04
		třtina chloupkatá	0.602	0.24
		ostřice Bigelowova	22.721	9.01
10	C	vřes obecný	139.621	63.25
		skupina trav	45.573	20.65
		skupina mechů	0.046	0.02
		skupina lišejníků	1.835	0.83
		ostřice Bigelowova	10.72	4.86
		brusnice borůvka	22.938	10.39
11	C	zlatobýl obecný alpínský	0.065	0.03
		skupina jestřábníků	0.4	0.18
		smilka tuhá	2.45	1.13
		skupina lišejníků	0.994	0.46
		vřes obecný	106.781	49.22
		skupina trav	54.241	25.00
		brusnice borůvka	29.898	13.78
		ostřice Bigelowova	22.104	10.19
12	N	rdesno hadí kořen	0.178	0.08
		skupina lišejníků	2.606	1.15
		ostřice Bigelowova	5.437	2.40
		brusnice borůvka	15.862	7.01
		skupina trav	73.047	32.26
		vřes obecný	129.294	57.10

Příloha 3: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
13	W	skupina mechů	0.064	0.03
		rdesno hadí kořen	0.363	0.15
		brusnice borůvka	9.609	4.00
		vřes obecný	113.833	47.39
		skupina lišejníků	44.018	18.33
		skupina trav	67.034	27.91
		ostřice Bigelowova	5.261	2.19
14	T	skupina jestřábníků	0.126	0.05
		vřes obecný	183.39	69.26
		ostřice Bigelowova	2.523	0.95
		skupina lišejníků	15.557	5.88
		brusnice borůvka	26.44	9.99
		skupina trav	36.755	13.88
15	W	vřes obecný	210.766	57.50
		skupina trav	137.118	37.41
		zlatobýl obecný alpínský	0.19	0.05
		ostřice Bigelowova	6.321	1.72
		smilka tuhá	0.032	0.01
		brusnice borůvka	12.099	3.30
		skupina lišejníků	0.04	0.01
16	N	skupina trav	116.288	43.86
		vřes obecný	130.179	49.10
		brusnice borůvka	14.717	5.55
		skupina mechů	0.01	0.00
		ostřice Bigelowova	3.919	1.48
17	W	vřes obecný	105.465	60.15
		skupina trav	41.332	23.57
		skupina mechů	0.084	0.05
		brusnice borůvka	21.028	11.99
		ostřice Bigelowova	5.624	3.21
		skupina lišejníků	1.801	1.03
18	N	vřes obecný	148.807	49.37
		smilka tuhá	2.739	0.91
		brusnice borůvka	38.108	12.64
		ostřice Bigelowova	8.27	2.74
		skupina trav	103.482	34.33

Příloha 3: pokračování

číslo plochy	typ zásahu	český název druhu	hmotnost [g]	relativní zastoupení v rámci plochy [%]
19	C	skupina jestřábníků	0.451	0.25
		rdesno hadí kořen	0.604	0.34
		skupina mechů	0.341	0.19
		podbělice alpská	5.576	3.10
		ostřice Bigelowova	20.114	11.19
		brusnice borůvka	21.768	12.11
		vřes obecný	46.809	26.04
		skupina trav	84.113	46.79
20	T	vřes obecný	137.179	54.27
		skupina trav	72.518	28.69
		ostřice Bigelowova	5.913	2.34
		smilka tuhá	9.249	3.66
		zlatobýl obecný alpínský	0.547	0.22
		rdesno hadí kořen	2.12	0.84
		skupina mechů	0.051	0.02
		brusnice borůvka	25.175	9.96

Příloha 4: Fotodokumentace výzkumu.

Pohled na studovanou lokalitu západně od vrcholové skály Petrových kamenů.

Zalévání trvalých ploch na příkladu Krkonoš.

Zařízení pro jímání srážkové vody na příkladu lokality Králický Sněžník.

Aplikace vodného roztoku dusíku na trvalých plochách.

Čerpání a deionizace jímané srážkové vody.

Příloha 4: pokračování

Odběr nadzemní biomasy z trvalých ploch sestřihem.

Odběr podzemní biomasy pomocí odběráku na trvalých plochách po odstranění nadzemní biomasy.

Monolit podzemní biomasy a půdy po provedeném válcovém odběru.