

Universita Karlova v Praze
Přírodovědecká fakulta, Katedra botaniky



**Změny stepní vegetace na modelovém území NPR Oblík,
CHKO České středohoří**

**Changes in the steppe vegetation of the solitary conic hill Oblík in
the České Středohoří Protected Landscape Area**

Bc. Jana Zmeškalová

Diplomová práce

Vedoucí práce: doc. RNDr. Ivan Suchara, CSc.

Praha 2009



„Kamení na kamení, nebo holá, sluncem vypálená skála chovají buď chudé rostlinstvo, buď vůbec nic tu neroste než sem tam stéblo mrvky ovčí nebo trs kavylu.... Jediný Oblík má květenu pestřejší a zároveň i bohatší.“

J. Velenovský 1885

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci vypracovala samostatně pouze s využitím citované literatury.

V Praze 22. března 2009



Je mi milou povinností poděkovat za vedení diplomé práce svému školiteli Ivanu Sucharovi a zároveň i Jardovi Vojtovi, Martinu Kopeckému a Tomáši Koubkovi za rady při statistickém vyhodnocování dat. Značný podíl na diplomové práci mají pan inženýr Vařeka a Martin Louskáček Weiser, kteří mi vždy ochotně pomáhali nejen v laboratoři. Díky patří i Luce Drhovské a Martinovi SAdámkovi za trpělivé a nezištné vysvětlování všech možných i nemožných botanických a statistických softwarových programů. Moc děkuju Sestřičkám Kvasnicím za dodávání potřebné energie ☺. Díky náleží i Petrovi Sklenářovi a Kláře Tydlitátové za podporu v rámci středohorské skupiny. Velmi ráda děkuju také zpracovatelům diplomových prací ze 70. let jmenovitě pí. Jindře Březinové - Štolcové a p. Jaroslavu Rydlovi za rady a pomoc v terénu. Děkuju všem kamarádům a kolegům za to, že na geobotanice vytvořili úžasně přátelskou a domácí atmosféru!

Svým rodičům děkuju za to, že mi umožnili bezstarostně žít a užívat si, podporovali mě a zdolali se mnou i ten „prokletý“ kopec. Děkuju patří také Lenče za toleranci mých nervových výbuchů nejen kvůli diplomové práci ☺. DĚKUJI všem, kdo mi pomáhají.

Stepím zdar!

Jana Zmeškalová

Obsah

1. Abstrakt.....	7
2. Abstract.....	8
3. Úvod do problematiky.....	9
3. 1. Cíl diplomové práce.....	9
3. 2. Srovnávací studie	10
3. 3. Půda - vegetace - klima	11
3. 4. Staroslavná stepní otázka.....	14
3. 5. Xerothermní trávníky.....	16
3. 6. Faktory ohrožující xerothermní trávníky.....	18
4. Metodika.....	21
4. 1. NPR Oblík - charakteristika studovaného území.....	21
4. 1. 1. Geologické a pedologické poměry.....	22
4. 1. 2. Klimatické poměry.....	23
4. 1. 3. Botanický výzkum v minulosti a dnes.....	24
4. 1. 4. Antropogenní vlivy.....	27
4. 2. Terénní sběr dat.....	30
4. 2. 1. Trvalé plochy.....	30
4. 2. 2. Fytcenologické snímkování.....	32
4. 2. 3. Záznam transektu keřů.....	32
4. 2. 4. Odběr půdních vzorků.....	33
4. 3. Chemické analýzy půdních vzorků.....	34
4. 3. 1. Stanovení aktivní a výměnné půdní reakce.....	34
4. 3. 2. Stanovení obsahu celkového dusíku.....	34
4. 3. 3. Stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku.....	35
4. 3. 4. Stanovení obsahu vápníku a draslíku.....	36
4. 4. Vegetační software.....	36

4. 5. Statistické zpracování.....	37
4. 6. Fotogrammetrie keřových společenstev.....	39
5. Výsledky.....	40
5. 1. Změna druhového složení vegetace.....	40
5. 2. Změna vegetace na jednotlivých svazích.....	49
5. 3. Změna na úrovni rostlinných společenstev.....	53
5. 4. Změna keřových společenstev.....	56
5. 5. Změna chemického složení půd.....	61
5. 6. Změna prostředí na základě Ellenbergových indikačních hodnot.....	62
6. Diskuse.....	63
6. 1. Diskuse použité metodiky.....	63
6. 1. 1. Lokalizace měříšť a transektu keřů.....	63
6. 1. 2. Terénní sběr dat.....	64
6. 1. 3. Zpracování dat.....	65
6. 1. 4. Analýza leteckých snímků.....	66
6. 1. 5. Použití Ellenbergových indikačních hodnot.....	66
6. 2. Diskuse výsledků.....	69
6. 2. 1. Změny vegetace	69
6. 2. 2. Změny abiotických faktorů.....	76
6. 2. 3. Současná heterogenita vegetace.....	79
6. 2. 4. Pravděpodobné příčiny zjištěných změn	79
7. Závěr.....	82
8. Seznam literatury.....	84
9. Přílohy.....	93

1. Abstrakt

Změny stepní vegetace na modelovém území NPR Oblík, CHKO České středohoří

Diplomová práce formou srovnávací analýzy vegetace a chemických půdních parametrů zachycuje změny na modelovém území NPR Oblík mezi lety 1973 a 2006/7. Primárním zdrojem dat o půdách a vegetaci jsou diplomové práce ze 70. let (Březinová 1973, Klimešová 1973, Suchara 1974), které vymezují i metodiku práce. Hodnocena byla data o vegetaci (fytoocenologické snímky, biomasa pásu keřů, fotogrammetricky plochy keřů, syntaxonomie vegetace) a abiotické podmínky formou chemických analýz půd (obsah N, C, K, Ca, C/N, pH) a nepřímo pomocí systému Ellenbergových indikačních hodnot.

V NPR Oblík došlo k celkovému nárůstu počtu druhů a velkému druhovému obratu. Ubyly pastvinné druhy a druhy široolistých trávníků, přibýly naopak druhy nitrofilní, plevele, druhy lesních lemů a keřových společenstev. Ubyla vegetace stepních pastvin (*Festuco valesiaca*–*Stipetum capillatae*), vegetace pětých kavylů (*Koeleria macrantha*–*Stipetum joannis*), mezofilní vegetace (*Stipetum tirsae*) a širokolistých trávníků (*Scabiosa ochroleuca*–*Brachypodium pinnatifidum*). Nárůst pokryvnosti ukazuje vegetace skalních stepí (*Erysimo crepidifolium*–*Festucetum valesiaca*) a keřová společenstva (*Ligustro vulgaris*–*Prunetum spinosae* a *Rhamno cathartica*–*Cornetum sanguinei*). Značný nárůst biomasy keřů byl zjištěn v JV transektu keřů (3×) i na srovnávaných leteckých snímcích – max. V, S, Z a J. Nárůst kontinentality na J a Z svahu a půdní reakce na J svahu byl zjištěn pomocí Ellenbergových indikačních hodnot. Přímými chemickými analýzami byl prokázán nárůst oxidovatelného uhlíku a vápníku v celém území.

Změny v území lze interpretovat jako důsledek upuštění od tradičního pastevního managementu v 80. letech 20. století, nicméně přímá kauzalita vlivem absence kontrolních ploch nelze prokázat.

Závěrem lze říci, že travinná vegetace na východním svahu a spodní části západního svahu jsou ovlivněna postupující sukcesí, ale extrémní stanoviště jižního svahu a vrchní části západního svahu jsou dlouhodobě stabilní. Cílem diplomové práce bylo vyhodnotit změny v území nastalé v souvislosti s útlumem managementu, poskytnout výstupy praktické ochrany přírody a přispět novými poznatky k zachování a stabilitě stepních společenstev v České republice.

2. Abstract

Changes in the steppe vegetation of the solitary conic hill Oblík in the České Středohoří Protected Landscape Area

This diploma thesis is based on a comparison of vegetation and chemical attributes of the soil between the years 1973 and 2006/7 in the model area of the Oblík hill. The primary source of old botanical and pedological data is a series of diploma theses by students from the Department of Botany, Faculty of Science, Charles University from the seventies of the 20th Century (Březinová 1973, Klimešová 1973, Suchara 1974). The study is limited by old methodology. Vegetation data were compared on the different levels - phytosociological relevés, non-destructive estimation of shrub biomass, photogrammetry of shrub communities and syntaxonomical classification. Environmental changes were studied by repeating chemical analyses (contents of N, C, K, Ca, C/N, pH) and indirectly using Ellenberg's indication values.

Today, there is higher species diversity and a high turnover of species in the area. The number of pastures and mesophilous broad-leaved grassland species has decreased. The number of nitrophilous and margin species, weeds and shrubs has increased. The area of the syntaxonomical units *Festuco valesiaca*–*Stipetum capillatae*, *Koelerio macranthae*–*Stipetum joannis*, *Stipetum tirsae* and *Scabioso ochroleuca*–*Brachypodietum pinnatii* has decreased. The area of *Erysimo crepidifolii*–*Festucetum valesiaca* grasslands and shrub communities *Ligustro vulgaris*–*Prunetum spinosae* and *Rhamno cathartica*–*Cornetum sanguinei* is now higher (classification according to Chytrý 2006). The biomass of shrubs along the SE transect of shrubs has increased three-fold. A huge invasion of shrubs in the area was revealed by the photogrammetric method (max. E, N, W, S). Analyses of Ellenberg's indicator values showed a higher level of continentality on the S and W slopes and a higher soil reaction on the S slope. The results have also shown a higher content of soil carbon and calcium.

The changes found in the area could be caused by changes in land use in the 80ties, when pasture management ended. The fine causality cannot be untangled because there were not control plots in the area.

Today, grassland vegetation on the eastern slope and on the western foothill is endangered by succession of shrub communities. The southern slope and the higher part of the western slope is covered by stable vegetation of steppe rocky grasslands. The aim of the study was to uncover these changes and to try to identify the reasons behind them. The results are potentially useful in practical protection management. The general idea of the study was to contribute to the conservation and stability of steppe vegetation in the Czech Republic.

3. Úvod do problematiky

3. 1. Cíl diplomové práce

Tématem předkládané diplomové práce je zjištění změn stepní vegetace mezi lety 1972 a 2007 na modelovém území Národní přírodní rezervace Oblík v CHKO České středohoří. Stav vegetace a některých parametrů abiotického prostředí lze srovnat na základě zachování botanických a pedologických dat o území ze 70. let 20. století, kdy bylo studium území NPR Oblík námětem série diplomových prací studentů Oddělení geobotaniky Katedry botaniky Přírodovědecké fakulty University Karlovy v Praze (Březinová 1973, Klimešová 1973, Molíková 1973, Rydlo 1973, Suchara 1974).

Cílem diplomové práce je zjistit dlouhodobý trend ve vývoji vegetace, který v území nastal za posledních 35 let, porovnáním fytoocenologických snímků a vybraných půdních charakteristik z let 1972 a 2006/7 opakovaně zaznamenaných na přesně lokalizovaných plochách. V uvedeném časovém období došlo hlavně k výrazné změně v hospodářském využívání území (ukončení intenzivního pastevního hospodaření v 80. letech minulého století), ke snížení úrovně znečištění ovzduší (např. pokles úrovně spadu polévatvého prachu, H^+ a SO_4^{2-}) a velmi pravděpodobně i změně klimatických poměrů. Změny vegetace a jejich možné příčiny se budu snažit vysvětlit na základě změn druhové skladby, četnosti a struktury rostlinných společenstev, nárůstu výměry keřových společenstev, změn chemického složení půd a také nepřímo pomocí Ellenbergových indikačních hodnot druhů. Diplomová práce si klade za cíl zodpovědět následující otázky:

- **K jakým změnám parametrů abiotického prostředí došlo mezi lety 1972 a 2006/7?**
- **Změnila se druhová skladba, četnost nebo struktura vegetace mezi lety 1972 a 2007?**
- **Jaký je vývoj a distribuce keřových společenstev v území v současnosti?**
- **Jaká je současná heterogenita prostředí a vegetace na území NPR Oblík?**
- **Jaký podíl na zjištěné změně v území mohla mít změna managementu mezi 70. lety a současností?**

Obečným cílem diplomové práce je přispět k zodpovězení otázky podílu lidské činnosti na vzniku, současném stavu a snad i blízké budoucnosti stepních společenstev Lounského středohoří.

3. 2. Srovnávací studie

Vegetaci lze hodnotit z hlediska jejích změn v prostoru a čase. Prostorovou heterogenitou vegetace se zabývají například fyto geografie a syntaxonomie, ale lze ji využít i pro studium změn vegetace v čase (chronosekvence) (Smit et Olf 1998, Bonet et Pausas 2004, Otto et al. 2006), například pro studium sekundární sukcese na opuštěných polích (Bartha 2001, Ejrnaes et al. 2008, Ruprecht 2005), lomech (Novák et Prach 2003, Novák et Konvička 2006) nebo lidmi jinak narušených místech (Wali 1999). Pickett et al. (1989) považují chronosekvence za užitečný nástroj, který může být zdrojem hypotéz, ale nejistý z hlediska hlubšího poznání sukcesních změn vzhledem k významu rozdílné historie srovnávaných ploch. Řešením je zavedení systému permanentních studijních ploch (Herben 1996), který umožní odfiltrovat prostorovou variabilitu od zkoumané časové změny (Lepš et Hadincová 1992).

Temporální změny vegetace lze zkoumat v různých prostorových měřítcích. Efektivní metodou je studium vegetace na úrovni krajiny s využitím sekvence leteckých či satelitních snímků (např. Bowman et al. 2001, Carreiras et al. 2006, Zald 2009), popřípadě historických map (Karlík et Sádlo 2003). Většina studií je zaměřena na změny ve fragmentaci krajiny či *land use* (např. Hietel 2004, Sluiter et de Jong 2007, Gülgün et al. 2008). Na jemnější škále lze zaznamenávat změny vegetace a dlouhodobou dynamiku vybraných druhů rostlin pomocí opakování sérií fytoocenologických snímků, floristických soupisů či záznamu parametrů vybraných druhů po několika letech (např. Hédl 2004, Fraver et al. 2008) nebo každoročním snímkováním trvalých ploch (např. Munson et Lauenroth 2009, Matesanz et al. 2009). Nejjemnější měřítko srovnání změn vegetace v čase se používá v populační biologii rostlin, kdy jsou v terénu přímo značeny jednotlivé rostliny či jejich součásti (ramety) (např. Denisiuk et al. 2009).

Srovnávací studie se provádějí v různých časových měřítcích. Vyjma paleobotanických studií (palynologie, antrakologie, makrozbytková analýza) lze botanická data srovnávat maximálně v řádu několika desítek až stovek let. Mezi nejstarší zdroje botanických dat náleží historické mapy - pro ČR Müllerova mapa (Čechy 1720, Morava 1716) a mapy vojenských mapování (I. 1764-1768 a 1780-1783, II. 1836-1852, III. Morava a Slezsko 1876-1878 a Čechy 1877-1880) (web 1). Pro studie založené na využití leteckých snímků (fotogrammetrie) jsou nejstarší dostupná data z roku 1936, pro satelitní snímky pak přibližně od 70. let 20. století (web 2). Stará vegetační data či floristické soupisy nacházíme v řadě literárních zdrojů, v podobě fytoocenologických snímků od roku 1920 (Hédl 2004), ne vždy jsou však v patřičné kvalitě a problémem je zejména jejich lokalizace. Nejčastěji jsou srovnání vegetace formou opakování fytoocenologického snímkování prováděna v řádech desítek let (např. Hédl 2004, Adámek 2007, Vašíčková 2007, Fraver et al. 2008, Lysik 2009). Srovnání změn vegetace mezi jednotlivými vegetačními sezónami má velký význam při experimentálních studiích (pasevní management, hnojení, vypalování, atd.) (např. Šlechtová 2008,

Dostálek et Frantík 2008, Munson et Lauernroth 2009, Sassi et al. 2009). V měřítku jedné vegetační sezóny lze provádět fenologický průzkum, při němž se mapují pouze životní fáze rostlin, nikoliv jejich prostorové uspořádání (výjimku tvoří nové semenáčky) (např. Březinová 1973, Gordienko et Sokolov 2009).

Přesnost srovnávacích studií je nepřímo úměrná stáří historických dat, tzn. čím je záznam starší ubývá na jeho kvalitě nebo přesnosti (viz. srovnání přesnosti historické mapy a satelitního snímku). Z daleka největším problémem opakování botanických záznamů je jejich přesná lokalizace (Herben et Münzbergová 2003). Zdroje historických botanických dat jsou sice četné, ale často se jedná pouze o záznam lokalizovaný například jen názvem blízké obce. Druhým problematickým bodem jsou použité metody záznamu. Z hlediska druhové skladby a pokryvnosti vegetace lze obvykle rozdíly v datech setřit převodem stupnic či korekturou nomenklatury. Jistou míru chyby přináší také odchylka způsobena subjektivním vnímáním vegetace různými autory (Lepš et Hadincová 1992). Problém ovšem nastává při srovnání doplňujících parametrů abiotického prostředí, kdy se metody měření a zejména technické vybavení v minulosti a dnes značně liší. Nevýhodou srovnávacích studií v čase (bez kontrolních ploch) je nemožnost přímého určení příčiny změny, proto jsou využívány jako prostředek pro vytvoření hypotézy, kterou je nutno dále ověřit manipulativním experimentem (Herben 1996).

Předmětem dlouhodobých srovnávacích studií jsou v mnoha případech lesní společenstva (např. Hédal 2004, Fraver et al. 2008, Lysik 2009), ale řada studií je zaměřena právě na travinná společenstva – louky (Adámek 2007, Vašíčková 2007) a suché trávníky (např. Vona et al. 2008, Miranda et al. 2009, Munson et Lauenroth 2009). Častým cílem výzkumu změn druhově bohatých suchých trávníků je zjištění příčin jejich degradace a metod (managementu) jejich obnovy. Testovaným jevem bývá vliv různých managementů na stabilitu vegetace trávníků a znovuzavedení tradičního managementu jako účinného nástroje k zachování jejich druhové diversity (např. Vona et al. 2008, Šlechtová 2008, Dostálek et Frantík 2008, Sassi et al. 2009, Harrington et Kathol 2009).

3. 3. Půda-vegetace-klima

Půda, vegetace a klima tvoří dynamický systém, ve kterém se všechny prvky ovlivňují navzájem. Při změně klimatu dochází ke změně vývoje půd, změna půdních podmínek má za následek změny ve složení a struktuře vegetace a vegetační kryt dovede značně ovlivnit lokální klima. Jakýkoliv vnější zásah do tohoto vyváženého systému má za následek ovlivnění všech jeho složek, což je příčinou, proč se v řadě studií kombinuje studium změn vegetace se zjištěním změn pedologických, hydrologických či klimatických změn (např. Adámek 2007, Matesanz et al. 2009, Miranda et al. 2009).

Důležitým faktorem ovlivňujícím stav vegetace je půda. Půda je zdrojem minerální výživy rostlin, zdrojem vody pro jejich fyziologické procesy a prostorem chránícím jejich kořeny, obnovovací pupeny a meristémy proti nepříznivým podmínkám. Půda může limitovat (ovlivňovat) vývoj a růst rostlin zejména dvěma faktory – půdní vlhkostí a množstvím dostupných živin (Smolíková 1982, Smit et Olf 1998). Půdní vlhkost je silně ovlivněna klimatem oblasti, půdním druhem a vegetačním krytem, dostupnost vody rostlinám je ale limitována fyziologickým stavem rostlin a aktuálním vodním potenciálem půdy. Rostliny mohou trpět suchem i v oblastech s relativním dostatkem vody, která je však pro rostliny v nedostupném stavu – pevném skupenství, vázaná v chemických vazbách, voda hygroskopická a filmová (Klika et al. 1954). Vlastnosti půdního roztoku jsou ve velmi úzké vazbě s chemickými vlastnostmi půd. Pro rostliny má zásadní vliv poměr volných iontů v půdním roztoku. Nezbytná je pro ně dostupnost makroelementů (např. N, P, K, Ca, Mg) a mikroelementů (např. Zn, Cu, Mn, Co aj.) (Bonan 2002). Množství živin obsažených v půdě souvisí s vlastnostmi vegetačního krytu, ročním obdobím, intenzitou srážek, půdním typem a druhem, ale zejména s činností mikroorganismů (Smolíková 1982). Jedním z hlavních limitních prvků nutných pro správný vývoj a růst rostliny je dusík, zejména ve formě amonné a nitrátové. Dostupnost těchto forem dusíku je závislá na vodním režimu v půdě a aktivitě půdních mikroorganismů (Klimešová 1973, Králová et al. 1991). Činnost mikroorganismů (rozklad a mineralizace odumřelé organické hmoty) závisí na množství organické hmoty, vlhkosti půdy, její teplotě, půdní reakci a provzdušnění. Rostlinný opad obsahuje více uhlíku než dusíku, např. sekundární dřevo 50 : 1, humifikací tento poměr klesá až pod 20 : 1 a mění se tak fyzikální a chemické vlastnosti půd (Suchara 2007). Poměr mezi obsahem uhlíku a dusíku vypovídá o kvalitě půd a činnosti půdních mikroorganismů (Králová et al. 1991, Suchara 2007). Významným faktorem limitujícím procesy probíhající v půdě i vegetaci je půdní reakce. Půdní reakce ovlivňuje rozpustnost a translokaci některých prvků a sloučenin (hliník, železo, fosfor, karbonáty, ortofosfáty ap.) v půdě, ovlivňuje intenzitu zvětrávání a vývoj půdního typu (Klika et al. 1954). Rozdíl mezi aktivní a výměnnou reakcí indikuje stupeň nasycení půdního sorpčního komplexu a potenciální míru dostupnosti půdních bází a živin rostlinám (Suchara 2007). Půdní reakce má také zásadní vliv na přítomnost a složení mikrobiální populace (Králová et al. 1991). Jednotlivým druhům rostlin vyhovuje určité rozpětí hodnot půdní reakce (fyziologická a ekologická valence, ekologické optimum), které se pohybuje nejčastěji v oblasti mírně kyselé. Silně kyselou nebo zásaditou reakci akceptují jen druhy specializované např. na kyselá oligotrofní stanoviště nebo silně karbonátové a zasolené půdy. Okyselováním půd dochází např. ke ztrátě půdních bází, uvolňování a pohybu fulvokyselin, podzolizaci atd. Okyselování může být způsobeno přirozeně minerálním zvětráváním, humifikací rostlinného opadu, respirací kořeny a mikroorganismy, ale také činností člověka (např. odstraňováním biomasy pastvou či sečí, znečištěním životního prostředí) (Smolíková 1982).

Klimatické podmínky určují druhové složení a strukturu vegetace. Makroklima, úzce související s geografickou polohou, definuje teplotní a srážkový charakter oblasti. Makroklimatický charakter oblasti však modifikují regionální specifika mezoklimatu (např. srážkový stín hor), jejichž vliv může být umocněn či potlačen lokálními podmínkami mikroklimatu podmíněnými lokální geomorfologií (Sapožniková 1952). Klima ovlivňuje fyziologické procesy v rostlinách (respiraci, fyotosyntézu), ale i demografické procesy v rostlinných populacích (reprodukcí) a ekologické procesy na ekosystémové úrovni (dostupnost živin)(Bonan 2002). Úhrn a distribuce srážek spolu s bilancí sluneční radiace, povětrnostními podmínkami, vegetačním krytem a dalšími faktory udávají, zda klima oblasti bude humidní či aridní, tedy zda převažují množství vody dodané do půdního profilu atmosférou nad množstvím vody vydaným evapotranspirací (Bonan 2002). Pro mikroklima skalních stepí je typické spolupůsobení vysoké teploty a nízkých úhrnů srážek, zejména v letních měsících, za vzniku aridního mikroklimatu (Smolíková 1982). Vlivem dosahování limitních stavů vody dostupné rostlinám ze vzduchu i půdy, vznikají pro rostliny na stanovištích skalních stepí stresové podmínky. Těmto podmínkám jsou schopny odolat pouze vysoce adaptované druhy rostlin, jejichž výskyt je zároveň možný i díky snížené konkurenci ostatních druhů (Chytrý 2006). Právě stresové podmínky jsou příčinou jedinečného druhového složení stepních společenstev a narušení těchto podmínek směřující k humidnějšímu mikroklimatu vede k jejich degradaci a poklesu biodiversity (Petříček 1999). Klima lze charakterizovat několika parametry. Prvním z nich jsou teplotní poměry, které korelují s radiační bilancí lokality a které mají např. velký vliv na fyzikální a chemické procesy v půdě, relativní vlhkost a pohyb vzduchu a samozřejmě také na růst a vývoj rostlin. Sezónní charakter slunečního záření indukuje růst a diferenciaci pletiv a orgánů, řídí nástup životních fází rostlin, ale podmiňuje i vertikální a horizontální strukturu klimaxové vegetace) (Sapožniková 1954). Dalším parametrem klimatu, který má zásadní vliv na stav vegetace, je roční úhrn a sezónní distribuce srážek. Dešťové srážky však nejsou jediným zdrojem vody v přírodních systémech. Kromě podzemní a povrchové vody mají vliv na vodní bilanci stanoviště i mlha, rosa a sněhové srážky. Sněhová pokrývka nemá vliv jen jako zdroj vláhy, ale zároveň působí jako termoizolační vrstva chránící přezimující části rostlin před nízkými teplotami v zimním období (Sapožniková 1952, Smolíková 1982, Chytrý 2006). Promrzání povrchových vrstev půd způsobené slabou vrstvou sněhové pokrývky v zimě v kombinaci se zvýšeným příjmem sluneční radiace odrážené sněhovou pokrývkou, vysokými teplotami a nízkou vlhkostí vzduchu a půdy v létě mohou vytvořit kontinentální mikroklima i v podmínkách střední Evropy.

3. 4. Staroslavná stepní otázka

Domin (1904) charakterizuje stepi slovy: „Stepí rozumíme plochy prosté stromů, porostlé xerofilními travinami a různými perenami, jejichž ohnisko vývojově spadá buď na stepi jihoruské nebo na stepi jihovýchodní Evropy v čáře Dunaje.“ Na území Čech existují 3 centra výskytu xerothermní vegetace, někdy také nazývané stepní – (i) silursko-devonská pánev v okolí Prahy, (ii) pískovce severních Čech kolem Mladé Boleslavi a (iii) čedičové kupy Českého středohoří včetně přilehlých opuk a slínů křídového útvaru severozápadních Čech, Polabí a částečně i východních Čech (Klika 1933). Výskyt suchých trávníků v Čechách obecně spadá do nížinné a pahorkatinné oblasti severní poloviny Čech, pro území ČR nesmíme opominout uvést také trávníky moravského pannonika (Chytrý 2006).

Existence a původ travinných společenstev vyvolal mezi českou odbornou veřejností dlouholetou diskusi známou pod pojmem „staroslavná stepní otázka“ (Sádlo et al. 2008). Jádrem sporu je primárnost původu českých stepí či jejich sekundární vznik podmíněný činností člověka. Jinak řešeno, zda jsou české stepi klimaxovým stádiem či zda jde o člověkem a pastvou velkých býložravců aktivně blokované stadium sukcese. Je nutné podotknout, že se diskuse o primárnosti vegetace netýká na našem území pouze xerothermního bezlesí, ale diskutabilní je i původní rozšíření slanisk, slatin, písčin a alpské travinné vegetace (Sádlo et al. 2008).

Problematika stepí na území České republiky úzce souvisí s definováním pojmu step. Termín step lze chápat dvěma směry – *step sensu stricto*, jako rovinaté jihoruské trávníky na černozemích s kontinentálním klimatem, a *step sensu lato*, jako veškeré xeromorfní trávníky v různých částech světa na různých půdních typech a s relativně různými klimaty (Jeník 1969). Jeník považuje za užitečné použití pojmu *step sensu lato* pro česká xerothermní společenstva, tedy ve shodném pojetí jako se používá pojmu les. Shodně i Ložek (1971), jehož názor přejímají i Chytrý (2006), který považuje pojem step pro část vegetace střední Evropy za výstižný a vhodný. Schuster (1918) a Klika (1933) razili pro česká xerothermní společenstva označení „step“, polostep či xerothermní vegetace. Moravec (1970) chápe pojem step ve třech rovinách – (i) step chápaná jako travino – bylinné xerofilní fytoocenosa, které se na našem území vyskytují hojněji či řídkěji téměř všude, (ii) step jako primární (přirozené) travino-bylinné xerofilní fytoocenosa, pro naše území pojem aplikovatelný jen pro skalní stepi (stepi hlubších půd jsou druhotné), (iii) step jako na primární travino-bylinné fytoocenosa podmíněné makroklimatem, což na našem území vylučuje pojem step i pro skalní stepi, které jsou podmíněné malou hloubkou půdy. Moravec navrhuje používat pojem step ve třetím znění definice, pro primární společenstva podmíněná makroklimatem, tedy jako termín nevhodný pro společenstva na území bývalého Československa. V diplomové práci používám pojem step ve smyslu Jeníkově jako *step sensu lato* (Jeník 1969).

Domin (1904), Podpěra (1906), Schuster (1918), Klečka a Fabian (1934), Martinovský (1967) i Vera (2000) považují stepi střední Evropy za pravé a původní, za relikty původního kontinuálního areálu stepních společenstev. Jeník a Ložek (1970) dokazují pravost stepí na území našeho státu na základě přítomnosti černozemí, což vypovídá o přítomnosti nepřetržitého bezlesí alespoň na vybraných částech území. Pokud by bezlesí zarostlo porostem stromů, černozemě by byly degradovány odvápněním na hnědozemě nebo parahnědozemě. Moravec (1970) naopak považuje dochované černozemě za reliktní, zachované pouze včasným zásahem neolitických zemědělců, kteří je svou činností konzervovali. K Moravcovu pohledu na sekundární původ českých stepí se přiklání i Rychnovská et al. (1985) a Neuhäuslová et al. (2001), které xerothermní společenstva považují za člověkem podmíněná, vzniklá odlesněním a udržovaná extenzivním obhospodařováním pastvou nebo kosením. Neuhäuslová et al. (2001) považují stepní trávníky za náhradní společenstva teplomilných doubrav svazu *Quercion pubescenti-petrae*.

Podle Ložka (1971) na sklonku pleistocénu pokrývala většinu území střední Evropy step diferencovaná podle reliéfu a substrátu a přecházející bez ostrých hranic do formací rázu alpinských holí (tunder) a mezických trávníků. Oteplení a zvlčení klimatu vedlo k šíření lesa, který step zatlačoval do okrsků s příznivým podnebím, reliéfem a substrátem, kde se obohaceny ještě invazí jižních druhů kontinuálně zachovaly dodnes. Martinovský (1971) ve shodě s Ložkem argumentuje převahou významu mikroklimatu pro rozvoj a zachování vegetace na svazích a skalách nad vlivem makroklimatu, které má zásadní vliv na rovinných stanovištích. Ekologii a prostorové uspořádání českých stepních společenstev na různě orientovaných svazích Martinovský (1967) srovnává dle Aljochinova zákona předstihu (Aljochin 1951) s floristickým složením pásem ruských rovinných stepí. Shodný názor nalezneme také u Korotkovova et al. (1991), kteří konstatují podobnost českých společenstev třídy *Festuco-Brometea* s vegetací zonálních stepí Ukrajiny a jižního Ruska.

Určit rozsah xerothermních travinných společenstev na počátku holocénu je takřka nemožné, tuto otázku je však nutno diskutovat komplexně z hlediska vegetace, ale i zoologie, pedologie a geologie (Ložek 1971). Z hlediska paleobotaniky převládá názor úplného zalesnění našeho území v neolitu, pohled pedologie a zoopaleontologie se spíše obrací k existenci částečného bezlesí (Jeník et Ložek 1970). Botanickým důkazem pro starobylost travinných společenstev na svazích kopců v nejteplejších oblastech je i přítomnost xerothermních reliktních například *Stipa pennata* s.l. a *Helictotrichon desertorum* (Martinovský 1967).

Fragmenty bezlesí v lesnaté krajině se staly útočištěm stepní vegetace ve vlhkých obdobích, místem odkud se šířily xerothermní druhy v suchých obdobích kvartéru (Ložek 1971). Plochu nelesních společenstev zásadně ovlivňovala aktivita velkých býložravců, jejichž působení zpomalovalo a bránilo případné sukcesi směrem k lesu (Ložek 1971). Od 5. tisíciletí př. n. l. byl proces zarůstání krajiny lesem hluboce ovlivněn člověkem, který pronikal do krajiny s nelesními

enklávami, jejichž rozvoj podpořil a svou činností rozšířil. Kolonizace krajiny pastevci a rolníky před 7000 lety vedla k postupné přeměně lesnaté krajiny s nelesními enklávami na krajinu kulturní se zachovanými ostrovy lesních celků, kdy vrchol odlesnění nastal kolem roku 1700 v období vrcholného baroka (Sádlo et al. 2008). Výsledkem oscilace pokryvnosti bezlesí a lesa ovlivněné zásadně činností člověka v holocénu se staly ostrovy stepní vegetace na jednotlivých kopcích Českého středohoří izolované v kulturní krajině polí, luk, lesů a sadů. Faktorem zůstává, že lidská činnost byla, je a bude faktorem, který má na existenci středohorských stepních společenstev vliv významný a pravděpodobně zásadní (Ložek 1971).

3. 5. Xerothermní trávníky

Nejnovější český syntaxonomický systém dělí suché trávníky třídy *Festuco-Brometea* do 9 svazů (Chytrý 2006). Ve studované lokalitě (NPR Oblík) jsou reprezentovány společenstvy úzkolistých suchých trávníků svazu *Festucion valesiaca* a širokolistých suchých trávníků svazu *Cirsio-Brachypodion pinnatti*.

Svaz *Festucion valesiaca* Klika 1931 zahrnuje druhově bohaté suché trávníky s dominancí úzkolistých travin *Festuca valesiaca*, *Stipa sp.* a *Carex humilis*. Značná část druhů má kontinentální areály s centrem v panonských, ukrajinských a jihoruských stepích a mnohé z nich dosahují ve střední Evropě západní hranice svého rozšíření. Tyto trávníky jsou vázány zpravidla na výslunné, jižně orientované svahy s mělkou až středně hlubokou půdou na bazickém nebo neutrálním podloží (Chytrý 2006). Svazu *Festucion valesiaca* náleží 6 asociací, které se vyjma asociace *Astragalo exscapi-Crambetum tatariae*, všechny nachází ve zkoumaném území. Formální definice zastoupených asociací dle Chytrého (2006) jsou představeny v tabulce 1.

Stepní pastviny *Festuco valesiaca-Stipetum capillatae* Sillinger 1930 se vyznačují rozvolněnou vegetací xerofilních stepních druhů s dominancí *Festuca valesiaca* a *Stipa capillata* a hlavními diagnostickými druhy *Koeleria macrantha* a *Thymus pannonicus*. Typicky se vyskytují na hlubších černozemích nebo pararendzinách (Chytrý 2006). Středočeské a severočeské skalní stepi *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiaca* Klika 1933 jsou definovány pomocí diagnostických druhů *Anthericum liliago*, *Erysimum crepidifolium* a *Festuca valesiaca*. Druhově bohatou vegetací asociace tvoří nízké trávníky s dominancí *Festuca valesiaca* a velkou pokryvností nízkých teplomilných a suchomilných hemikryptofytů, např. *Potentilla arenaria*, *Carex humilis* a *Koeleria macrantha*. Vegetace je vázána na strmé skalnaté svahy hlavně jižní orientace s mělkou půdou typu pararendzina a častými výchozy matečné horniny (Chytrý 2006). Úzkolisté suché trávníky *Festuco rupicola-Caricetum humilis* Klika 1939 jsou tvořeny rozvolněnými nízkými porosty s dominancí *Carex humilis* nebo *Festuca rupicola* a ekologicky nepřilíživých druhů *Centaurea stoebe*, *Dianthus carthusianorum* s.l., *Koeleria macrantha* a *Potentilla arenaria*. Součástí jsou druhy

širokolistých suchých trávníků *Brachypodium pinnatum* a acidofilních suchých trávníků *Phleum phleoides*, *Pseudolysimachion spicatum*, ale i druhy suchých pastvin například *Eryngium campestre*. Vegetace roste na různorodých půdách chladnějších, vlhčích nebo živinami chudších stanovišť (Chytrý 2006). Stepní vegetace s pětými kavyly asociace *Koeleria macranthae-Stipetum joannis* Kolbek 1978 se člení podle dominance jednotlivých druhů kavylů na varianty *Stipa pennata* s.l. a *Stipa pulcherrima*, *Stipa smirnovii* a *Stipa zalesskii*. Mezi diagnostické druhy asociace patří *Erysimum crepidifolium*, *Oxytropis pilosa* a *Teucrium chamaedrys*. Kavyly tvoří vyšší vrstvu porostu, nižší vrstvu tvoří trsnaté úzkolisté traviny - *Festuca rupicola*, *Festuca valesiaca*, *Carex humilis* a *Koeleria macrantha* a teplomilné a suchomilné byliny. Stanoviště jsou charakteristická výslunnými svahy s mělkými i středně hlubokými půdami typu ranker, rendzina a pararendzina (Chytrý 2006). Mezofilní stepní trávníky *Stipetum tirsae* Meusel 1938 jsou tvořeny zapojenými i rozvolněnými porosty s dominantním *Stipa tirsae*, který doprovázejí mezofilní druhy suchých trávníků *Brachypodium pinnatum*, *Festuca rupicola*, *Fragaria viridis* a *Salvia pratensis*, ale také druhy suchomilnější *Koeleria macrantha*. Většina porostů je druhově spíše chudší vyskytující se na vlhčích hlubších půdách mírnějších svahů, svahových úpatí nebo rovin, výjimečně na menších plochách na skalnatých svazích (Chytrý 2006).

Tab. 1: Formální definice vybraných asociací svazu *Festucion valesiaca* (Chytrý 2006)

asociace	formální definice
<i>Festuco valesiaca</i> - <i>Stipetum capillatae</i>	<i>Festuca valesiaca</i> pokr. > 25 % OR <i>Stipa capillata</i> pokr. > 25 %) AND (skup. <i>Potentilla arenaria</i> OR skup. <i>Stipa capillata</i>) NOT skup. <i>Jasione montana</i> NOT skup. <i>Lactuca perennis</i> NOT <i>Stipa tirsae</i> pokr. > 25 %
<i>Erysimo crepidifolii</i> - <i>Festucetum valesiaca</i>	<i>Festuca valesiaca</i> pokr. > 5 % AND skup. <i>Lactuca perennis</i> AND (skup. <i>Potentilla arenaria</i> OR skup. <i>Stipa capillata</i>)
<i>Festuco rupicolae</i> - <i>Caricetum humilis</i>	<i>Carex humilis</i> pokr. > 25 % OR <i>Festuca rupicola</i> pokr. > 25 %) AND skup. <i>Potentilla arenaria</i> NOT skup. <i>Arrhenatherum elatius</i> NOT skup. <i>Brachypodium pinnatum</i> NOT skup. <i>Festuca pallens</i> NOT skup. <i>Inula ensifolia</i> NOT skup. <i>Jasione montana</i> NOT skup. <i>Phleum phleoides</i> NOT skup. <i>Trifolium arvense</i> NOT <i>Festuca valesiaca</i> pokr. > 25 %
<i>Koeleria macranthae</i> - <i>Stipetum joannis</i>	<i>Stipa pennata</i> pokr. > 25 % OR <i>Stipa pulcherrima</i> pokr. > 25 % OR <i>Stipa smirnovii</i> pokr. > 25 % OR <i>Stipa zalesskii</i> pokr. > 25 %
<i>Stipetum tirsae</i>	<i>Stipa tirsae</i> pokr. > 25 % NOT skup. <i>Trifolium rubens</i>

Subkontinentální širokolisté trávníky svazu *Cirsio-Brachypodion pinnatti* Hadač et Klika ex Klika 1951 byly v minulosti řazeny pod svaz *Bromion erecti*. Dnes se však vůči němu vyhraňují na základě své kontinentality. Dominantním druhem je u nás nejčastěji *Brachypodium pinnatum*, zatímco v západní části střední Evropy se často jako dominanta uplatňuje také *Bromus erectus* (Chytrý 2006). Dominance těchto druhů závisí na způsobu obhospodařování: pastva podporuje šíření *Brachypodium*, zatímco seč vede zpravidla ke vzrůstu pokryvnosti *Bromus* (Ellenberg 1996).

Širokolisté trávníky svazu *Cirsio-Brachypodium pinnati* reprezentuje v lokalitě pouze jedna asociace ze 4 rozlišovaných v ČR.

Asociace válečkových trávníků teplých oblastí *Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnati* Klika 1933 zahrnuje druhově bohatší trávníky s dominancí *Brachypodium pinnatum*, vzácněji *Carex humilis*, *Festuca rupicola* a *Bromus erectus*, přítomností pastevních druhů *Cirsium acaule*, *Leontodon hispidus* a *Ononis spinosa* a druhů indikujících těžší vápnité půdy *Carex flacca* a *Linum catharticum*. Trávníky zpravidla osídlují mírnější jižně orientované svahy v nížinách a pahorkatinách, v nejteplejších oblastech jsou svahy orientovány i na jiné světové strany včetně severu. Půdním typem stanoviště jsou pararendziny, tedy středně hluboké až hluboké půdy s vyšším obsahem vápníku. Rozlišujeme 3 varianty asociace podle dominant *Carex humilis*, *Arrhenatherum elatius* s.l. a *Bromus erectus* (Chytrý 2006).

3. 6. Faktory ohrožující xerothermní trávníky

Xerothermní trávníky jsou v České republice častým předmětem zákonné ochrany v řadě maloplošných i velkoplošných chráněných území (např. CHKO České středohoří, CHKO Český kras, atd.). Degradaci těchto trávníků se státní správa snaží zabránit tvorbou a plněním plánů péče pro chráněná území. Degradaci trávníků rozumíme (i) pokles jejich celkové plochy a (ii) snížení jejich druhové rozmanitosti (Petříček 1999).

Existenci a stabilitu teplomilných trávníků v krajině v současnosti nejvíce ohrožuje změna využívání krajiny (*land use*), zejména útlum tradičního hospodaření (pastva, kosení, vypalování), který nastal v druhé polovině 20. století (Zhang 1998, Petříček 1999, Pivnicková 2003, Cingolani et al. 2003, Dostálek et Frantík 2008, Pakeman et Nolan 2009). Vlivem útlumu hospodaření může v suchých trávnících dojít k odblokování sukcesního procesu a unikátní travní porosty se tak postupně mění na keřová společenstva (Ložek 1971, Ellenberg 1988). Shodné důsledky jako vyloučení managementu může mít i změna jeho intenzity a načasování (Díaz et al. 2007). Obecně lze konstatovat, že zarůstání trávníků není ohrožujícím faktorem pro stanoviště primární vegetace asociací *Festuco valesiacaе-Stipetum capillatae*, *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacaе a Koelerio macranthae-Stipetum joannis*, která se zachovala na strmějších jižně orientovaných svazích v nejsušších oblastech. Nicméně asociace *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacaе a Koelerio macranthae-Stipetum joannis* se rozšířily i na sekundární stanoviště, která po upuštění od tradičního managementu zvolna zarůstají hustými porosty keřů zejména *Prunus spinosa* (Chytrý 2006). Sekundární vegetaci, vzniklou nejčastěji na místě původních teplomilných doubrav, asociace *Festuco rupicolaе-Caricetum humilis* a *Stipetum tirsae* svazu *Festucion valesiacaе* a vegetace svazu *Cirsio-Brachypodium pinnati*, ohrožuje zarůstání keři silně na všech jejích stanovištích (Chytrý 2006). Původ trávníků, a z něj vyplývající rozdílná náchylnost k zarůstání širokolistými bylinami a

keřovými společenstvy, by proto měl být zohledněn při návrhu vhodných ochranných opatření v jejich lokalitách.

Problematika pastvy a vliv její absence na složení a strukturu vegetace suchých trávníků je námětem řady vědeckých prací (např. Krahulec et al. 2001, Šlechtová 2008, Vona et al. 2008, Harrington et Kathol 2009). Cílem je zjistit přímé důsledky pastvy na biomasu trávníků a jejich druhové složení, vliv na pedologické podmínky, ale i obecné zákonitosti pastevního hospodaření např. selektivita pastvy jednotlivých druhů zvířat, rozdíly v intenzitě pastvy a vliv odlišného druhového složení paseného stáda, atd. Pastva ovlivňuje strukturu vegetace přímo selektivním odstraňováním jedinců rostlin i jejich částí a nepřímo ovlivňováním konkurenceschopnosti dominantních druhů travin (Kohyani et al. 2008). Absence pastvy omezuje generativní rozmnožování řady rostlinných druhů - sešlapem se otevírají volné meziprostory ve vegetaci (Petříček 1999) a pasená zvířata působí jako vektor pro šíření diaspor rostlinných druhů endozoochorně i epizoochorně (Bruun et Fitzboger 2002). Při absenci pastvy v humidnějších podmínkách akumulovaná stařina přispívá nárůstu úživnosti půd (Smolíková 1982).

Příliš intenzivní pastva, která neodpovídá produktivitě biomasy stanoviště, může být naopak příčinou degradace trávníků stejně jako nevhodná skladba stáda pasených zvířat (Matějková et al. 2003). Příkladem nevhodného zavedení intenzivní pastvy je přeměna vzácných vřesovišť ve Velké Británii na travinná společenstva s *Molinia caerulea* (Pakeman et Nolan 2009). Podobné degradační důsledky může mít i přemnožení divoké zvěře v podmínkách České republiky. Intenzivní management pastvy a seči není vhodný zejména pro vegetaci asociace *Koelerio macranthae-Stipetum joannis*, kde intenzivnější pastva pravděpodobně vede k přeměně v porosty asociace *Festuco valesiacae-Stipetum capillatae* (Chytrý 2006).

Obecně uznávanými doporučenými opatřeními pro zachování suchých trávníků je pravidelné odstraňování dřevin a biomasy trav a bylin, otevření meziprostorů uvnitř porostu a zvýšení početnosti populací konkurenčně slabých druhů (Petříček 1999). Značnou část těchto opatření lze realizovat právě znovuzavedením pastevního managementu (Pivničková 2003).

Pokles druhové diversity může být zapříčiněn mnoha dalšími faktory jako izolací lokality v rámci fragmentované krajiny (Tikka et al. 2001, Bruun et Fitzboger 2002), změnami klimatu v globálním a hlavně lokálním měřítku (změna teplotního režimu, množství a distribuce srážek nebo povětrnostních podmínek), které mohou být v mnohém podobné důsledkům útlumu hospodaření (zarůstání keří, atd.).

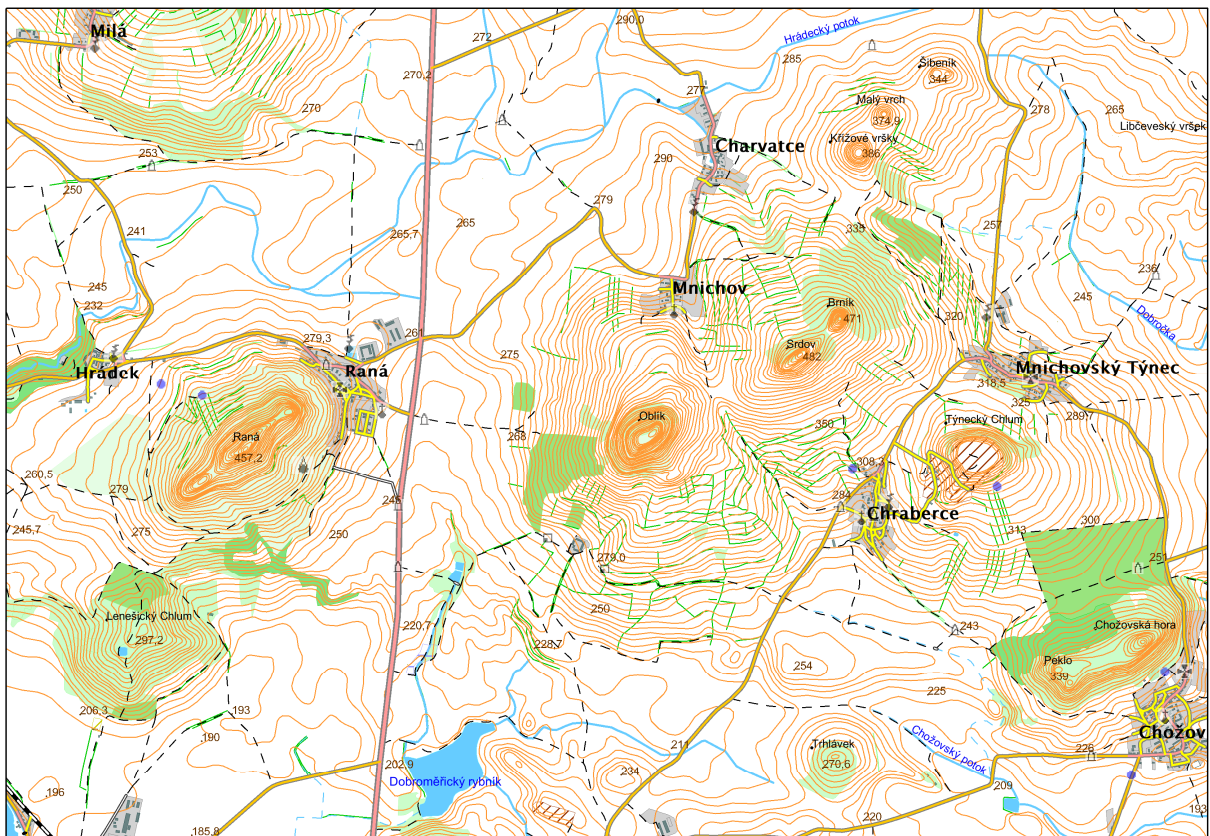
Nepřímo člověk působí na degradaci trávníků také znečištěním životního prostředí (zvýšená koncentrace sloučenin dusíku a síry ve vzduchu, eutrofizace vlivem nadměrného používání umělých hnojiv), které může vést k zarůstání trávníků konkurenčně silnými travami, např. *Arrhenatherum*

elatius s. l., *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Calamagrostis epigejos* (Petříček 1999). Příkladem vlivu emisí dusíku je konverze britských vřesovišť na trávníky s dominancí *Molinia caerulea* (Bobbink et al. 1998). Přímý vliv člověka na vegetaci suchých trávníků je spojen s turismem – sešlap, odpadky, ničení vegetace tzv. „zahrádkáři“, využívání neoficiálních přístupových cest (eroze). Lokální význam má také výsadba nevhodných či exotických druhů (např. *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Robinia pseudacacia*) v minulosti (Meiners et Pickett 1999, Petříček 1999). Zánik lokality například těžbou čediče či vápence nebo zastavěním rekreačními zařízeními, dnes představují snad již jen potenciální hrozbu díky zákonné ochraně řady lokalit suchých trávníků (Chytrý 2006, Petříček 1999).

4. Metodika

4.1. NPR Oblík - charakteristika studovaného území

Vrch Oblík je nachází v jihozápadní části Chráněné krajinné oblasti České středohoří, přesněji 7 km severovýchodně od města Louny. Území lze vymezit geografickými souřadnicemi 50° 24' 30'' až 50° 24' 00'' s. š. a 13° 48' 20'' až 13° 48' 00'' v. d. NPR Oblík správně spadá do katastru obcí Mnichov a Raná (Rydlo 1973). Národní přírodní rezervace Oblík byla vyhlášena 18. 11. 1967 v plošné velikosti 20,20 ha a předmětem ochrany je zde geobiocenóza lounského středohoří na čedičovém kopci (Vyhlášovací listina Ministerstva kultury a informací 1967). V roce 2005 byl vrch Oblík spolu se Srdovem a Brníkem (Obr. 1) zařazen do systému Natura 2000 jako Evropsky významná lokalita pod kódem CZ0424039 (335 ha) (Příloha k nařízení Vlády ČR 2005). Pro vegetační vědce je území NPR Oblík zajímavé teplomilnými stepními společenstvy a společenstvy sutí s vázaným výskytem druhů, které jsou v rámci státu prohlášeny za kriticky nebo silně ohrožené.



Obr. 1: Mapa širšího okolí NPR Oblík, měřítko 1:50 000.

4. 1. 1. Geologické a pedologické poměry

České středohoří vzniklo jako odezva alpínských horotvorných procesů před přibližně 20ti miliony lety a je spolu s Doupovskými horami součástí česko-slezského vulkanického oblouku, který začíná západně od Chebu a končí u Těšína v Polsku (Petránek 1993). Geomorfologicky specifické kopce Českého středohoří vznikly vypreparováním podpovrchových těles čedičových a trachytických hornin intenzivní erozní činností v průběhu čtvrtohor. V chladných obdobích čtvrtohor tvar kopců formovalo intenzivní mrazové zvětrávání, jež vytvořilo na příkrých svazích některých kopců kamenitou a blokovou suť (Březinová 1975).

Vrch Oblík je nejvyšším vrchem Chožovského středohoří, které spadá do geomorfologického podcelku Milešovské středohoří (Culek et al. 1996). Oblík má podobu komolého kužele protáhlého ve východo - západním směru s nejvyšším bodem 509,25 m n. m.. Relativní převýšení vůči okolní krajině je 330 m. Reliéf svahů je zvlněný, tvořený četnými žlebovitými zářezy a vystupujícími hřebínky vertikálního uspořádání. Úklony svahů jsou průměrně 30°, nejprudší je východní svah. Horní třetina svahů je skalkovitá, západní a jihozápadní úpatí je charakteristické četnými balvanovitými sutěmi nevelkých rozsahů (Březinová 1975). Masa Oblíku je tvořena nefelinickým bazanitem, druhem alkalického bazaltu s jemnozrnnou šedočernou strukturou složenou převážně z plagioklasů a pyroxenů bohatých na vápník (Petránek 1993), blíží se svými vlastnostmi spíše vápencům než silikátům (Klimešová 1973).

Vznik a vývoj půd na Oblíku není jen výsledkem zvětrávání geologického podloží, ale také mikroklimatických podmínek i historického způsobu obhospodaření území NPR. Odlišné mikroklimatické podmínky na jednotlivých svazích kopce způsobily, že se půdní typy na jeho svazích výrazně liší. Západní a jižní svah jsou pokryty mělkou pararendzinou s občasnými kameny, skalkami a vysokým stupněm skeletovitosti (Březinová 1973). Severní svah je zazemněnou kamenitou sutí (Slavíková et al. 1983), půdním typem je zde eutrofní hnědozem a šedá lesní půda (Březinová 1973). Poměrně hluboká půda typu eutrofního rankeru s naznačeným vývojem ke hnědozemí se nachází na východním svahu kopce (Slavíková et al. 1983). Jde o část území bez skalek a suti, kde je díky povětrnostním podmínkám distribuováno více srážek, což má vliv i na nižší obsah vápníku. Vrcholovou plošinu pokrývá mulový ranker s až 40 cm silným A-horizontem (Slavíková et al. 1983). Na úpatí kopce nacházíme parahnědozem na spraši, která nasvědčuje, že v minulosti zde mohl růst zapojený les (Suchara 1974) patřící k teplomilným doubravám (Neuhäuslová et al. 2001).

4. 1. 2. Klimatické poměry

NPR Oblík spadá do mírně teplé klimatické oblasti, do okrsku suchého s mírnou zimou (Vesecký et al. 1958). Západní část CHKO České středohoří leží ve srážkovém stínu Krušných hor, a proto srážky na území NPR Oblík nepřesahují 500 mm/rok (klimatická stanice Lenešice) (Březinová 1973). Srážkově nejbohatším měsícem je červenec, kdy spadne nejvíce vody v intenzivních bouřkových lijácích. V zimním období způsobuje nízká sněhová pokrývka promrzání půdy do hloubky a na jaře je sníh významným zdrojem vody pro klíčící semena rostlin.

Moravec (1970) řadí Lounské středohoří k nejaridnějšímu klimatu na území bývalé ČSSR. Nejteplejším měsícem je červenec s průměrnou teplotou 18,8 °C (klimatická stanice Lenešice). Průměrné lednové teploty se na většině území CHKO pohybují mezi - 1 až - 2 °C. Celkový roční teplotní průměr je 8,6°C (Březinová 1973). Denní teplotní amplituda je malá díky poměrně vyšším nočním teplotám, což odporuje představě o kontinentalitě lokálního klimatu. Vysvětlení může poskytnout čedičový materiál kopce, který má vysokou záhřevnost, která může v mělkých skeletovitých půdách pararendzin a rankerů výrazně ovlivnit noční teploty. Klimatickými měřeními byla potvrzena ve výšce 440 - 460 m n. m. teplá svahová zóna (Slavíková et al. 1983), v této zóně je nejextrémnější mikroklima, nejnižší absolutní vlhkost půdy i nejmenší pokrývnost vegetace.

V 70. letech byla porovnána klimatická měření stanice v Lenešicích (181 m n. m.), referenční stanice na poli (250 m n. m.) s měřeními na hlavních světových stranách Oblíku na horizontále ve výšce 460 m n. m. Teploty na svazích Oblíku byly v zimním období nižší a v letním období vyšší ve svých maximech i průměru než v Lenešicích a na referenční stanici (Slavíková et al. 1983). Výparnost vody proti údajům z polní stanice byla na Oblíku vyšší, relativní vzdušná vlhkost byla oproti poli nižší, množství srážek na vrstevnici i jednotlivých spádnících byly o 30 % až 50 % nižší než v Lenešicích. Na Oblíku byla zjištěna větší intenzita větru přicházejícího ze západu a severozápadu v zimním i letním období. Předpokládá se i přítomnost fénového efektu jako příčiny nejteplejšího klimatu na jihozápadním svahu. Specifickým efektem pro Oblík je komínovité působení na vzdušné vrstvy volné atmosféry nad vrcholem kopce v poledních hodinách, které je pravděpodobnou příčinou nízkých srážek. Potenciální ozářenost dosahuje díky velkým sklonům 30-40° jižních svahů až 135 % ozářenosti roviny (Slavíková et al. 1983).

Velké mikroklimatické rozdíly byly nalezeny i mezi jednotlivými svahy Oblíku. Extrémní jihozápadní svah má největší výpar, nejvyšší intenzitu větru, nejvyšší letní a nejnižší zimní teploty. Na velmi mělký A horizont v pararendzině má velký vliv větrná eroze. Vlastnosti jihozápadního svahu platí pravděpodobně pro kuželovité kopce obecně (Slavíková et al. 1983). Jižní svah se vyznačuje nejvyššími teplotními maximy a má nízkou půdní vlhkost. Západní svah má méně srážek než východní a jen nepatrně užší teploty než svah jižní, což může být vysvětleno velkým množstvím

vystupující matečné horniny čediče. Východní svah má proti západnímu nižší teploty vzduchu i půdy vyjma dopoledních hodin, je teplotně vyrovnanější během dne, je zde i nižší suma výparu a potenciální přímé sluneční ozáření než na západě. Severní svah je nejvlhčí a nejchladnější, pokrývá ho lesní porost, který mírní denní teplotní amplitudu a zvyšuje vlhkost vzduchu. Vrcholová plošina obsahuje nejvíce vody v půdě a obdrží větší množství srážek (Slavíková et al. 1983).

Pro odlišné klimatické i pedologické charakteristiky jednotlivých svahů světových stran se stal Oblík modelovým místem ke zkoumání vlivu světových stran a jimi určených parametrů prostředí na vegetaci (Slavíková et al. 1983).

4. 1. 3. Botanický výzkum v minulosti a dnes

I přes svou botanickou význačnost byl Oblík dlouhou dobu botaniky opomíjen. Nejstarší údaj o nelesním charakteru kopce (i přes pokusy o zalesnění) pochází z materiálů lounského archivu z 16. století (Březinová 1973). První stručný odborný floristický popis Oblíku nacházíme u Stumpfa, který zde lokalizuje druhy *Carlina acaulis*, *Chamaecytisus supinus*, *Polygala chamaebuxus*, *Arnica montana*, *Jasione montana*, *Genista germanica* a *Carex sp.* (Stumpf 1787). Až Velenovský (1885) upozornil na existenci pravých stepí Lounských vrchů a provedl jejich floristický i fytogeografický průzkum. Objevil zde dosud v Čechách neznámé druhy *Marrubium creticum*, *Linum austriacum*, *Stipa tirsia* a další. Územím NPR Oblík se zabývá i Domin (1904), který zde nachází silné zastoupení pontických elementů flóry, velmi slabý element střeoevropský a slabý prealpínský element. Poukazuje také na problematiku pastvy pojmem „ovčí stráně“, kde je kromě hlaváčků všechna vegetace spasena. Autor uvádí na Oblíku rozsáhlou step s velkým množstvím kavyků a teplomilných druhů. Ve 30. letech se území věnují Klika (1930) a Klečka a Fabian (1934). Již Moravec (1970) upozorňuje na spontánní zmlazování *Fraxinus excelsior* na jižním úpatí a přilehlých kamenitých mezích pod Oblíkem a doporučuje založit dlouhodobý pokus pro zjištění, zda by k zarůstání došlo i na hlinitějších půdách kavykových porostů. Pokus je navržen formou oplocení části území, aby se zabránilo pastvě, popřípadě doséváním části dřevin v pokusné ploše, bohužel tento pokus nebyl nikdy založen. Martinovský (1967) uvádí podrobný popis vegetace Oblíku a označuje jej Perlou české stepní květeny, apeluje na nutnost ochrany tohoto výjimečného území.

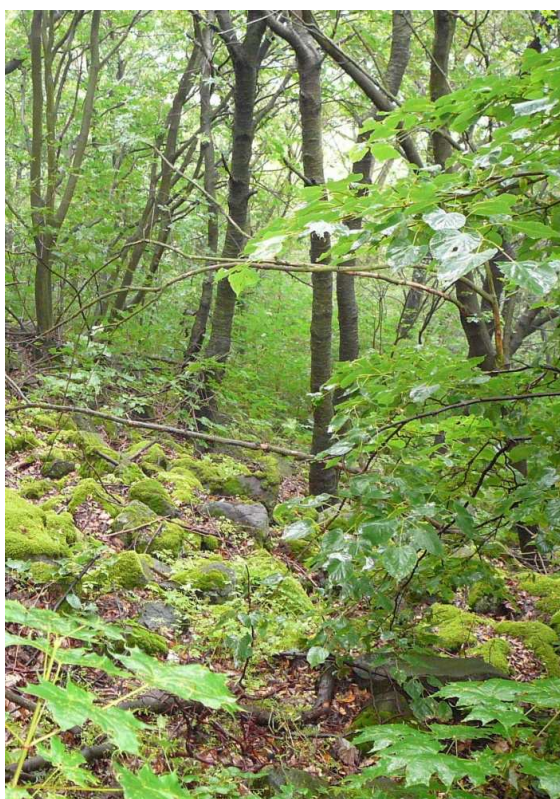
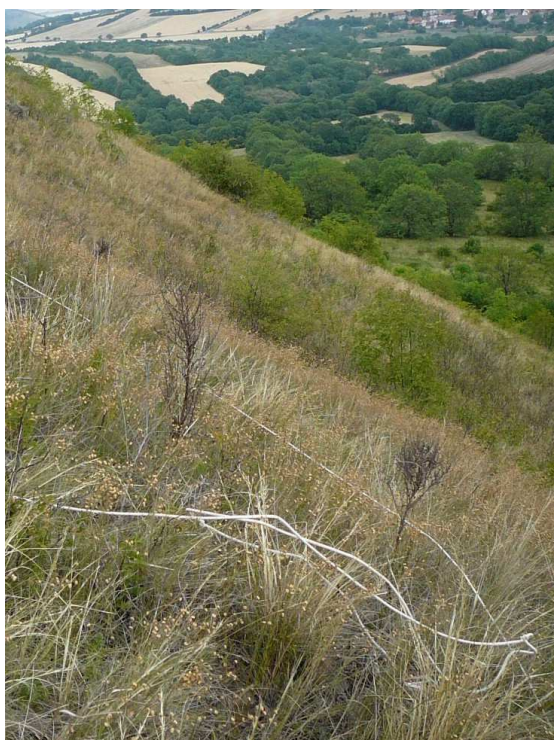
Kuželovitý tvar vrchu Oblíku a jeho umístění izolovaně v rovinaté a bezlesé krajině se jevil jako ideální modelový objekt pro stanovení diversity a distribuce ekotopů v závislosti na jednotlivých expozicích k světovým stranám a dalších s nimi spojených ekologických faktorů (Slavíková et al. 1983). Proto bylo v sérii diplomových prací ze 70. let zpracováno téma fenologie stepní vegetace (Březinová 1973), sukcese keřových společenstev (Suchara 1974), půdních vlhkostních poměrů (Rydlo 1973), režimu dusíku v půdě (Klimešová 1973) a karpobiologie jednotlivých druhů kavyků (Molíková 1973). Slavíková et al. (1983) shrnuli výsledky těchto prací

v rozsáhlé monografii o Oblíku v rámci edice Vegetace ČSSR, jíž obecným závěrem je vysvětlení diferenciací ekotopů svahů rozdílnou radiačně-energetickou bilancí ve vztahu k orientaci ke světovým stranám a hloubkou půdního profilu (Obr. 2).

Neuhäuslová et al. (2001) mapovali potenciální přírodní vegetaci vrchu Oblík jako perialpínské bazifilní teplomilné doubravy svazu *Quercion pubescenti-petrae*. Hrachorová doubrava *Lathyro versicoloris-Quercetum pubescentis* je charakteristická výskytem *Quercus pubescens* a teplomilných lemových druhů třídy *Trifolio-Geranietea*, druhů teplomilných trávníků svazu *Festucion valesiaca* a výskytem výrazně teplomilných lesních druhů (*Lathyrus pannonicus*, *Arabis pauciflora*) (Neuhäuslová et al. 2001). Výskyt *Quercus pubescens* v území byl zaznamenán pouze Prokešem v roce 1913, tento nález však není ověřitelný, protože k němu neexistuje herbářová položka (Kubát 2005). Hrachorová doubrava se vyskytuje vzácně, na živiny bohatých substrátech nížinného až kolinního stupně nejteplejších oblastí, např. v Lounském středohoří. Ekologická charakteristika této doubravy je takřka totožná s popisem stanovišť na Oblíku.

V letech 2004 – 2005 v NPR Oblík probíhal inventarizační botanický průzkum vedený doc. Kubátem (Kubát 2005). Dokumentaci území tvoří i plány péče NPR Oblík, aktuální je z roku 2006 (Plán péče o NPR Oblík 2006). Jako výsledek mapování v letech 2001 - 2002 bylo území spolu s vrchem Srdozem a Brníkem vyhlášeno evropsky významnou lokalitou soustavy NATURA 2000 s cennými xerothermními a subxerothermními společenstvy rostlin a živočichů na výhřevném geologickém podkladu (Příloha k nařízení Vlády ČR 2005). Ve vegetačním krytu Oblíku převládají širokolisté trávničky (T3.4) svazů *Bromion erecti* a *Koelerio-Phleion phleoidis* a úzkolisté suché trávničky (T3.3) svazů *Festucion valesiaca* a *Bromion erecti*. Nad jižním a západním úpatím vlastního kopce se vyskytují suťové lesy (L4) svazu *Tilio-Acerion*, na jižním svahu se místy vyskytují bazifilní vegetace efemér a sukulentů (T6.2) s převahou *Jovibarba globifera* náležící svazu *Alyso alyssoidis-Sedion albi*. Severní svah Oblíku pokrývají středoevropské bazifilní teplomilné doubravy (L6.1) svazu *Quercion pubescenti-petrae*. Místy se zde vyskytují suché bylinné lemy (T4.1) svazu *Geranion sanguinei* (Chytrý et al. 2001).

Předmětem rostlinné druhové ochrany NPR Oblík jsou 4 kriticky ohrožené druhy (C1) *Myosotis stenophylla*, *Orobancha arenaria*, *Stipa smirnovii* a *Stipa zalesskii* a 16 druhů ohrožených druhů (C2) (např. *Adonis vernalis*, *Astragalus excapus*, *Helictrotrichon desertorum ssp. basalticum*, *Lathyrus pannonicus ssp. collinus*, *Muscari tenuiflorum*, *Pulsatilla pratensis ssp. bohémica*, *Stipa dasyphylla*, *Stipa tirsia*, *Viola ambigua*). Z ohrožených druhů (C3) se na lokalitě nachází 41 druhů (např. *Verbascum phoeniceum*, *Centaurea triumfettii*, *Artemisia pontica*, *Erysimum crepidifolium*) (Kubát 2005).



Obr. 2: Vegetace na jednotlivých svazích vrchu Oblík: jih (A), západ (B), sever (C), východ (D).

4. 1. 4. Antropogenní vlivy

Přítomnost člověka je v lounské krajině dokladována již od středního paleolitu na lokalitě Bečov (Fridrich 1972). Aktivně člověk tuto krajinu přetváří přibližně od pozdního paleolitu, tedy 12000 let (Fridrich 1972). Pravděpodobně je i dlouhodobé využívání vrchu Oblík člověkem jakožto přirozené dominanty v krajině. Vrchol Oblíku byl již ve 12. stol. poutním místem. V roce 1126 zde stávala kaplička sv. Jiří, která postupně zanikla, v 16. století byla obnovena, ale dodnes se z ní dochovaly jen málo patrné zbytky zdiva (Březinová 1973). V 16. století byla pravděpodobně na severním úbočí vysazena líska a úpatí bylo využíváno pro vinařství a sadovnictví (Březinová 1973). Na úpatí Oblíku se pěstovaly zejména broskvoně, meruňky, vinná réva i kaštanovníky (Suchara 1974). Rozdíl mikroklimatu umocňovalo velké množství dnes již neexistujících rybníků a pramenů u úpatí kopce (Březinová 1973).

Lounské vrchy a jejich travnatý pokryv byly odnepaměti využívány jako pastviny, nejprve pro divokou zvěř a s příchodem člověka pro jeho hospodářská zvířata. Písemný záznam o extenzivní pastvě ovcí a koz je dokladován od 11. století (Plán péče o NPR Oblík 1999). Ovce a částečně i kozy byly vyháněny od konce dubna do prvního sněhu. Pastva ovcí výrazně ovlivňovala množství biomasy na svazích kopců, ale bránila i šíření některých druhů rostlin například rodu *Stipa* (Molíková 1973). Pastva zároveň bránila i zarůstání stepí keři a náletovými dřevinami a napomáhala šíření druhů *Artemisia pontica*, *Adonis vernalis* a *Elytrigia intermedia* (Slavíková et al. 1983). V 18. století Stumpf (1787) dokládá, že ovčiny v Dobroměřicích a na Rané obhospodařovaly celkem 1000 ovcí. Do 50. let byl Oblík obecní pastvinou, tzn. každý, kdo měl v Lounech a přilehlých vesnicích krávu, kozu nebo ovce, pro ně mohl oblické stráně využívat jako zdroj potravy. Od 50. let do 70. let bylo přes Oblík přeháněno stádo JZD Dobroměřice, které chovalo až 3000 ovcí. Ovce byly přeháněny z Rané, přes Milou a Odolický vrch na Oblík, šlo tedy o velmi intenzivní pastvu mnoha zvířaty v krátkém čase. V 80. letech převládl v české ochraně přírody názor, že jakékoliv zásahy do chráněného území mu škodí, a proto bylo vnikání ovcí na stepní trávníky aktivně bráněno. "Výhodné je zastoupení křovin při úpatí, které znemožňují vnikání ovcí do CHÚ. Jiná zemědělská činnost předmět ochrany nenarušuje." (Kontrolní zprávy území 1987). Po roce 1991 došlo k poklesu množství ovcí na celém území ČR. V roce 1998 se ovce do území NPR Oblík vrátily, pastva nicméně probíhala jen ve spodních partiích chráněného území, tedy zejména na vegetaci širokolistých trávníků. V letech 1998, 1999 a 2000 bylo přepásáno extenzivním způsobem stádo přibližně 40 ovcí. V roce 2001 byla pastva navýšena na 120 ovcí a 15 koz, byla také provedena tzv. oplůtkovým způsobem. Od roku 2002 - 2007 byly spodní partie rezervace paseny stádem ovcí čítajícím od 80 do 150 ovcí chovaných přímo na statku Oblík. Pastva probíhala v území od května do října či listopadu. Všechny údaje o pastvě po roce 1980 se ale netýkají vrcholové části území, ale pouze úpatí kopce (p. Očadlík, majitel a pastevec stáda ovcí, ústní sdělení). V roce 2008, kdy však

v území již nebyla sbírána data o vegetaci, bylo území přepásáno stádem 250-300 ovcí několikrát i přes vrchol. Výzkum změn vegetace je zajímavý právě vzhledem ke dvěma odlišným pojetím managementu území v 70. letech a dnes. Změny vegetace je možné pozorovat i na pohledových fotografiích ze zkoumaných období (Obr. 3 a Obr. 4).

Společně s pastevním managementem byly v minulosti odstraněny také rozsáhlé porosty křovin pro umožnění průchodu ovcí. V roce 1990 byl na východním svahu kopce odstraněn pás keřů o šířce 1 × 60 m, důvodem bylo obnovení elektrického vedení k osvětlení kopce. Mezi lety 1997 - 2000 byly několikrát odstraněny keřové nálety ve spodní části rezervace. Mýcení bylo zaměřeno zejména na druhy *Cornus sanguinea*, *Prunus spinosa*, *Rosa* sp., *Fraxinus excelsior*, *Crataegus* sp. a *Cotoneaster integerrimus*. Odstranění bylo provedeno mechanicky křovinořezem v měsících říjnu a listopadu. V roce 1997 šlo o 5,8 ha zejména na JJZ svahu, v 1998 4 ha na J a JV svahu, 1999 2 ha na J svahu a v třešňovém sadu a v roce 2000 1,5 ha na J svahu. Všechny zásahy jsou opět situovány pouze na úpatí kopce. Keře se do stepních trávníků obvykle šíří v terénních depresích svahů, proto jsou i přednostně káceny. Pás keřů pro studium sukcese byl zkoumán na jihovýchodním svahu, který nebyl těmito zásahy ovlivněn.

V roce 1880 byl na jihovýchodním svahu maloplošně vysazen lesík *Robinia pseudacacia*, který byl poměrně dlouhou dobu neexpanzivní. Údaje o přímých zásazích vedoucích k likvidaci akátu pocházejí z let 1983, 1997, 2003, 2007 a 2008. Likvidace byla prováděna křovinořezem a odklizená biomasa byla pálena či odstraňována. Plochy po řezu byly ošetřeny chemicky herbicidem Roundup. Ošetření tímto způsobem není stoprocentně úspěšné, oproti rozstříku na listy však neničí okolní vegetaci. Plocha akátu je dnes přibližně 1,5 ha. Spolu s *Robinia pseudacacia* byla v posledních dvou letech likvidována i kustovnice cizí *Lycium barbarum*, která tvoří hustý porost ve středu akátu o velikosti cca 10 arů (Kubát 2005).

Významným elementem managementu území v minulosti bylo také vypalování trávníků a keřů. Vypalování probíhalo obvykle na jaře zejména na jižním kvadrantu kopce (od jihozápadu do jihovýchodu). V plánu péče o NPR Oblík (1999) jsou zmíněny nekontrolovatelné požáry vzniklé nahromaděním biomasy, nicméně bližší dokumentaci k nim se nepodařilo objevit. V současnosti je vypalování trávníků zakázáno zákonem č. 33/1985 Sb., o požární ochraně.

Silný vliv na stav vegetace na Oblíku má dodnes lidská činnost v jeho okolí, péče o okolní pole, louky a sady, stejně i užívání polní komunikační sítě. Na Oblík vedou dvě oficiální přístupové cesty: serpentina na jižním svahu a široká cesta lesem na severním svahu a neoficiální erodovaná cesta na západním svahu. Oficiální cesty jsou součástí turistického značení Klubu českých turistů, což souvisí s poměrně vysokou turistickou návštěvností vrcholové plošiny. Vrchol je turisty značně

sešlapován, nitrifikován a poškozováno je i umístěné světelné zařízení. Ráda bych také připomněla využívání kopce v minulosti pro sportovní létání (paragliding).



Obr. 3: Fotografie jihozápadního svahu Oblíku v roce 1972 (vlevo, foto J. Rydlo) a v roce 2008 (vpravo)



Obr. 4: Fotografie východního svahu Oblíku v roce 1972 (vlevo, foto J. Rydlo) a v roce 2008 (vpravo)

4. 2. Terénní sběr dat

4. 2. 1. Trvalé plochy

V 70. letech 20. stol. bylo na vrchu Oblíku vytyčeno 68 měříšť (Březinová 1973). Pojmem měříště je v celé práci míněno místo zaznamenání fytoecologického snímku a odebrání půdních vzorků pro chemické analýzy. Rozmístění měříšť ve zkoumaném území bylo v minulosti zvoleno tak, aby obsáhlo přirozené gradienty prostředí. Pro zkoumání změn prostředí v závislosti na orientaci ke světovým stranám bylo vytyčeno 22 měříšť (A-V) na horizontále v nadmořské výšce 460 m n. m., vzdálenost měříšť na horizontále byla zaměřena pásmem. Tato vrstevnice byla zvolena vzhledem k očekávané teplé svahové zóně (warne Hangzone), která zde byla také měřeními potvrzena (Slavíková et al. 1983). Zóna se vyznačuje extrémním mikroklimatem stanovišť a minimální pokrývností vegetačního krytu.

Pro zachycení vlivu nadmořské výšky na vegetaci byla vyznačena měříště na čtyřech spádnicových transektech (vertikálách) orientovaných k hlavním světovým stranám (Z, J, V, S). Každá vertikála byla rozčleněna po deseti výškových metrech na deset měříšť. Jedno měříště bylo vyznačeno i na vrcholové plošině kopce. Měříště na horizontále byla značena písmeny A-V, měříště na spádnicích byla označena iniciálami orientace ke světovým stranám a číselným indexem udávajícím pořadí měříšť na spádnici ve směru shora dolů, číslo 0 značí vrstevnici 500 m n. m., přičemž snímky s indexem 4 splývají se snímky na horizontále (tj. Z4=A, J4=H, V4=R, S4=T). Měříště na vrcholové plošině je značeno VP. Dále byla vytyčena měříště M1-M10 v porostech dominantních druhů trav. Měříště byla v terénu vyznačena červenou barvou a zakreslena do map.



Obr. 5: Měříště D na Z svahu v roce 1972 (vlevo, foto J. Rydlo) a v roce 2006 (vpravo)

Původní měřiště jsme lokalizovali spolu s J. Březinovou - Štolcovou, J. Rydlem a I. Sucharou, tj. zpracovateli diplomových prací, které byly použity jako primární zdroj dat pro srovnávací analýzu (Březinová 1973, Rydlo 1973, Suchara 1974). Lokalizace byla provedena pomocí zbytků barevného značení, dobových fotografií, výškoměru a buzoly (Obr 5.).

Pro účely diplomové práce pracuji pouze s 48 původními měřišti (Obr. 6). Důvodem je (i) zaměření práce na nelesní vegetaci (vyloučení S1 - S9), (ii) obtížná lokalizace původních měřišť v dominantních porostech trav (vyloučení M1 - M10) a (iii) malá výpovědní hodnota jednoho měřiště o změnách na vrcholovém plató kopce (vyloučení VP).



Obr. 6: Schéma 48 měřišť a JV transektu keřů v roce 2007, měřítko 1: 4 800.

4. 2. 2. Fytocenologické snímkování

Fytocenologické snímkování jsem prováděla na 48 lokalizovaných trvalých plochách (Obr. 6). Zaznamenáno bylo 48 fytocenologických snímků, konkrétně 21 snímků na horizontále (A - S, U, V) a po deseti snímcích na každé ze tří vertikál (3 × 10 snímků). Přičemž snímky vertikál s indexem 4 splývají se snímky A, H, R na horizontále. Metodika snímkování byla totožná s původním fytocenologickým snímkováním (Březinová 1973). Autory původních fytocenologických snímků jsou Březinová, Klimešová, Molíková a Rydlo (Březinová 1973). U všech současných snímků bylo zaznamenáno datum záznamu snímku, autor, orientace a sklon svahu, relativní pokryvnost kamenů ve snímku (%). Původní nadmořská výška byla zpřesněna a nově doplněna o přesnou geografickou pozici pomocí přístroje GPS (*Global Positioning System*) v levém spodním rohu snímkaného čtverce.

Snímky byly zhotoveny ve dnech 30. 5., 31. 5., 4. 6., 21. 6. a 22. 6. 2007. Původní termíny snímkování (13. 7., 15. 7., 26. 7., 27. 7., 9. 9. a 22. 9.) z roku 1972 nebylo možné dodržet vzhledem k určité fenologické fázi vegetace potřebné pro přesnou determinaci rostlinných druhů (zejména *Stipa sp.* atd.). Pokryvnosti rostlinných druhů byly hodnoceny kombinovanou sedmičlennou Braun - Blanquetovou stupnicí abundance a dominance (r, +, 1, 2, 3, 4, 5) ve shodě s původní metodikou (Březinová 1973). Ve snímkané vegetaci byla rozlišena vegetační patra dle následujících kritérií: patro stromové E₃ (>5 m), keřové E₂ (1-5 m), bylinné E₁ (<1 m) a mechové E₀ patro. Ve shodě s původními fytocenologickými daty byli řazeni do keřového patra i mladí jedinci dřevin menší než 1m (Březinová 1973). Pokryvnost vegetačních pater byla zaznamenána v procentech vyjma mechového patra, jež bylo zaznamenáno pouze jako absence/presence (0/1). Plocha snímků byla vždy 16 m².

U nově zapsaných snímků byla použita botanická nomenklatura dle Klíče ke květeně ČR (Kubát et al. 2002) a pro potřeby dalších analýz byla touto nahrazena i botanická nomenklatura původních fytocenologických snímků dle Dostála (1954).

4. 2. 3. Záznam transektu keřů

Pro posouzení rychlosti postupu sukcese do budoucna byly v roce 1973 ve vertikálním a horizontálním transektu zaznamenány počty jednotlivých druhů dřevin a nedestruktivní metodou zjištěna jejich biomasa (Suchara 1974).

Vertikální pás se nachází na jihovýchodním svahu (225°) (Obr. 6). Pás má šířku 10 m a délku 240 m, shora dolů je členěn po 20 vzdálenostních metrech na dvanáct zkoumaných plošek. Ploška č. 1 se nachází v nadmořské výšce 500 m. n. m., ploška č. 12 v nadmořské výšce přibližně 425 m. n.

m.. Ve zkoumaných ploškách vertikálního pásu byla zaznamenána druhová skladba keřů a spočteno množství jednotlivých druhů keřů. Údaj o počtu keřů byl použit pouze pro výpočet průměrné tloušťky keřových „jedinců“, protože vzhledem k převažujícímu klonálnímu růstu dominantních keřů (*Rosa* sp., *Prunus spinosa*) nevypovídá o počtu jedinců keřů. Druhou měřenou veličinou byl průměr kmínků keřů ve 20 cm nad zemí, který byl použit jako zástupná hodnota pro skutečnou biomasu keřů. Tato metoda nedestruktivního zjištění biomasy je použita v práci Suchary (1974). Pro součet průměrů kmínků jednotlivých druhů na zkoumaných ploškách je používán zástupný termín „biomasa“. Technicky byly průměry měřeny analogovým posuvným měřítkem, pro některé polykormony *Prunus spinosa* a *Rosa* sp. byl proveden kvalifikovaný odhad. Data z pásu keřů byla sebrána v září 2007. Podrobnější analýza byla provedena pro dominantní dřeviny, tj. dřeviny s biomasou nad 1 800 mm a vyskytující se v obou zkoumaných letech - *Prunus spinosa*, *Rosa* sp., *Crataegus* sp. a *Fraxinus excelsior*.

Horizontální transekt přiléhá svou svrchní stranou k vyznačené horizontále v nadmořské výšce 460 m n. m. (šířka 20 m a délka 600 m) (Suchara 1974). Tento pás nebyl vzhledem k náročnosti terénních prací a časovým možnostem odečten.

4. 2. 4. Odběr půdních vzorků

Pro potřeby chemických analýz obsahu významných prvků jsem 17. 9. 2006 odebrala na měřišťích půdní vzorky. Termín odběru vzorků byl totožný s datem sběru vzorků v roce 1972 vzhledem k proměnlivému obsahu prvků v průběhu vegetační sezóny. Vzorky půdního A-horizontu jsem odebrala na všech 48 měřišťích v hloubce 0 – 10 cm. Směsný půdní vzorek cca 1 kg čerstvé zeminy pro analýzu pocházel z pěti vždy shodných bodů každého měřiště a byl zhomogenizován (Klimešová 1973, Studničková 1976). Půdní vzorky jsem sušila na vzduchu a přesela na jemnozem (<2 mm).

Aktivní a výměnnou půdní reakci, obsah oxidovatelného uhlíku, obsah celkového dusíku a vzájemný poměr C/N jsem u všech 48 vzorků zjišťovala v laboratoři Katedry botaniky Přírodovědecké fakulty UK. Dvanáct vzorků (specifikovány dále) bylo zasláno do Analytické laboratoře Botanického ústavu AVČR v Průhonicích pro zjištění obsahu draslíku a vápníku. Obsah všech prvků byl stanoven pouze jedenkrát.

Pro srovnání obsahu prvků mezi lety 1972 a 2006 bylo možné použít pouze údaje ze 12 měřišť (Z1, Z4, Z6, J1, J4, J6, V1, V4, V6, E, F, V). Důvodem takto omezeného množství byl nedostatek dostupných historických dat. Dvanáct zástupců měřišť bylo v minulosti zvoleno tak, aby po třech měřišťích representovalo různé orientace svahů v různých nadmořských výškách, měřiště E je

v žlebu a F na hřebítku (geomorfologické útvary charakteristické pro svahy Oblíku), měřiště V v lemovém společenstvu lesa (Klimešová 1973).

Všechny kroky použité metodiky půdních chemických analýz, včetně sběru vzorků, jsou ve shodě s metodikou původní práce (Klimešová 1973).

4. 3. Chemické analýzy půdních vzorků

Důvodem, proč vypisuji celý metodický postup pro standardní chemické metody, je možnost jejich přesného zopakování včetně dodržení shodných poměrů směsí a roztoků v obdobně koncipované studii v budoucnosti.

4. 3. 1. Stanovení aktivní a výměnné půdní reakce

Aktivní půdní reakce ($\text{pH}_{\text{H}_2\text{O}}$) jsem stanovila ve vodném výluhu, který jsem připravila navážením 10 g jemnozeme, doplnila 50 ml redestilované vody a třepala 10 minut na třepačce (Kubíková 1971). Po zfiltrování jsem měřila ve filtrátu hodnoty pH kombinovanou elektrodou WTW: typ SenTix 41 s gelovým elektrolytem a zaznamenala laboratorním ionometrem WTW: inolab pH/ion Level 2 s vestavěnou tiskárnou.

Výměnnou půdní reakci (pH_{KCl}) jsem stanovila v půdním extraktu, který jsem připravila navážením 10 g jemnozeme, přidáním 50 ml 0,1 M KCl, třepáním suspenze 30 minut na třepačce a zfiltrování (Kubíková 1971). Po zfiltrování jsem měřila ve filtrátu hodnoty pH kombinovanou elektrodou WTW: typ SenTix 41 s gelovým elektrolytem a zaznamenala laboratorním ionometrem WTW: inolab pH/ion Level 2 s vestavěnou tiskárnou. Hodnotu pH jsem stanovila při 20°C. Kalibrace elektrody před měřením byla provedena na ředěné roztoky komerčně vyráběných pufrů (SEVAK pH 4,01 a pH 7, 0).

Použitá metodika pro stanovení aktivní i výměnné půdní reakce (Kubíková 1971) je shodná s metodikou použitou pro chemické analýzy v 70. letech 20. století.

4. 3. 2. Stanovení obsahu celkového dusíku

Obsah celkového dusíku jsem stanovila destilačně dle Kjeldahla po rozložení vzorku na mokré cestě (Berka et al. 1985). Do kjeldahlizační baňky jsem přesně navážila okolo 1g rozetřené jemnozeme, přidala 5,5 g směšného katalyzátoru (1:5 $\text{CuSO}_4 \cdot 5\text{H}_2\text{O}$: K_2SO_4) a 10 ml koncentrované H_2SO_4 . Směs jsem následující den zahřívala v topných hnízdech do vyčeření. Takto mineralizovaný vzorek jsem kvantitativně převedla demineralizovanou (deionizovanou) vodou do odměrných baněk a doplnila na 250 ml. Z takto připraveného vzorku jsem odpipetovala 50 ml do destilační baňky, kterou jsem upevnila do destilační jednotky BÜCHI K-314. Do předlohy jímající produkt destilace

jsem napipetovala 5 ml nasyceného roztoku kyseliny trihydroborité (H_3BO_3), přidala 5 kapek methylčerveně a 20 ml destilované vody. Ke vzorku jsem nadávkovala 40 ml 33% roztoku NaOH k uvolnění amoniaku. Po destilaci amoniaku vodní parou (standardní čas destilace 3,5 min.) byl amoniak kvantitativně převeden a zachycen v kyselině borité za vzniku amoboritého komplexu. Množství komplexu jsem zjistila titrací 0,1M HCl do přechodu žluté barvy indikátoru na růžovou-oranžovou. Zjistila jsem spotřebu 0,1M HCl pro jednotlivé vzorky a slepé pokusy. Dle následujícího vzorce jsem spočetla hodnoty celkového obsahu dusíku v procentech.

$$\text{Výpočet obsahu dusíku: } N (\%) = \{ (a - b) * 5 * 1,4 * 100 * d \} / (c * 1000)$$

1,4 = 1 ml 0,1M HCl odpovídá obsahu 1,4 g N v amoboritém komplexu; 5 = byla použita 1/5 vzorku (250/50); 100 = převedení na procenta; 1000 = převedení mg N na g; a= spotřeba 0,1M HCl na vzorek (ml), b= spotřeba 0,1M HCl na blank (ml); c= navážka jemnozemě (g); d= koncentrace H_3BO_3 (mol/l)

Použitá metodika pro stanovení obsahu celkového dusíku dle Kjedahla (Berka et al. 1985) odpovídá metodice použité pro chemické analýzy v 70. letech 20. století (Studničková 1976).

4. 3. 3. Stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku

Obsah oxidovatelného uhlíku jsem stanovila oxidimetricky dle Springera a Kleea (Kubíková 1971). Do 250 ml odměrek jsem navázila 1,5 g v porcelánové misce rozetřené jemnozemě. Pokus jsem prováděla souběžně pro 2 slepé pokusy (blanky). Pro vysrážení případně přítomných Cl⁻ jsem přidala špetku Ag_2SO_4 včetně blanků (vznik nR AgCl). Do odměrek jsem napipetovala 25 ml 2N roztoku $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ a 32,5 ml koncentrované H_2SO_4 . Poté jsem přenesla vzorky do vytopené sušárny (120° C) na dobu 1 hod. Po vychladnutí jsem doplnila odměrky deionizovanou vodou a po vytemperování jsem odměrky doplnila deionizovanou vodou na objem 250 ml. Z připravených vzorků a blanků jsem odebrala 10 ml do titračních baněk, přidala 25 ml 0,1N roztoku $\text{Fe}(\text{NH}_4)_2(\text{SO}_4)_2$, 2 ml směsi $\text{H}_2\text{SO}_4 + \text{H}_3\text{PO}_3$ ke zvýraznění barevné indikace bodu ekvivalence při titraci a 8 kapek roztoku difenylaminu. Takto připravený vzorek jsem titrovala 0,1N $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ do bodu ekvivalence indikovaného změnou barvy indikátoru z modrozelené na fialovou. Zjistila jsem spotřebu 0,1N $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ pro jednotlivé vzorky a slepé pokusy. Spočetla jsem hodnoty obsahu oxidovatelného uhlíku a vyjádřila v procentech.

$$\text{Výpočet obsahu uhlíku: } C (\%) = 0,75 (a - b) / c$$

a = spotřeba 0,1N $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ na vzorek (ml); b = spotřeba 0,1N $\text{K}_2\text{Cr}_2\text{O}_7$ na blank (ml); c = navážka jemnozemě (g)

Použitá metodika pro stanovení obsahu oxidovatelného uhlíku dle Springera a Kleea (Kubíková 1971) je shodná s metodikou použitou pro chemické analýzy v 70. letech 20. století.

4.3.4. Stanovení obsahu vápníku a draslíku

Obsah vápníku a draslíku byl stanoven ze vzorků jemnozeme extrakcí 1% kyselinou citronovou v poměru 10 g / 50 ml. Po extrakci na rotační třepačce (1 hodina) byla půdní suspenze zfiltrována přes hustý filtrační papír a čirý roztok analyzován metodou plamenové emisní spektrometrie na atomovém absorpčním spektrofotometru 9200X Unicam (Moore et Chaoman 1986, Zbiral 1995).

Použitá metodika pro stanovení obsahu vápníku a draslíku dle Steubingové (Steubing 1965) je velmi podobná s metodikou použitou pro chemické analýzy v 70. letech 20. století (Studničková 1976).

4.4. Vegetační software

Pro zápis fytoocenologických snímků jsem použila program Turboveg for Windows 1.6 (Hennekens et Schaminée 2001). Základní hlavičková data z terénu jsem doplnila o údaje z GPS o geografické pozici a nadmořské výšce.

Fytoocenologická data jsem převedla do programu Juice 6.3 (Tichý 2002) a ujednotila jejich botanické názvosloví. Hlavičková data ke snímkům jsem v Juice 6.3 rozšířila ještě o počet druhů ve snímku a hodnotu Shannon-Wienerova indexu diversity. Shannon-Wienerův index se vypovídá o druhovém bohatství jednotlivých snímků (tj. počtu druhů na snímek), ale také o vyrovnanosti druhového složení snímku. Shannon-Wienerův index diversity (Begon et al. 1997) byl spočten dle vzorce

$$H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

S = počet druhů ve snímku, p_i = podíl pokryvnosti druhu i a celkové pokryvnosti všech druhů

V Juice 6.3 jsem vygenerovala průměrné Ellenbergovy indikační hodnoty pro jednotlivá měřiště nevážené četností druhu. Do průměrných Ellenbergových hodnot jsou zahrnuty jak hodnoty pro byliny, tak pro dřeviny. Průměr pro každé měřiště byl spočten pouze z nenulových hodnot pro daný faktor, proto se u jednotlivých faktorů liší počty druhů, z nichž byly hodnoty vypočteny. Shodně jsem spočetla také průměrné hodnoty pro floristický soupis druhů z roku 1972 a 2007. Ellenbergovy indikační hodnoty (EIV) vyjadřují nároky rostlinných druhů na světlo, teplo, kontinentalitu, půdní vlhkost, půdní reakci a obsah dostupného dusíku v půdě (Ellenberg et al. 1991). Obsah dostupného dusíku interpretuji jako obsah živin ve shodě s prací Schaffers a Sýkora (2000). Tabulka 2 umožňuje překládat číselný kód Ellenbergových hodnot do slovního hodnocení.

Tab. 2: Tabulka interpretace krajních Ellenbergových indikačních hodnot pro jednotlivé faktory (Ellenberg et al. 1991)

Faktor	Hodnota 1	Hodnota 9
Nároky na světlo (Lichtzahl)	totální stínomil	totální světломil
Nároky na teplotu (Temperaturzahl)	chladnomilný druh	teplomilný druh
Kontinentalita (Kontinentalitätzahl)	oceánický druh	kontinentální druh
Nároky na vlhkost (Feuchtezahl)	suchomil	vlhkomil (až do 12 pro vodní r.)
Půdní reakce (Reaktionszahl)	kyselé půdy	bazické a vápnité půdy
Zásobení dusíkem (Stickstoffzahl)	živinami chudé	živinami bohaté

Analýzou fidelity v programu Juice 6.3 jsem získala phi koeficienty fidelity pro jednotlivé rostlinné druhy (Chytrý et al. 2002). Fidelita vyjadřuje míru koncentrace výskytu daného druhu v dané vegetační jednotce či předem definované skupině a vyjadřuje se phi koeficientem násobeným 100 (Chytrý et Tichý 2003). Vzhledem k shodné velikosti srovnávaných skupin snímků nebyla při analýze fidelity provedena standardizace podle velikosti skupin. Fytcenologické snímky jsem rozdělila do dvou skupin dle roku zapsání snímku, provedla analýzu fidelity, do výsledné synoptické tabulky jsem zahrнула pouze druhy s phi koeficientem (násobeným 100) ≥ 25 . Tuto hladinu jsem zvolila tak, aby tabulka zahrnovala pouze 25 nejvýznamnějších druhů. Jako další parametr ukazující změnu v druhovém složení mezi lety 1972 a 2007 jsem srovnala změnu procentické frekvence druhů, tedy relativní zastoupení druhů v souboru fytcenologických snímků (Chytrý 2006). Druhy obsažené v synoptické tabulce jsou zároveň signifikantní na 0,1 % hladině Fisherova exaktního testu.

V Juice 6.3 jsem pomocí expertního systému pro veškerou nelesní vegetaci (základní beta verze, expert_neles_2009-01-05_Full) (web 3) klasifikovala snímky na základě formálních definic asociací i vzájemné podobnosti vegetace (Chytrý 2006). Pro srovnání syntaxonomických změn v území byla nově klasifikována i stará fytcenologická data. Při klasifikaci jsem nejprve pracovala s prahovou hodnotou pravděpodobnosti přiřazování snímků k asociacím, tzv. index FPMI (Tichý 2005), o velikosti 50, ale vzhledem k potřebě klasifikovat všechny snímky jsem index snížila na 0 (klasifikace byla benevolentnější) a s přiřazenými názvy asociací pak pracovala s vědomím jejich orientační výpovědní hodnoty (Chytrý 2006).

Microsoft Office Excel 2007 jsem použila pro grafické znázornění dat (sloupcové grafy) a výsledků statistických analýz (tabulky), text byl sepsán v Microsoft Office Word 2007.

4. 5. Statistické zpracování

Pro statistické srovnání výsledků dat jsem použila pro jednorozměrné analýzy program SPSS 11.0 for Windows a NCSS 6.0. Vzhledem k nedodržení podmínky nezávislosti proměnných (zaznamenání na shodném místě) jsem změny v datech testovala obecnými lineárními modely s

opakovanými měřeními (*Repeated Measures GLM*) v SPSS 11.0 for Windows. Jako vysvětlující proměnou jsem nejprve použila rok a poté interakci roku a orientace. Testovala jsem také vliv orientace ke světovým stranám na variabilitu datového souboru nezávisle na roku záznamu snímku. Pro všechny testy jsem provedla Mauchleyho test korekce stupňů volnosti, jehož výsledek byl ve všech případech signifikantní, proto jsem neprovedla žádnou korekci stupňů volnosti. Test obecnými lineárními modely s opakovaným měřením jsem nejprve provedla pro celý soubor dat se snahou zjistit, zda existuje jednotný trend změn, který by platil pro celé zkoumané území. Pokud byla změna signifikantní, vzhledem k popisným statistikám (průměr) jsem určila směr trendu (nárůst, pokles). Signifikanci jsem posuzovala na vždy na hladině pravděpodobnosti 5%. Pokud se signifikantní ukázala interakce rok*svah, data jsem rozdělila do třech skupin podle jejich orientace k hlavním světovým stranám V: 45°-134°, J: 135°-224°, Z: 225°-315° (Tab. 3) a provedla test zvlášť uvnitř každé skupiny shodně s předchozím postupem.

Tab. 3: Rozdělení měříšť dle orientace ke světovým stranám.

ORIENTACE	počet	vertikála	horizontála
Západ	17	Z0, Z1, Z2, Z3, Z4(A), Z5, Z6, Z7, Z8, Z9	B, C, D, E, F
Jih	17	J0, J1, J2, J3, J4(H), J5, J6, J7, J8, J9	G, I, J, K, L, M, N
Východ	14	V0, V1, V2, V3, V4(R), V5, V6, V7, V8, V9	O, P, Q, S

Popsaný postup a metody jsem zvolila pro srovnání změn průměrného počtu druhů, Shannon–Wienerova indexu, pokryvnosti vegetačních pater (vyjma E₃ – jeden záznam), pokryvnosti dominantních travinných druhů, celkové biomasy a biomasy dominantních keřů jihovýchodního transektu keřů (zde pouze vliv proměnné rok), průměrných Ellenbergových indikačních hodnot a výsledků chemických analýz půd.

Odlišnou statistickou metodu jsem zvolila pro srovnání vnitřní variability 48 výsledků chemických analýz půd z roku 2006. Data jsem srovnávala pomocí jednocestné analýzy variance (*One-way Anova*) v programu SPSS 11.0 for Windows.

Korelační matice jsem vytvořila funkcí *Correlation matrix* v programu NCSS 6.0 (Hintze 2001). Korelační matice hlavičkových dat (pokryvnosti vegetačních pater, Shannon – Wienerův index diversity, počet druhů na snímek) (příloha G1) byla vytvořena z celého souboru 96 fytoecologických snímků. Tabulka korelací Ellenbergových indikačních hodnot s chemickými parametry půd (příloha G2) zahrnuje pouze data z roku 2006/7 a byla vytvořena ze srovnání 48 výsledků chemických analýz půd. Všechny korelační koeficienty byly spočteny neparametrickou metodou dle Spearmana vzhledem k nedodržení normálního rozdělení některých dat (testováno vizuálně pomocí *Probability plots* v NCSS 6.0).

Mnohorozměrné statistické analýzy jsem provedla v programu Canoco for Windows 4.5 (ter Braak et Šmilauer 2002). Data o pokryvnosti rostlinných druhů jsem z hodnot Braun-Blanquetovy stupnice abundance - dominance ordinálně transformovala Van der Maarelovou transformací (van der Maarel 1985). Pro zvolení vhodné mnohorozměrné techniky jsem nejprve zjišťovala délku gradientu pomocí *detrended correspondence analysis* (DCA) v Canoco for Windows 4.5, tuto analýzu jsem prováděla vždy s vážením významu vzácných druhů. Délka gradientu byla ve všech zkoumaných případech kratší než 3, a proto jsem dále pracovala pouze s lineárními technikami. *Redundancy analysis* (RDA) jsem použila pro vysvětlení variability druhového složení mezi jednotlivými měřišti. Standardizovala a centralizovala jsem vždy přes druhy (*species*). Pro zjištění vlivu faktorů prostředí (*environmental variables*) na variabilitu zkoumané proměnné jsem prováděla Monte Carlo permutační test (499 permutací) s postupným výběrem proměnných (*forward selection*). O zařazení faktoru do analýzy (jeho signifikanci) jsem rozhodovala na 5% hladině pravděpodobnosti. *Principal components analysis* (PCA) jsem použila pouze pro znázornění změn pozice jednotlivých měřišť v mnohorozměrném prostoru, měřiště byla umístěna do prostoru na základě dat o druzích (*species*). Využití kovariát je zmíněno u výstupu každé analýzy zvlášť. Grafické výstupy analýz byly vytvořeny v programu CanoDraw (ter Braak et Šmilauer 2002).

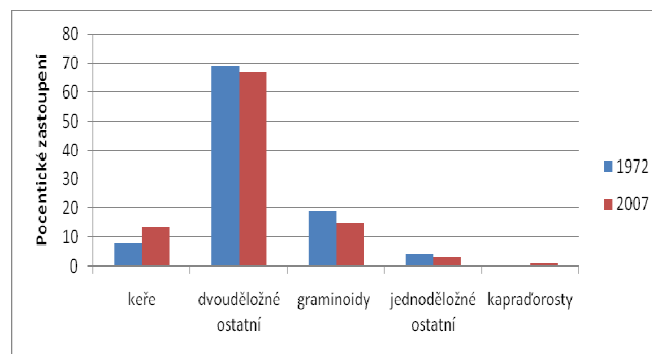
4. 6. Fotogrammetrie keřových společenstev

Metodu fotogrammetrii (zjištění polohy a tvaru objektů zachycených na leteckých snímcích) jsem využila pro vytvoření mapy změn keřových společenstev v širším okolí zkoumaného území. Letecký snímek z roku 1974 byl poskytnut Vojenským geografickým a hydrometeorologickým ústavem v Dobrušce, snímek z roku 2006 byl poskytnut Českým zeměměřičským a kartografickým úřadem v Praze. Snímek z roku 1974 byl ortorektifikován M. Adámkem a J. Brúnou v programu Geomatica OrthoEngine verze 9.1. Snímky jsem dále georeferencovala v Arc GIS 9.2. (ESRI 2004) pomocí stabilních vlčovicových bodů. Na leteckých snímcích byla vyznačena přibližně kruhová výseč krajiny obsahující celé území NPR Oblík. Vegetace výseče byla manuálně klasifikována na dvě kategorie: keřová a travinná společenstva. Do kategorie keřová společenstva byly zahrnuty i trávničky s častými soliterními keři a byla sem řazena i lesní vegetace severního svahu. Pro vzniklé polygony keřových společenstev byla vypočtena plocha, jejíž hodnota byla srovnána pro jednotlivé roky i interakce rok*orientace. Na grafickém výstupu byla zobrazena nově se vyskytující keřová společenstva a společenstva, která od roku 1974 vymizela.

5. Výsledky

5. 1. Změna druhového složení vegetace

Botanické záznamy z roku 1972 zahrnují 116 druhů cévnatých rostlin nalezených ve 48 fytoocenologických snímcích (Březinová 1973). V roce 2007 bylo na shodných snímkovaných plochách nalezeno celkem 122 rostlinných druhů. Druhová skladba roku 1972 se sestává z 26 druhů jednoděložných rostlin (23 %) a 90 druhů dvouděložných (77 %). Graminoidy zastupuje 22 druhů (19 %) a dřeviny 9 druhů (8 %). Nově zaznamenané snímky obsahují 23 druhů jednoděložných rostlin (18 %) a 98 druhů dvouděložných rostlin (81 %). Nově nalezenou skupinou se v roce 2007 staly kaprad'orosty zastoupené jediným druhem *Asplenium septentrionale*. Graminoidy se v roce 2007 vyskytovaly v počtu 19 druhů (15 %) a dřeviny v počtu 18 druhů (14 %). Souhrnně lze říci, že došlo k mírnému nárůstu zastoupení druhů dvouděložných rostlin, zejména keřů, na úkor jednoděložných rostlin, hlavně graminoidů. Srovnání druhové skladby zkoumaných let znázorňuje obrázek 7.



Obr. 7: Fyziognomické skupiny rostlin: sloupcové grafy znázorňují poměr skupin ve floristickém soupisu ze zkoumaných let, N (1972) = 116 druhů, N (2007) = 122 druhů.

Rozdíl v hodnotách Shannon-Wienerova indexu diversity pro celý kopec byl na hladině pravděpodobnosti 5% nesignifikantní (Tab. 4), lze tedy konstatovat, že k zásadním změnám diversity ve zkoumaném území nedošlo. Průměrná hodnota Shannon-Wienerova indexu pro všechny snímky z roku 1972 vyšla 2,53, pro snímky z roku 2007 byla 2,58. Hodnota Shannon-Wienerova indexu byla signifikantně odlišná mezi jednotlivými svahy nezávisle na roku záznamu snímků. V roce 1972 byl nejvyšší průměrný Shannon-Wienerův index pro západní svah, dále jižní a východní svah. V roce 2007 byl nejvyšší průměrný index na jižním svahu, dále západním a východním. Stabilita a diversita společenstev jsou výraznější na jižním a západním svahu.

Průměrný počet druhů zaznamenaných v jednom fytoecologickém snímku v roce 1972 byl 24 druhů, v roce 2007 byl vyšší, 26 druhů. V celém souboru snímků došlo k signifikantnímu nárůstu počtu druhů na snímek (Tab. 4). Počet druhů na snímek se signifikantně lišil také mezi jednotlivými svahy bez ohledu na rok záznamu. Z hlediska průměrného počtu druhů zjištěných ve fytoecologickém snímku je dlouhodobě druhově nejbohatším západní svah. Během posledních 35ti let došlo k značnému nárůstu průměrného počtu druhů na snímek na východním svahu, který se tak stal druhým druhově nejbohatším svahem oproti jižnímu svahu v roce 1972. Jižní svah je dnes průměrným počtem druhů ve fytoecologickém snímku nejchudší.

Tab. 4: Statistické srovnání počtu rostlinných druhů, Shannon-Wienerova indexu, absence a presence mechového patra a pokryvností bylinného a keřového patra ve snímcích pomocí *GLM Repeated Measures*, hodnoty průkazné na hladině signifikance 5% zvýrazněny tučně, ↑ označuje signifikantní trend nárůst pokryvnosti a ↓ značí její pokles, N=96 snímků.

SNÍMKY	ROK			ROK*ORIENTACE			ORIENTACE			PRŮMĚR		TREND
	p	F	df	p	F	df	p	F	df	1972	2007	
počet dr.	0,018	5,988	1	0,112	2,3	2	0,001	8,504	2	23,79	25,9	↑
S-H index	0,442	0,602	1	0,143	2,033	2	0,001	7,887	2	2,53	2,58	-
pres./abs. E ₀	<<0,001	47,253	1	0,116	2,259	2	0,597	0,597	2	0,1	0,67	↑
pokryv. E ₁	0,016	6,29	1	0,272	1,341	2	<<0,001	15,272	2	79,48	72,5	↓
pokryv. E ₂	0,011	7,126	1	0,036	3,58	2	0,17	1,841	2	2,33	7,88	V↑

Srovnáme-li pokryvnosti jednotlivých pater vegetace mezi zkoumanými lety (Tab. 4), zjistíme výrazný nárůst počtu snímků s výskytem mechového patra (E₀), a to zejména na západním a východním svahu. V pokryvnosti bylinného patra (E₁) celého území byl zaznamenán signifikantní pokles. Pokryvnost E₁ patra se nezávisle na roku lišila i u různě orientovaných svahů. Největší pokles nastal pro západní svah, dále východní a jižní svah. Celková pokryvnost keřového patra (E₂) se mezi zkoumanými roky signifikantně liší, i když presence E₂ patra byla zaznamenána u menšího počtu snímků. V rámci statistických testů změn v rámci jednotlivých svahů vyšla signifikantní změna pouze na východním svahu, který zaznamenal silný nárůst keřového patra v celém výškovém gradientu (p=0,018, *GLM Repeated Measures*). Značný rozdíl v průměrech pokryvnosti keřů na snímek byl zaznamenán pro západní svah, hodnotu však silně ovlivňují snímky Z7, Z8 a Z9, u nichž došlo k extrémnímu nárůstu keřů, proto byl statistický výsledek na hladině 5% nesignifikantní (p=0,062, *GLM Repeated Measures*). Na jižním svahu byl zaznamenán úbytek počtu snímků s keřovým patrem, změna v pokryvnostech keřového patra se opět ukázala jako nesignifikantní (p=0,367, *GLM Repeated Measures*). Stromové patro (E₃) bylo zaznamenáno pouze na snímku Z9 z roku 2007 v hodnotě 30%, proto nebyla jeho změna statisticky testována. Korelační matice pokryvností jednotlivých pater (příloha G1) prokázala vzájemnou pozitivní korelaci pokryvností E₃ a E₂ patra, negativní korelaci pokryvnosti E₁ s E₃ patrem a negativní korelaci výskytu E₀ patra

s pokryvností E₁ patra. Negativně koreluje také pokryvnost bylinného patra se Shannon-Wienerovým indexem a počtem druhů na snímek. To znamená, že u zapojených trávníků s převažujícím dominantním druhem klesá druhové bohatství a s ním spojená hodnota Shannon - Wienerova indexu.

Mezi zkoumanými lety došlo ke značnému obratu rostlinných druhů (*turnover*)(Tab.5). V roce 2007 jsem z původních 116 druhů rostlin nenalezla 34 druhů rostlin. Nově se ve snímcích vyskytnulo 40 druhů rostlin - 36 druhů dvouděložných rostlin, 3 druhy jednoděložné a jeden druh kaprad'orostu. Nově bylo zaznamenáno 10 druhů keřů a 3 druhy graminoidů. Vymizely převážně dvouděložné rostliny (28 druhů), ale i jednoděložné rostliny (6 druhů). Srovnáme-li nově zaznamenané druhy v území NPR Oblík s inventarizačním botanickým průzkumem (Kubát 2005), nově se v území vyskytuje 7 druhů – *Asplenium septentrionale*, *Atriplex prostrata ssp. latifolia*, *Elytrigia repens*, *Fallopia convolvulus*, *Scleranthus perennis*, *Senecio viscosus* a *Trifolium pratense* s.l.. Z druhů v území nenalezených se dalších 8 druhů vyskytuje mimo zkoumané plochy trávníků (Kubát 2005). Zbylé nenalezené druhy se pravděpodobně vyskytují na jižní a západním svahu (16 druhů) a na východním svahu (11 druhů), na snímkováných plochách však objeveny nebyly.

Tab. 5: Změny druhové skladby mezi lety 1972 a 2007: 1, Z až JV svah, 2, V svah, 3, trávník na plató, 4, úpatí kopce včetně sadu, 5, lemy křovinatého lesa, les na S svahu a porost *Robinia* a *Lycium* na J svahu, tučným písmem potenciálně se ve snímcích vyskytující, ale nenalezené druhy.

Druhy nenalezené v roce 2007	Druhy nově nalezené v roce 2007
<i>Achillea setacea</i> ¹	<i>Arabis hirsuta</i> s. str. ^{1,2,4}
<i>Ajuga genevensis</i> ^{2,4}	<i>Arrhenatherum elatius</i> ssp. <i>elatius</i> ^{2,3,4,5}
<i>Anthyllis vulneraria</i> ⁴	<i>Asplenium septentrionale</i>
<i>Bothriochloa ischaemum</i> ^{1,4}	<i>Astragalus cicer</i> ^{1,2,3,4}
<i>Bupleurum falcatum</i> ^{2,4}	<i>Triplex prostrata</i> ssp. <i>Latifolia</i>
<i>Calamagrostis arundinacea</i>	<i>Camelina microcarpa</i> s. l. ^{1,5}
<i>Campanula rotundifolia</i> s. l.	<i>Campanula persicifolia</i> ^{2,3,4,5}
<i>Carlina vulgaris</i> ^{1,2,4,5}	<i>Capella bursa – pastoris</i> ³
<i>Caucalis platycarpus</i> s. l.	<i>Carex praecox</i> ^{1,2,3}
<i>Cynoglossum officinale</i> ^{1,3,5}	<i>Cornus sanguinea</i> s. l. ^{2,4,5}
<i>Elymus caninus</i> s. l.	<i>Corylus avellana</i> ^{2,3,4,5}
<i>Epilobium montanum</i>	<i>Descurainia sophia</i> ^{1,4,5}
<i>Fragaria vesca</i>	<i>Elytrigia repens</i> s. l.
<i>Galium glaucum</i> ^{1,3,5}	<i>Fallopia convolvulus</i>
<i>Heracleum spondylium</i> s. l. ^{3,5}	<i>Galium aparine</i> ^{3,4,5}
<i>Hieracium pilosella</i> ^{1,2,4,5}	<i>Geum urbanum</i> ^{3,4,5}
<i>Knautia arvensis</i> subsp. <i>arvensis</i> ^{2,4}	<i>Hieracium murorum</i> ⁵
<i>Koeleria pyramidata</i>	<i>Chenopodium hybridum</i> ^{1,4,5}
<i>Laserpitium latifolium</i> ^{1,5}	<i>Inula conyzae</i> ³
<i>Lathyrus versus</i> ⁵	<i>Inula hirta</i> ⁵
<i>Lotus corniculatus</i> ^{1,2,3,4,5}	<i>Lathyrus pannonicus</i> s. l. ⁵
<i>Luzula campestris</i> s. l. ^{4,5}	<i>Ligustrum vulgare</i> ^{2,4,5}
<i>Ononis spinosa</i> ^{1,2,4}	<i>Linum austriacum</i> ^{1,2,4,5}
<i>Pimpinella saxifraga</i> s. l. ^{1,2,4,5}	<i>Myosotis arvensis</i> ^{1,3}
<i>Potentilla alba</i> ⁵	<i>Primula veris</i> s. l. ⁵
<i>Potentilla argentea</i> ^{1,2}	<i>Prunus avium</i> ^{1,4,5}
<i>Sedum sexangulare</i> ^{1,2}	<i>Pulmonaria obscura</i> ⁵
<i>Silene latifolia</i> subsp. <i>alba</i> ³	<i>Pyrus pyraster</i> ^{1,2,4,5}
<i>Stipa zalesskii</i> ^{1,4}	<i>Quercus petraea</i> ^{4,5}
<i>Tilia cordata</i> ⁵	<i>Rhamnus cathartica</i> ^{2,4,5}
<i>Trifolium arvense</i> ^{1,2}	<i>Ribes uva – crispa</i> s. l. ^{4,5}
<i>Veronica prostrata</i> ^{1,4}	<i>Robinia pseudacacia</i> ⁵
<i>Vicia angustifolia</i> ⁴	<i>Rubus</i> sp. ^{2,4,5}
<i>Viola ambigua</i> ¹	<i>Scleranthus perennis</i>
	<i>Senecio viscosus</i>
	<i>Tetragonolobus maritimus</i> ^{1,4}
	<i>Thesium linophyllum</i> ^{1,5}
	<i>Trifolium pratense</i> s. l.
	<i>Vicia tenuifolia</i> ^{2,3,4,5}
	<i>Viola hirta</i> ^{3,4,5}

Porovnáme-li průměrné nevážené Ellenbergovy indikační hodnoty pro floristické soupisy ze snímků z roku 1972 a 2007, nacházíme dnes ve zkoumaném území častěji druhy s nižšími nároky na světlo, druhy vlhkomilnější a druhy náročnější na obsah živin. Ellenbergovy hodnoty ukazují také na výskyt více druhů vápnomilnějších a kontinentálnějších. Dle Ellenbergových hodnot rostlinné druhy neukazují změnu z hlediska svých nároků na teplotu.

O změnách ve vegetaci vypovídá nejen absence či presence druhů, ale zejména změna ve frekvenci jednotlivých druhů. Následující synoptická tabulka (Tab. 6) zahrnuje druhy s největším phi koeficientem fidelity k jednotlivým rokům a zároveň ukazuje i změnu jejich procentické frekvence mezi těmito lety. Pokles ve frekvenci zaznamenaly druhy *Asperula cynanchica*, *Dianthus carthusianorum* s. l., *Dactylis glomerata* s. l., *Artemisia campestris*. V roce 2007 se zvýšila frekvence dominantních travinných druhů *Melica transsilvanica*, *Stipa pulcherrima*, *Stipa pennata* s. l., *Koeleria macrantha* a bylin *Fragaria viridis* a *Euphorbia cyparissias*. Zásadní změnou je nárůst procentické frekvence výskytu dřevinných druhů *Fraxinus excelsior* a *Rosa* sp. Celkově jsou druhy vázající se na rok 1972 řazeny k asociaci *Festuco valesiaca*–*Stipetum capillatae* (diagnostické druhy *Bothriochloa ischaemum*, *Dianthus carthusianorum* s. l., *Artemisia campestris* a konstantní druh *Asperula cynanchica*) a asociaci *Scabioso ochroleuca*–*Brachypodietum pinnatti* svazu *Cirsio-Brachypodion pinnatti* (diagnostický druh *Carlina vulgaris* a konstantní druh *Knautia arvensis* s. l.). Rok 2007 se vyznačuje druhy asociace *Stipetum tirsae* (diagnostické druhy *Linum austriacum* a *Fragaria viridis*) a asociace *Koelerio macrathae*–*Stipetum joannis* (diagnostické druhy *Stipa pennata* s.l. a *Stipa pulcherrima*).

Tab. 6: Synoptická tabulka srovnávající rok 1972 a 2007: sloupce č. 2 a 3 ukazují fidelitu vyjádřenou stonásobkem phi koeficientu, sloupce č. 4 a 5 znázorňují procentickou frekvenci druhů ve snímcích dané skupiny, v tabulce zahrnutý pouze druhy s phi koeficientem ≥ 25 a signifikantní na 0,1 % hladině Fischerova exaktního testu. Tučným písmem vyznačeny druhy, u nichž se změnila frekvence výskytu nikoliv absence/presence.

CELEK rok	phi koeficient fidelity		procentická frekvence	
	1972	2007	1972	2007
počet snímků ve skupině	48	48	48	48
<i>Knautia arvensis ssp.arvensis</i>	56,1	---	48	---
<i>Asperula cynanchica</i>	49	---	62	15
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	37,8	---	25	---
<i>Luzula campestris</i> s. l.	36	---	23	---
<i>Karlina vulgarit</i>	32,2	---	19	---
<i>Galium glaucum</i>	30,2	---	17	---
<i>Sedum sexangulare</i>	30,2	---	17	---
<i>Dianthus carthusianorum</i> s. l.	30,1	---	52	23
<i>Pimpinella saxifraga</i> s. l.	28	---	15	---
<i>Elymus caninus</i>	28	---	15	---
<i>Dactylis glomerata</i> s. l.	27,3	---	19	2
<i>Artemisia campestris</i>	26,1	---	48	23
<i>Viola ambigua</i>	25,8	---	12	---
<i>Linum austriacum</i>	---	67,4	---	62
<i>Camelina microcarpa</i> s. l.	---	48	---	38
<i>Melica transsilvanica</i>	---	38,5	8	42
<i>Euphorbia cyparissias</i>	---	35,8	40	75
<i>Rhamnus cathartica</i>	---	30,2	---	17
<i>Viola hirta</i>	---	30,2	---	17
<i>Fraxinus excelsior</i>	---	29,4	2	21
<i>Stipa pulcherrima</i>	---	29,4	2	21
<i>Fragaria viridis</i>	---	28,5	21	48
<i>Koeleria macranthae</i>	---	27,1	38	65
<i>Rosa sp.</i>	---	25,8	25	50
<i>Stipa pennata</i> s. l.	---	25	40	65

Změny v rámci travinných dominant společenstev (Tab. 7) lze shrnout konstatováním signifikantního nárůstu pokryvnosti *Melica transsilvanica* na celém území a signifikantního poklesu pokryvnosti *Festuca rupicola* a *Festuca valesiaca* na celém území. Odlišnou reakcí na jednotlivých svazích se vyznačuje *Carex humilis*, signifikantní je navýšení její pokryvnosti na západním svahu ($p=0,001$, GLM Repeated Measures). Pokryvnost *Carex humilis*, *Stipa capillata* a *Stipa pennata* s. l. se lišila mezi jednotlivými svahy nezávisle na roce záznamu snímku.

Tab. 7: Statistické srovnání pokryvností dominantních travin pomocí GLM *Repeated Measures*, hodnoty průkazné na hladině signifikance 5% zvýrazněny tučně, ↑ označuje signifikantní trend nárůst pokryvnosti a ↓ značí její pokles, N=96 snímků.

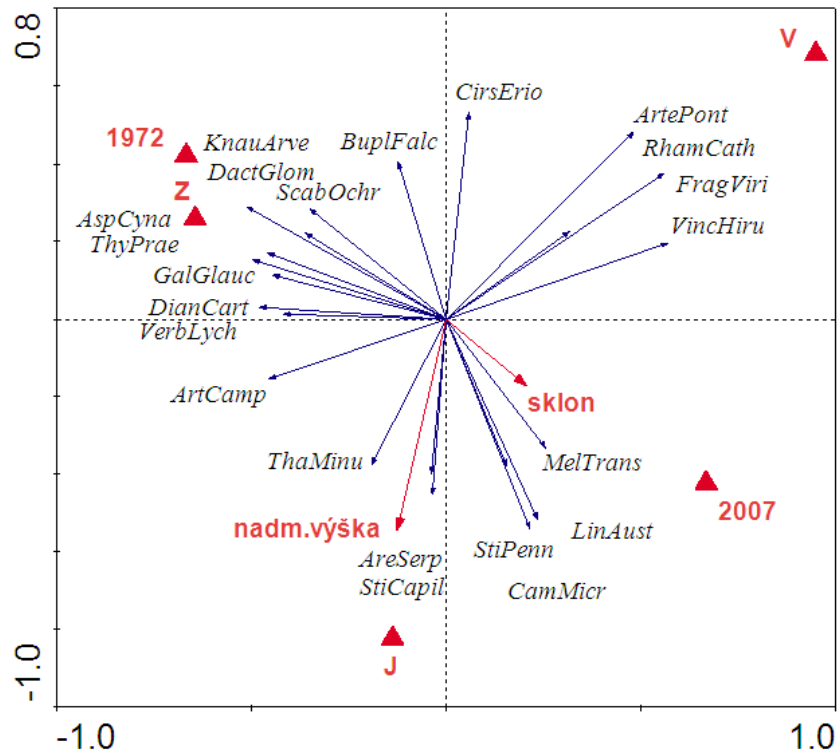
TRAVINY	ROK			ROK*ORIENTACE			ORIENTACE			PRŮMĚR		TREND
	p	F	df	p	F	df	p	F	df	1972	2007	
Brach Pinn	0,708	0,142	1	0,230	24,110	2	0,278	1,318	2	0,98	1,10	-
Car Hum	<< 0,001	15,475	1	0,001	7,576	2	<< 0,001	9,511	2	1,73	6,15	Z↑
Fest Rup	0,033	4,833	1	0,368	1,021	2	0,238	1,48	2	6,52	2,52	↓
Fest Val	0,007	7,996	1	0,385	0,975	2	0,211	1,609	2	6,23	2,25	↓
Koe Macr	0,466	0,541	1	0,965	0,036	2	0,470	0,768	2	1,88	1,21	-
Mel Trans	0,017	6,093	1	0,383	0,980	2	0,355	1,061	2	0,13	1,21	↑
Sti Cap	0,37	0,821	1	0,075	2,752	2	0,002	7,51	2	0,63	1,02	-
Sti Pen	0,055	3,865	1	0,840	0,175	2	0,001	8,4	2	2,10	4,85	-
Sti Pulch	0,066	3,540	1	0,661	0,417	2	0,650	0,435	2	0,02	0,90	-
Sti Tir	0,367	0,829	1	0,608	0,503	2	0,76	2,73	2	0,13	0,40	-

Signifikantní vliv na složení vegetace má kromě roku záznamu snímku také orientace svahů, sklon svahu a nadmořská výška (Obr. 7). Do analýzy nebyla zařazena část hlavičkových dat snímků - pokryvnosti vegetace, počet druhů na snímek, Shannon- Wienerův index. Orientace byla vzhledem k dalším analýzám práce použita jako nominální proměnná kódující náležitost snímků k jednotlivým různě orientovaným svahům.

Graf RDA (Obr. 7) ukazuje, že vegetace východního svahu je na zkoumaných letech poměrně nezávislá, vyznačuje se mezofilnějšími druhy *Fragaria viridis* a *Vincetoxicum hirundinaria*, dále vyšší pokryvností *Rhamnus cathartica* a *Artemisia pontica*. Vegetační struktura západního svahu je typičtější pro společenstva z roku 1972, která se vyznačují například druhy *Knautia arvensis* ssp. *arvensis*, *Asperula cynanchica*, *Thymus praecox*, *Dactylis glomerata* s. l. a *Galium glaucum*. Složení vegetace jižního svahu koreluje s vegetací vázající se na vyšší nadmořskou výšku, na kterou lze nahlížet jako na zástupnou proměnnou pro kontinentalitu. Jih se vyznačuje druhy *Arenaria serpyllifolia* agg., *Stipa capillata* a *Thalictrum minus* s. l. Druhy charakteristické pro rok 2007 se váží také na biotopy s vyšším sklonem např. *Melica transsilvanica*, *Linum austriacum*, *Stipa pennata* s. l. a *Camelina microcarpa* s. l., tedy druhy sušších biotopů s mělkým půdním profilem.

Faktory ovlivňující variabilitu vegetace jsou pro oba roky shodné, ale liší se měrou, kterou ovlivňují variabilitu vegetace ve zkoumaných letech. V roce 1972 (Obr. 8) vysvětluje osa interpretovatelná jako západ - východní gradient 6,3 % variability, v roce 2007 (Obr. 9) vysvětluje tatáž osa 6,8 %. Osa druhá, interpretovatelná jako gradient nadmořská výška, vysvětluje 5,2 % variability v roce 1972 a 5,9 % variability v roce 2007. Vysvětlená variabilita obou os je vyšší u roku 2007, což ukazuje silnější promítnutí přirozených gradientů v území do struktury a složení vegetace. Korelační matice (příloha G1) ukazuje negativní korelaci nadmořské výšky s pokryvností keřového a

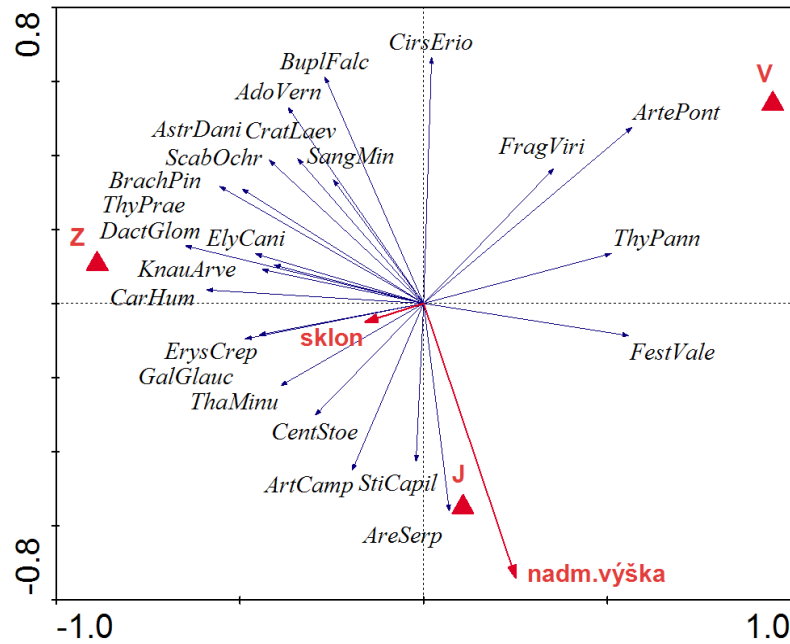
stromového patra, což souhlasí s faktem, že keře invadují do trávníků ze zdrojových společenstev na úpatí svahu. Sklon svahu je pozitivně korelován s počty druhů na snímek, což lze vysvětlit nižším zastoupením dominant na prudkých svazích a tudíž větší možností uplatnit se druhům méně konkurenceschopným. Orientace svahu (nominální proměnná $Z=1$, $J=2$, $V=3$) silně koreluje s pokryvností bylinného patra a keřového patra, což svědčí o větší zapojenosti vegetace na východním svahu, zároveň orientace negativně koreluje se Shannon-Wienerovým indexem diversity, který je také nižší pro zapojené trávníky a trávníky s invadujícími keři.



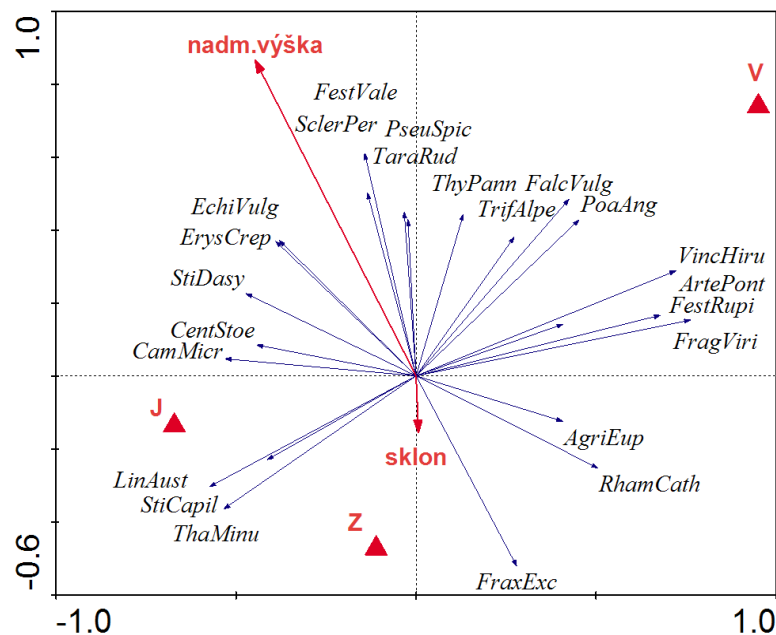
Obr. 7: Vazba rostlinných druhů na proměnné prostředí: RDA analýza (gr. 2,630), 1. osa vysvětluje 4,1% variability souboru, 2. osa vysvětluje 3,8% variability souboru, zobrazeno 22 druhů vysvětlujících nejvíce variability, $p(V) = 0,002$, $p(\text{nadm. výška}) = 0,002$, $p(J) = 0,002$, $p(Z) = 0,002$, $p(\text{sklon}) = 0,002$, $N=96$ snímků.

V roce 1972 se k západnímu svahu váží druhy *Knautia arvensis ssp. arvensis*, *Carex humilis*, *Dactylis glomerata s. l.* a *Elymus caninus*. Východní svah je charakteristický *Artemisia pannonica*, *Fragaria viridis* a *Thymus pannonicus*. Jižní svah je typický druhy *Arenaria serpyllifolia* agg. a *Stipa capillata* zároveň spjatými s vyšší nadmořskou výškou. Na prudší svahy jsou vázány druhy *Galium glaucum*, *Erysimum crepidifolium* a *Thalictrum minus*.

V roce 2007 se na východním svahu vyskytovaly zejména druhy *Vincetoxicum hirundinaria*, *Poa angustifolia*, *Falcaria vulgaris* a *Trifolium alpestre*. Západ a jih se oproti sobě méně vyhraňují a k oboum se váží druhy *Linum austriacum*, *Stipa capillata* a *Thalictrum minus*. Západní svah má shodné druhy jako prudší sklony svahů. *Scleranthus perennis*, *Festuca valesiaca*, *Echium vulgare* a *Erysimum crepidifolium* se silně váží k vyšším nadmořským výškám.



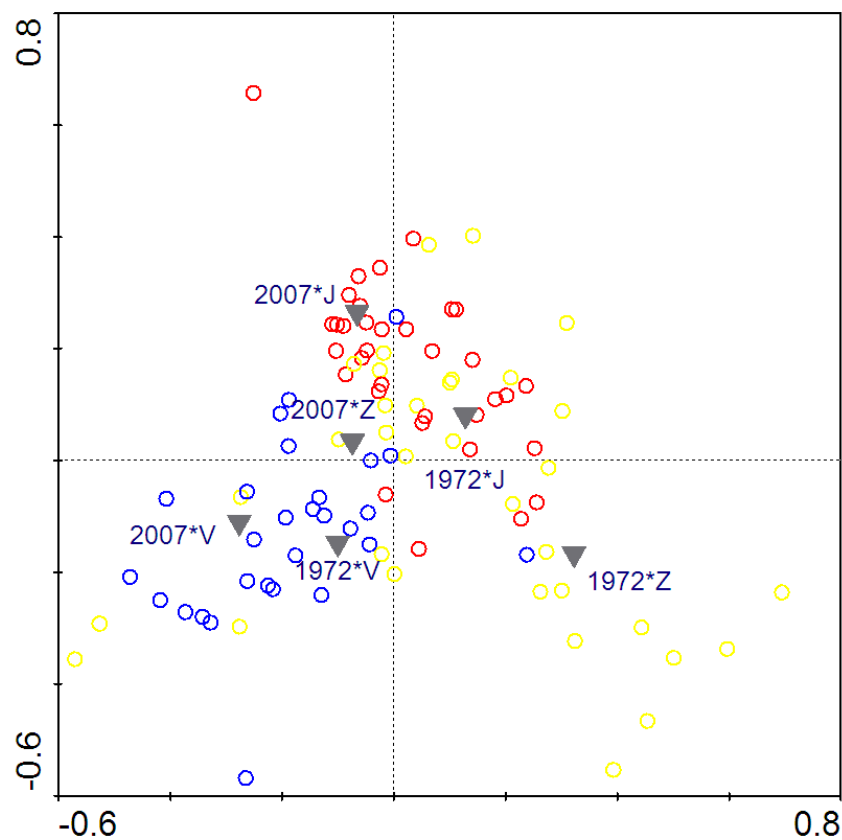
Obr. 8: Vazba rostlinných druhů na proměnné prostředí v roce 1972: RDA analýza (gr. 2,119), 1. osa vysvětluje 6,3% variability souboru, 2. osa vysvětluje 5,2% variability souboru, 24 druhů vysvětlujících nejvíce variability, $p(V) = 0,002$, $p(\text{nadm. výška}) = 0,002$, $p(J) = 0,002$, $p(Z) = 0,002$, $p(\text{sklon}) = 0,02$, $N=48$ snímků.



Obr. 9: Vazba rostlinných druhů na proměnné prostředí v roce 2007: RDA analýza (gr. 2,446), 1. osa vysvětluje 6,8% variability souboru, 2. osa vysvětluje 5,9% variability souboru, 23 druhů vysvětlujících nejvíce variability, $p(V) = 0,002$, $p(\text{nadm. výška}) = 0,002$, $p(J) = 0,002$, $p(Z) = 0,002$, $p(\text{sklon}) = 0,004$, $N=48$ snímků.

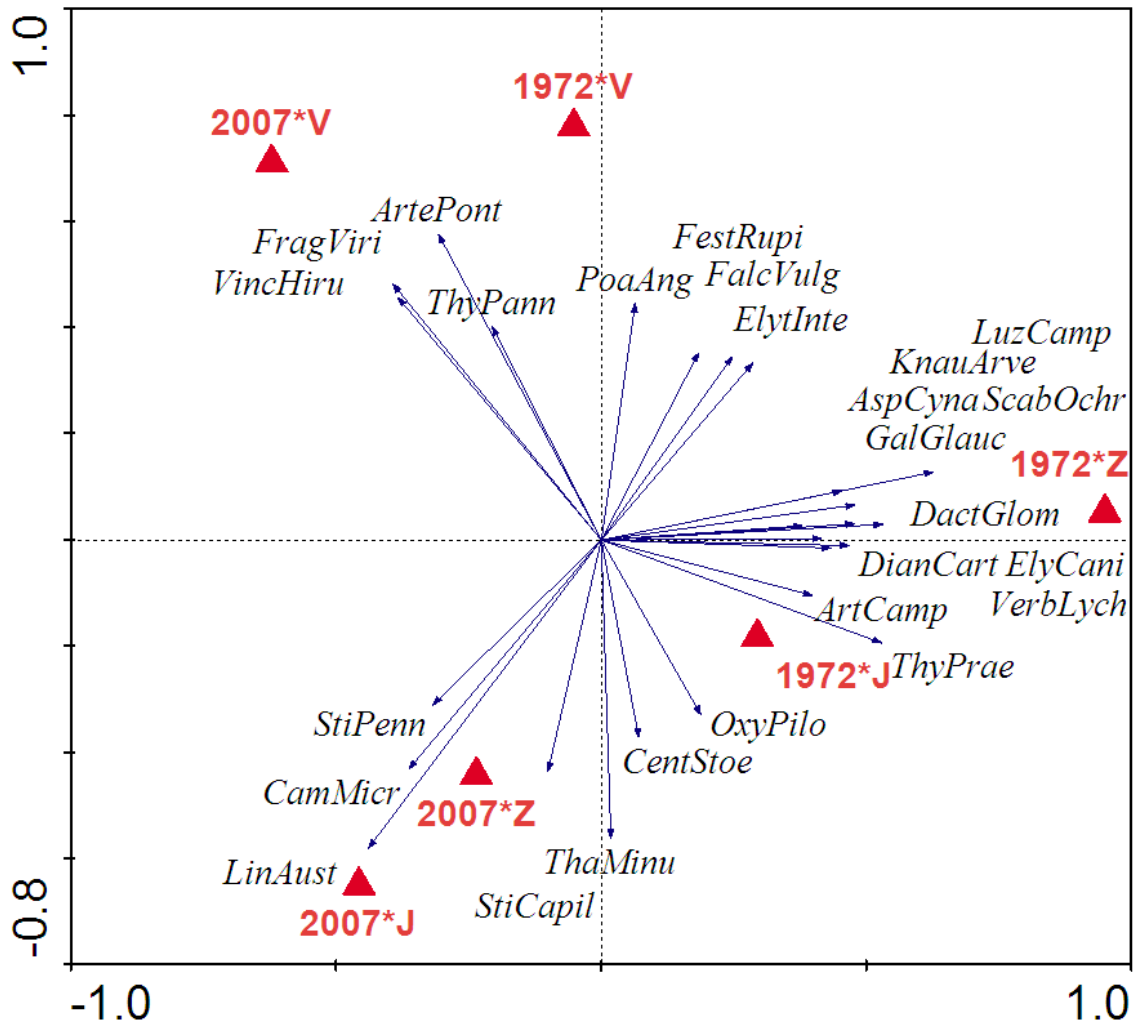
5.1. Změna vegetace na jednotlivých svazích

Změny vegetace mezi lety 1972 a 2007 v mnohorozměrném prostoru znázorňuje výstup analýzy PCA (Obr. 10). Je zjevné, že nastalá změna je nejvýraznější na západním svahu. Snímky západního svahu z roku 1972 tvoří oblak výrazně odlišený od ostatních. Naopak část snímků západního svahu z roku 2007 se podobá novým snímkům východního svahu. Druhá část snímků západního svahu z roku 2007 se podobá spíše snímkům jižního svahu (př. snímky Z3, Z4, Z5).



Obr. 10: Změny vegetace měříš: PCA analýza (gr. 2,630), 1. osa vysvětluje 5,6% variability souboru, 2. osa vysvětluje 5,2% variability souboru, bez kovariáty, interakce rok*orientace vloženy jako doplňková proměnná (*supplementary variable*), modře snímky východního svahu, žlutě snímky západního svahu, červeně snímky jižního svahu, N=96 snímků.

Odlišnost jednotlivých svahů ve zkoumaných letech z hlediska druhového složení ukazuje i výsledek RDA analýzy (Obr. 11). Podobnost svahů z hlediska vegetace je větší u jižních a západních svahů než u východních. Vzájemná větší vzdálenost symbolů jižního a západního svazu v roce 1972 než v roce 2007 ukazuje větší rozdílnost jejich vegetace v minulosti.



Obr. 11: Rozdílnost druhového složení svahů v jednotlivých letech: RDA analýza (gr. 2,630), 1. osa vysvětluje 4,2% variability souboru, 2. osa vysvětluje 3,5% variability souboru, 26 druhů vysvětlujících nejvíce variability, $p(1972*Z) = 0,014$, $p(2007*V) = 0,018$, $p(1972*V) = 0,014$, $p(2007*Z) = 0,004$, $p(1972*J) = 0,008$, bez kovariáty, $N = 96$ snímků.

Výstupy analýz RDA (Obr. 12 A, B, C) pro jednotlivé svahy ukazují největší změnu v zastoupení a pokryvnosti druhů mezi zkoumanými roky. Hodnota vysvětlené variability vegetace pro první osu, která odpovídá změně v čase, byla nejvyšší pro západní svah (17,1 %), jižní (14,7 %) a východní (12,5 %) svah.

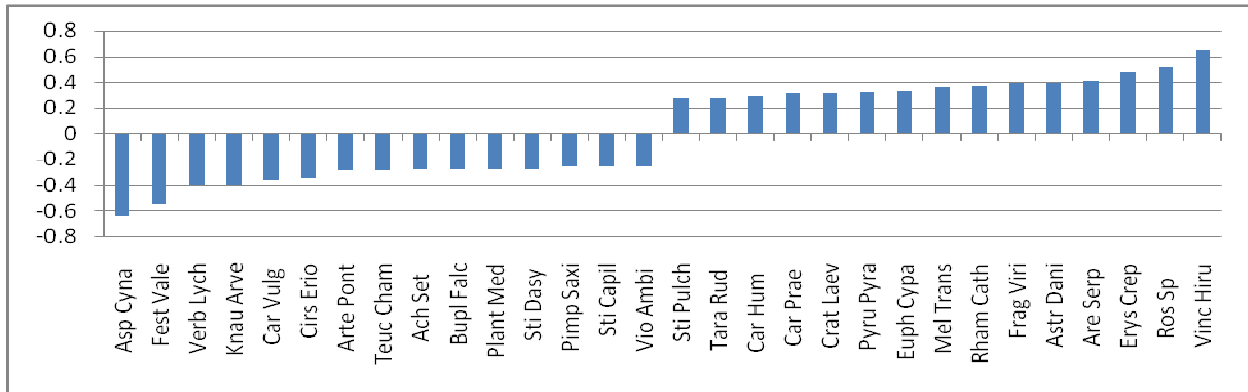
Pro západní svah (Obr. 12A) byly v minulosti charakteristické diagnostické druhy stepních pastvin asociace *Festuco valesiaca*–*Stipetum capillatae*: *Dianthus carthusianorum* s. l., *Artemisia campestris* a *Stipa capillata*. K roku 1972 se váží také druhy širokolistých trávníků asociace *Scabioso ochroleuca*–*Brachypodium pinnati* diagnostický druh *Scabiosa ochroleuca* a konstantní druhy *Asperula cynanchica* a *Thymus praecox* s. l. Napak pro rok 2007 jsou typické druhy mezofilních stepí asociace *Stipetum tirsae*: *Linum austriacum*, *Fragaria viridis* a *Artemisia pontica*. Přibylo také druhů *Stipa pennata* s. l. a *Koeleria macrantha* jako diagnostických druhů stepních porostů s péřitými kavyly asociace *Koelerio macranthae*–*Stipetum joannis*. Pro rok 2007 je také charakteristický výskyt dřevin *Fraxinus excelsior*, *Prunus spinosa* a *Rhamnus cathartica*.

Na jižním svahu Oblíku (Obr. 12B) v roce 1972 byly časté druhy širokolistých trávníků asociace *Scabioso ochroleuca*–*Brachypodium pinnati*, diagnostický druh *Festuca rupicola* a konstantní druhy *Knautia arvensis* ssp. *arvensis* a *Thymus praecox* s. l. Pro rok 2007 jsou typické druhy stepní vegetace s péřitými kavyly asociace *Koelerio macranthae*–*Stipetum joannis*: *Stipa pulcherrima* a *Stipa capillata* a druhy diagnostické pro asociaci mezofilních stepí *Stipetum tirsae*: *Thalictrum minus* s. l. a *Linum austriacum*. Rozvoj keřových společenstev ukazují druhy *Rosa* sp. a *Fraxinus excelsior*.

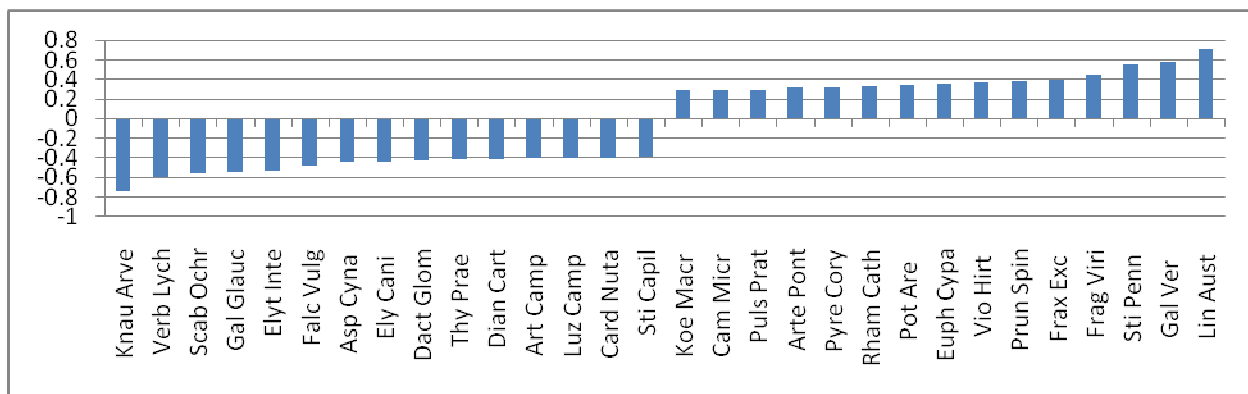
Z východního svahu (Obr. 12C) mizí druhy diagnostické pro asociaci *Festuco valesiaca*–*Stipetum capillatae*: *Verbascum lychnitis*, *Festuca valesiaca* a *Stipa capillata* a druhy asociace *Scabioso ochroleuca*–*Brachypodium pinnati*: diagnostické druhy *Carlina vulgaris*, *Bupleurum falcatum* a *Plantago media* a konstantní druhy *Asperula cynanchica*, *Knautia arvensis* ssp. *arvensis*. Nárůst ve vyšších partiích kopce zaznamenaly druhy skalních stepí asociace *Erysimo crepidifolii*–*Festucetum valesiaca*: *Carex humilis*, *Melica transsilvanica*, *Arenaria serpyllifolia*, *Erysimum crepidifolium* a *Stipa pulcherrima*. V celé délce svahu přibylo keřů *Rosa* sp., *Rhamnus cathartica*, *Pyrus pyraeaster* a *Crataegus laevigata*.

Obr. 12: Rozdílnost druhového složení jednotlivých svahů mezi zkoumanými lety: grafy jsou výsledkem RDA analýzy pro jednotlivé svahy, zobrazeno vždy 30 druhů s nejsilnější vazbou na rok záznamu snímku - 1972 (levá polovina) a 2007 (pravá polovina), v RDA použity kódy ploch jako kovariáty, hodnoty osy y odpovídají skórum na 1. kanonické ose.

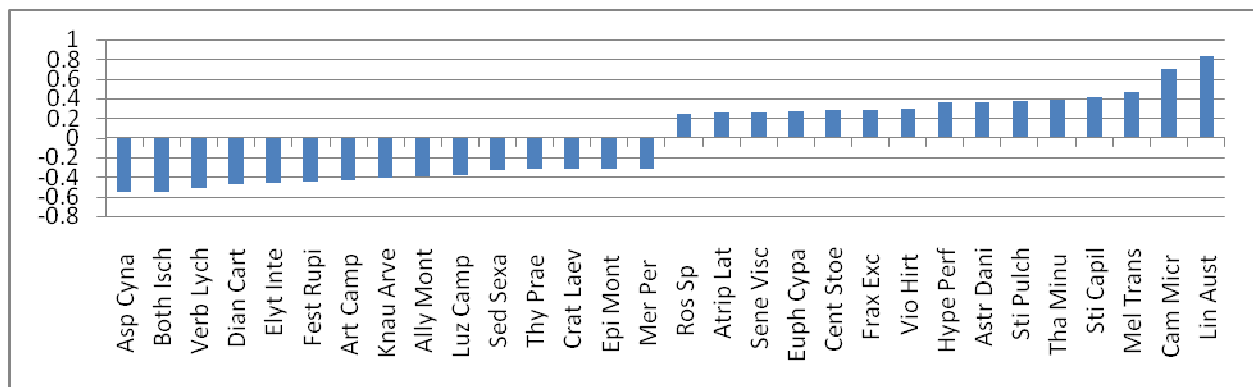
A, Západní svah: výstupy RDA analýzy (gr. 2,849), 1.osa vysvětlila celkem 17,1 % variability souboru, N = 34 snímků



B, Jižní svah: výstupy RDA analýzy (gr. 1,999), 1.osa vysvětlila celkem 14,7 % variability souboru, N = 34 snímků

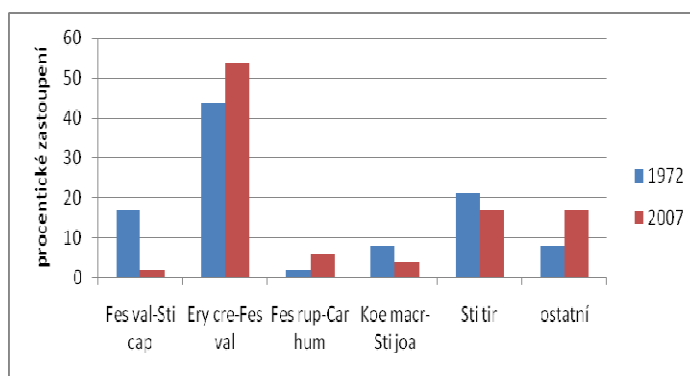


C, Východní svah: výstupy RDA analýzy (gr. 2,482), 1.osa vysvětlila celkem 12,5 % variability souboru, N = 28 snímků.



5. 2. Změna na úrovni rostlinných společenstev

V souboru starých a nových fytoecnologických snímků souhrnně převažuje vegetace asociace *Erysimo crepidifolii–Festucetum valesiaca* (49%), asociace *Stipetum tirsae* (19%) a *Festuco valesiaca–Stipetum capillatae* (9%). Mezi lety 1972 a 2007 došlo k výraznému nárůstu zastoupení snímků asociace *Erysimo crepidifolii–Festucetum valesiaca* a asociace *Festuco rupicola–Caricetum humilis*. Pokles četnosti zastoupení zaznamenala vegetace asociace *Festuco valesiaca–Stipetum capillatae*, asociace *Koelerio macranthae–Stipetum joannis* a asociace *Stipetum tirsae*. Srovnání řazení vegetace k syntaxonomickým jednotkám vegetace let 1972 a 2007 shrnují sloupcové grafy (Obr. 13). Výrazný nárůst ukazuje kategorie „ostatní“, zahrnující snímky řazené mimo svaz *Festucion valesiaca*.



Obr. 13: Syntaxonomické složení vegetace: sloupcové grafy znázorňují poměr zastoupení syntaxonů na zkoumaných měřících.

Shodné změny na celém území ukazují i změny v průměrné procentické frekvence diagnostických druhů těchto asociací: *Festuco valesiaca–Stipetum capillatae* (-4,1%), *Erysimo crepidifolii–Festucion valesiaca* (+5,9%) a *Festucion rupicola–Caricetum humilis* (+6,8%). Protichůdně vypovídají změny zastoupení diagnostických druhů asociací *Koelerio macranthae–Stipetum joannis* (+10,3%) a *Stipetum tirsae* (+12,6%), u nichž došlo k nárůstu frekvence diagnostických druhů, ale poklesu výskytu jejich asociace na měřících.

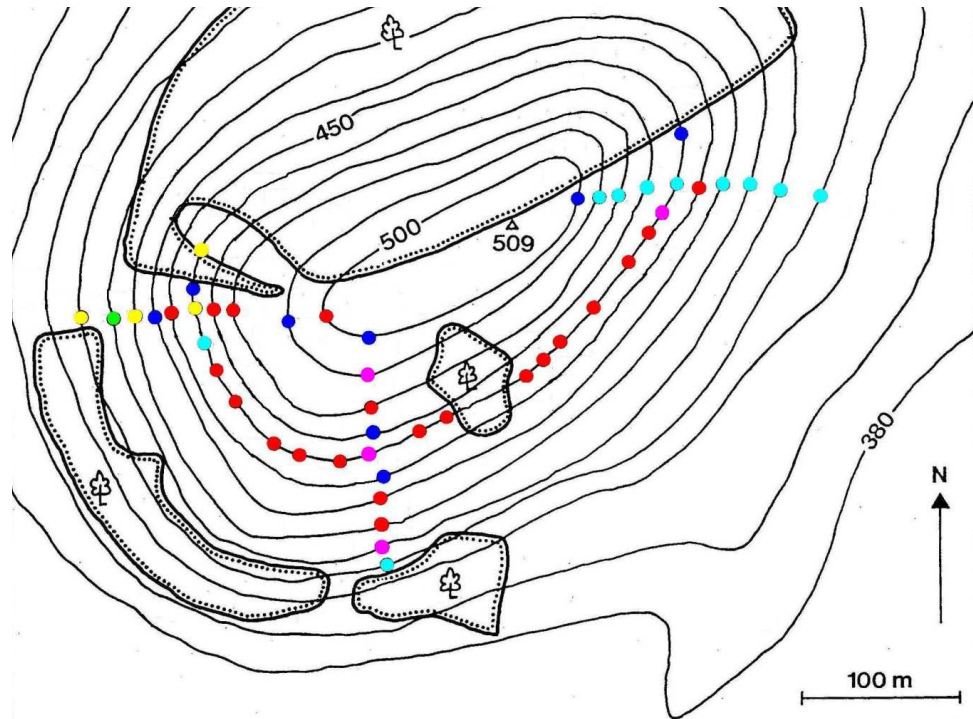
Změna z hlediska syntaxonomického zařazení vegetace nastala u většiny měřících (29/48) (Obr. 14). Na západním svahu byla vrcholová společenstva skalních stepí asociace *Erysimo crepidifolii–Festucetum valesiaca* nahrazena úzkolistými trávničky asociace *Festuco rupicola–Caricetum humilis*. Ve spodní části svahu nastal posun od širokolistých trávniček asociace *Scabioso ochroleuca–Brachypodium pinnatii* ke keřovým společenstvům asociace *Ligustro vulgare–Prunetum spinosae* a lesní vegetaci (Tab. 8). Snímky ze západní části vertikály jsou směrem k jihu stabilní, směrem k severu přibývalo snímků náležících k asociaci teplomilných lemů *Trifolio alpestris–Geranietum sanguinei*. Na jižním svahu došlo celkově k homogenizaci vegetace, tedy přechodu vegetace stepních pastvin *Festuco valesiaca–Stipetum capillatae* a stepní vegetace s péřitými

kavyly *Koelerio macrathae–Stipetum joannis* na vegetaci skalních stepí asociace *Erysimo crepidifolii–Festucetum valesiacaе*. Snímky vertikály jsou opět poměrně stabilní a ke změnám nedochází, vyjma snímků K a L, kde došlo ke změně směrem k mezofilním a keřovým společenstvům. Východní svah zaznamenal nárůst keřových společenstev asociace *Rhamno catharticae–Cornetum sanguinei* ve vrcholové části svahu (Tab. 8) na úkor mezofilních stepí asociace *Stipetum tirsae*. Část svahu při úpatí je stabilní jako asociace *Stipetum tirsae*. U dvou měříšť došlo k změně z asociace *Stipetum tirsae* na vegetaci skalních stepí *Erysimo crepidifolii–Festucetum valesiacaе*. U snímků S a V0, tedy snímkům nejbližším lesnímu porostu na severním svahu, došlo ke změně ze stepních pastvin *Festucetum valesiacaе–Stipetum capillatae* k porostům mezofilních stepí *Stipetum tirsae*. Změny ve východní části horizontály nenaznačují žádný trend.

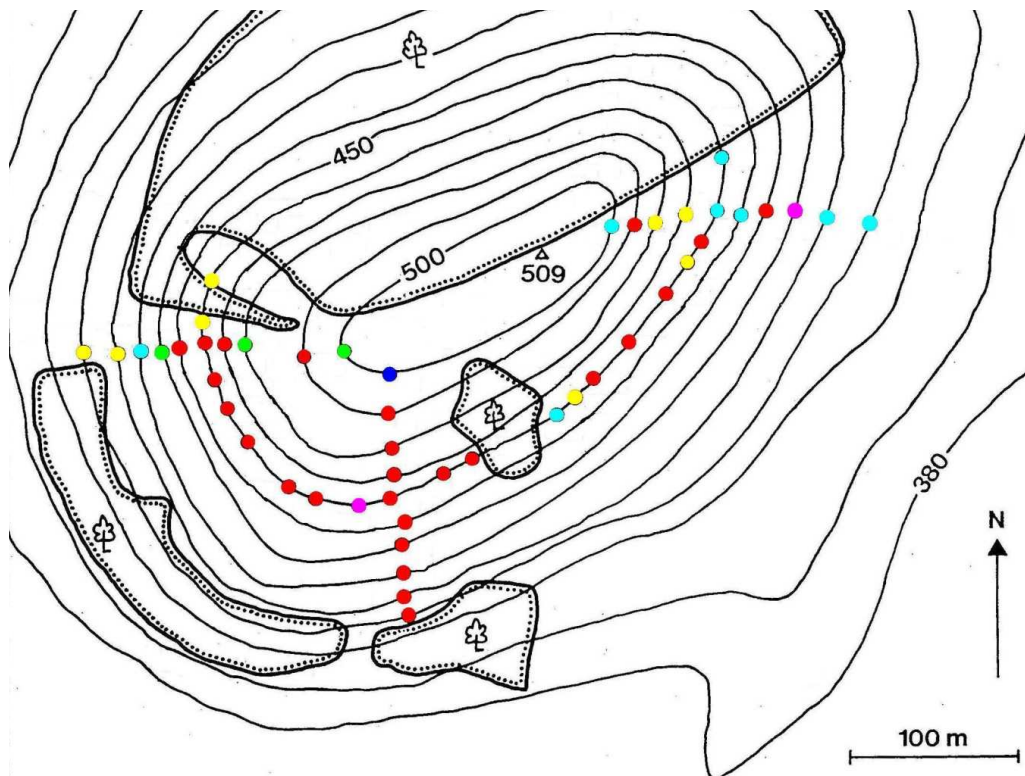
Tab. 8: Výskyt vegetace mimo svaz Festucion valesiacaе v jednotlivých letech.

asociace	1972	2007
as. <i>Scabioso ochroleucaе-Brachypodietum pinnatti</i>	Z7, Z9	-
as. <i>Trifolio alpestris-Geranietum sanguinei</i>	U	U, V
as. <i>Ligustro vulgaris–Prunetum spinosae</i>	-	L, P, Z8
as. <i>Rhamno catharticae-Cornetum sanguinea</i>	-	V2, V3
as. <i>Falcario–Elytrigietum repentis</i>	Z4	-
lesní vegetace	-	Z9

A, 1972



B, 2007



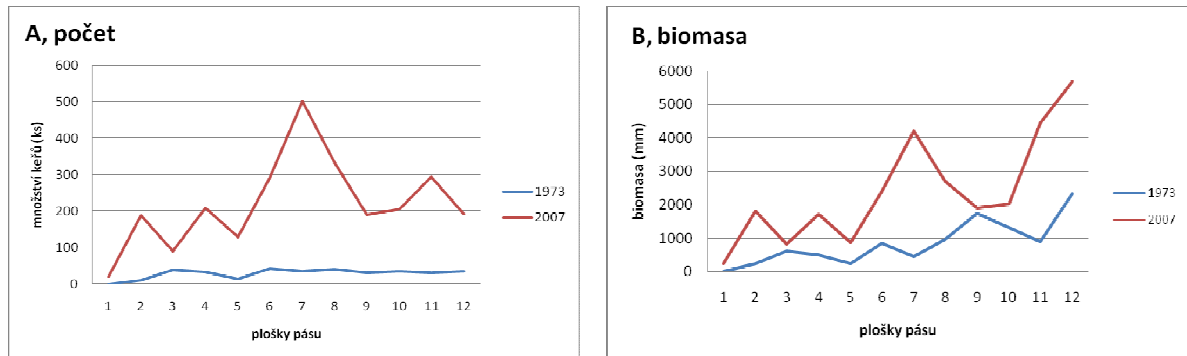
Obr. 14: Prostorové rozložení vegetace dle její syntaxonomie v letech 1972 (A) a 2007 (B)

- | | | |
|--|---|------------------------------|
| ■ as. <i>Festuco valesiaca</i> -
<i>Stipetum capillatae</i> | ■ as. <i>Festuco rupicola</i> -
<i>Caricetum humilis</i> | ■ as. <i>Stipetum tirsae</i> |
| ■ as. <i>Erysimo crepidifolii</i> -
<i>Festucetum valesiaca</i> | ■ as. <i>Koelerio macranthae</i> -
<i>Stipetum joannis</i> | ■ ostatní |

5.3. Změna keřových společenstev

Z porovnání záznamů fytoocenologických snímkování vyplývá statisticky signifikantní nárůst pokryvnosti keřového patra na celém území kopce, zejména však při jeho úpatí. Jižní svah je z hlediska výskytu keřů nejhudší. Nárůst celkové pokryvnosti na jihu zaznamenala *Rosa* sp. a nově se objevil *Fraxinus excelsior* a *Robinia pseudacacia*, jehož silná expanze nastala po nedokonalém managementovém zásahu v minulosti. Na jižním svahu přibylo několik polykormonů *Prunus spinosa* a vymizelo několik jedinců *Crataegus* sp.. Východní svah zaznamenal značný nárůst druhové bohatosti keřů. Nově byly na východním svahu nalezeny *Crataegus laevigata*, *Crataegus monogyna*, *Cotoneaster integerrimus*, *Rhamnus cathartica*, *Pyrus pyraeaster*, *Quercus petraea* a *Ribes uva-crispa*. Zvýšila se zde pokryvnost *Rosa* sp. a *Prunus spinosa*, která na východním svahu tvoří rozsáhlé neprůchodné plochy a přibylo několik jedinců *Fraxinus excelsior*. Západní svah je dnes z hlediska keřů také druhově bohatší, zejména při úpatí kopce. Nejvíce se zde rozšířila *Rosa* sp. a nově také *Prunus spinosa*. Mezi další nově objevené druhy dřevin náleží *Cornus sanguinea* s. l., *Crataegus laevigata*, *Fraxinus excelsior*, *Ligustrum vulgare*, *Rhamnus cathartica*, *Rubus* sp. a *Viburnum lantana*. Mírný nárůst zaznamenal *Crataegus monogyna* a *Cotoneaster integerrimus*. Pro lepší kvantifikaci změn byla srovnána data z pásu keřů na jihovýchodním svahu.

V roce 1973 bylo zaznamenáno v jihovýchodním vertikálním lineárním transektu keřů 10 druhů dřevin (Suchara 1974), v roce 2007 jsem zjistila 12 druhů dřevin. Sedm druhů keřů se vyskytlo v obou zaznamenávaných letech. Vymizelé druhy *Ligustrum vulgare* a *Sorbus aria* se vyskytovaly v roce 1972 v řádu jedinců, na vymizení *Cornus sanguinea* s. l. má pravděpodobně vliv dlouhodobý vývoj vegetace jihovýchodního svahu. Nově zaznamenanými druhy byly *Acer campestre*, *Corylus avellana*, *Prunus avium*, *Ribes uva-crispa* s. l. a *Ulmus minor*. V pásu keřů byl zjištěn značný nárůst biomasy keřů na 284% původní hodnoty a nárůst počtu keřů na 781% původního počtu (Obr. 15). Největší nárůst byl ve spodní části svahu, nejvýše do plošky č. 6 vertikálního transektu (480 m n. m.). Průměrná hodnota průměru kmínku keřů poklesla u všech druhů keřů. Z tohoto faktu vyplývá, že se zde v současnosti nachází více „jedinců“ (prutů) keřů o menším průměru než dříve, což také vypovídá o značném zmlazení keřů.



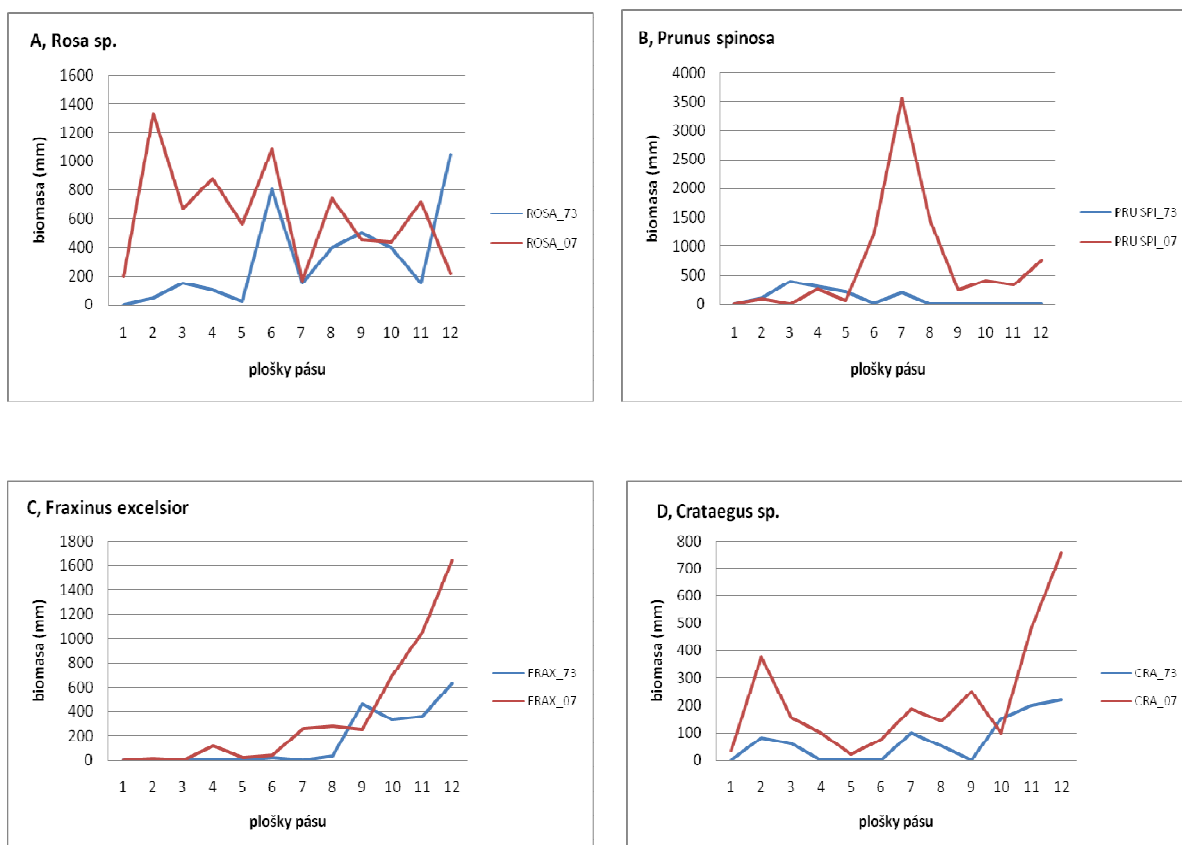
Obr. 15: Celková změna v JV transektu keřů: počet keřů (A), biomasa keřů (B).

Nejvyšší relativní nárůst biomasy zaznamenala *Prunus spinosa* (673 %), *Pyrus pyraeaster* (318 %) a *Crataegus* sp. (310 %), *Fraxinus excelsior* (238 %), *Viburnum lantana* (227 %), *Rosa* sp. (198 %) a *Rhamnus cathartica* (154 %). Nejvyšší absolutní nárůst biomasy v celém pásu zaznamenal také druh *Prunus spinosa* (nárůst o 7 101 mm), dále *Rosa* sp. (3 690 mm), *Fraxinus excelsior* (2 530 mm), *Ulmus minor* (1 950 mm) a *Crataegus* sp. (1 805 mm). Pokles biomasy jsem u zaznamenala u druhů *Sorbus aria*, *Ligustrum vulgare* a *Cornus sanguinea* s.l.. Ze zjištěných druhů jsem vybrala 4 dominantní druhy (tj. s biomasou nad 1 800 mm a vyskytující se v obou zkoumaných letech) – *Rosa* sp., *Prunus spinosa*, *Fraxinus excelsior*, *Crataegus* sp., jejichž změny pokryvnosti jsem statisticky testovala. Statisticky signifikantně na 5 % hladině pravděpodobnosti vyšel nárůst biomasy všech keřů v celé délce pásu a z hlediska dominant pouze pro *Crataegus* sp. (Tab. 9). Nárůst pokryvnosti *Rosa* sp., *Fraxinus excelsior* a *Prunus spinosa* byl značný, ale statisticky signifikantní až na hladině pravděpodobnosti 10%.

Tab. 9: Statistické srovnání biomasy JV transektu keřů pomocí GLM *Repeated Measures*, hodnoty průkazné na hladině signifikance 5% zvýrazněny tučně, ↑ označuje signifikantní trend nárůstu biomasy keřů, N=24 plošek.

BIOMASA	ROK			PRŮMĚR		TREND
	p	F	df	1972	2007	
Celek	0,002	16,576	1	843,5	2399,33	↑
<i>Rosa</i> sp.	0,064	4,237	1	314,58	622,08	-
<i>Fraxinus excelsior</i>	0,056	4,581	1	152,5	363,33	-
<i>Crataegus</i> sp.	0,008	10,491	1	71,67	222,08	↑
<i>Prunus spinosa</i>	0,072	3,975	1	103,33	695,08	-

Šíření keřů druhu *Fraxinus excelsior* a *Crataegus* sp. postupuje od úpatí kopce (ploška č. 12, cca 425 m n. m.) směrem vzhůru. *Fraxinus excelsior* se rozšířil z původních 6 plošek při úpatí na 10 plošek směrem k vrcholu kopce. Počet keřů se zvýšil z původních 50 ks na 194 ks a relativní biomasa na dnešních 138 %. *Crataegus* sp. se rozšířil z původních 7 plošek náhodně rozmístěných po svahu kopce na všech 12 zkoumaných plošek. Počet keřů se zvýšil z 19 ks na 155 ks a relativní biomasa vzrostla na 310 %. Druh *Rosa* sp. se rozšířil na poslední volnou vrcholovou plošku pásu, počet růžových keřů se zvýšil na 1146 ks z původních 117 ks. Relativní biomasa *Rosa* sp. vzrostla na 198 % původní biomasy. Trend šíření směrem shora dolů nacházíme u *Prunus spinosa*, kde v minulosti většina keřů rostla ve vyšší polovině kopce, dnes však keře pokrývají svah celý. *Prunus spinosa* se z původních 6 plošek rozšířila na 10. Stávající počet keřů (odnoží) v celém pásu je 1040 ks z původních 102 ks a relativní biomasa tím vzrostla na 673 % původních hodnot. Změny v porostech dominant zaznamenávají grafy na obrázku 16. Ostatní druhy keřů migrují do území z úpatí kopce, př. *Acer campestre*, *Corylus avellana*, *Ulmus minor*, *Prunus avium*, *Ribes uva-crispa* s. l., *Pyrus pyraeaster* a vyskytují maximálně do nadmořské výšky 460 m n. m. (ploška č. 9).



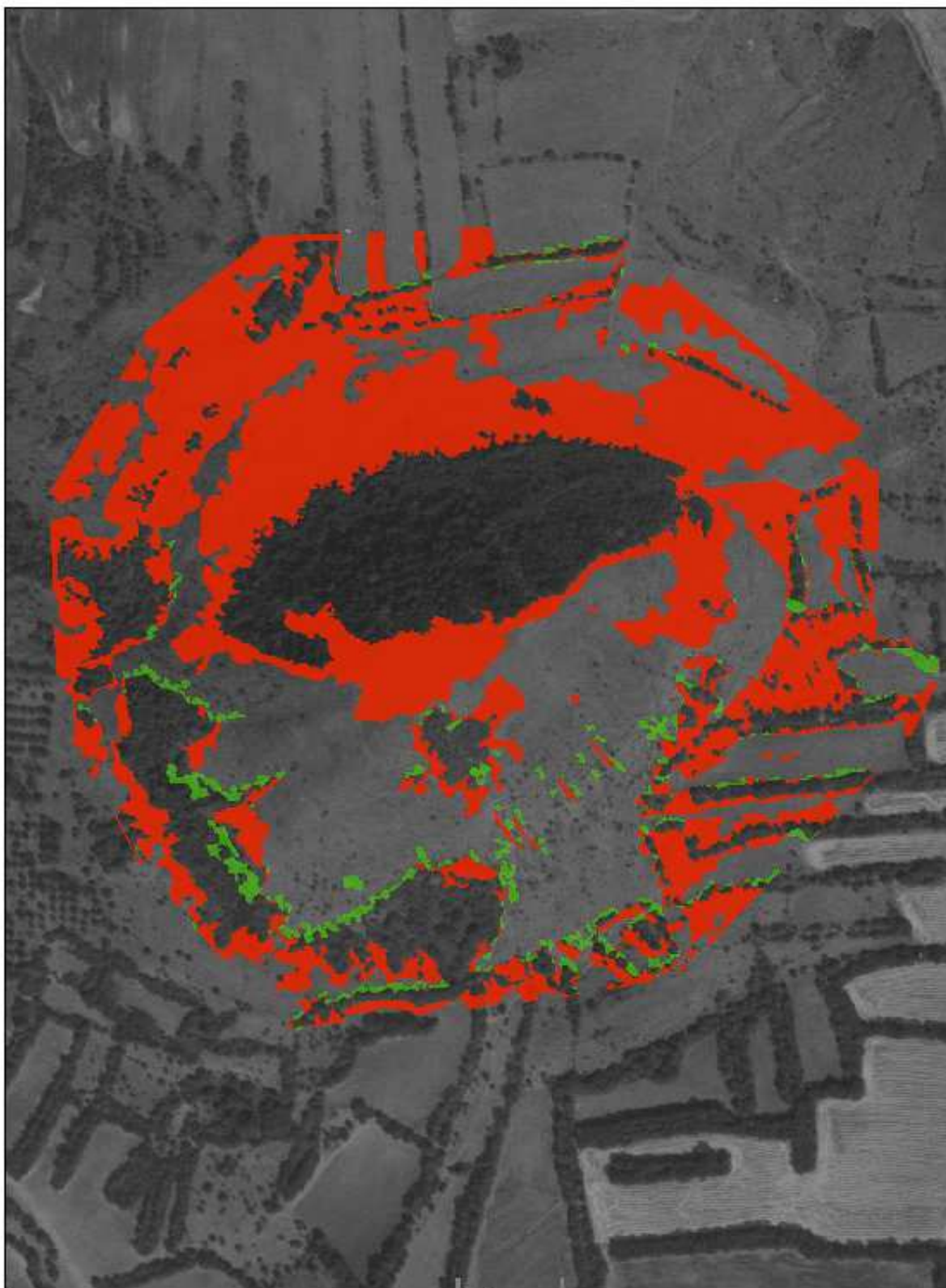
Obr. 16: Změna „biomasy“ dominantních druhů keřů JV transektu: *Rosa* sp. (A), *Prunus spinosa* (B), *Fraxinus excelsior* (C) a *Crataegus* sp. (D) mezi lety 1973 a 2007, ploška č. 1 odpovídá cca 500 m. n. m., ploška č. 12 cca 425 m. n. m.

Plocha keřových společenstev ve zkoumaném výseku krajiny zobrazeném na leteckých snímcích zahrnující celé území NPR Oblík byla v roce 2006 oproti roku 1974 více než dvojnásobná (Tab. 10). Největší relativní nárůst zaznamenala keřová společenstva na východním svahu (3×), dále severním svahu (2,5×), západním (2×) a naposledy jižním (1,4×). Upozornit je třeba i na expanzi *Robinia pseudacacia* na jižním svahu. Absolutní nárůst pokryvnosti keřů je nejvyšší na severním svahu, dále západním, východním a jižním, za více vypovídající o změně však považují nárůst relativní.

Tab. 10: Tabulka srovnávající velikost pokryvu keřových společenstev mezi lety 1974 a 2006.

PLOCHY KEŘŮ	výseč (ha)	1974 (ha)	2006 (ha)	abs. rozdíl (ha)	relat. rozdíl (%)
Celek	145,5	41,5	87,8	46,3	211,7
Z	40,4	14,4	29,1	14,7	202,1
J	38,2	10,3	14,9	4,6	144,8
V	26,4	4,6	13,5	9	297,5
S	40,5	12,3	30,3	18	247,3

Při bližším pohledu na letecké snímky zjistíme, že v roce 1974 jsou keřová společenstva jasně ohraničená, oproti tomu na snímku z roku 2006 je hranice mezi keřovými a travinnými společenstvy difúzní. Ve shodě s terénními pozorováními jsem do analýzy zahrнула i plochy nezapojených keřových porostů a porosty *Prunus spinosa* a *Robinia pseudacacia*, jejichž výskyt ukazoval snímek jako pouhý tmavý odstín šedi, ale jejichž výskyt byl ověřen terénním pozorováním. Výstupem fotogrammetrické analýzy je mapa keřových společenstev na obrázku 17.



Obr. 17: Fotogrammetrické srovnání keřových společenstev: promítnutí nových keřových společenstev z roku 2006 (červeně) a vymizelých keřových společenstev (zeleně) na podkladový letecký snímek z roku 1974, měřítko 1: 8 000.

5. 4. Změna chemického složení půd

Statisticky prokazatelnou změnu pro soubor 12 párů snímků jsem našla pro obsah oxidovatelného uhlíku a obsah vápníku (Tab. 11). Trendy na nižších prostorových úrovních (rok*orientace) byly sice testovány (signifikantní pro obsah celkového dusíku a úživnost půd), ale vzhledem k nízkému počtu měření nejsou relevantní. Z konkrétních hodnot výsledků chemických analýz (příloha F) lze diskutovat možný trend nárůstu obsahu celkového dusíku na západním a jižním svahu a pokles obsahu celkového dusíku na východním svahu. Úživnost půd se pravděpodobně zvýšila na východním svahu. Ostatní data neukazují ani potenciální trendy.

Tab. 11: Statistické srovnání výsledků chemických analýz půd pomocí GLM *Repeated Measures*, hodnoty průkazné na hladině signifikance 5% zvýrazněny tučně, ↑ označuje signifikantní trend nárůstu obsahu prvků, N=24 údajů.

PŮDY	ROK			ROK*ORIENTACE			ORIENTACE			PRŮMĚR		TREND
	p	F	df	p	F	Df	p	F	df	1972	2007	
N	0,589	0,314	1	0,002	13,625	2	0,336	1,234	2	0,38	0,39	-
C	<< 0,001	28,013	1	0,949	0,053	2	0,650	0,452	2	3,55	4,25	↑
C/N	0,047	5,269	1	0,017	6,633	2	0,411	0,982	2	9,94	11,48	-
pH_{H2O}	0,680	0,182	1	0,579	0,58	2	0,628	0,49	2	6,3	6,43	-
Ca	0,007	12,165	1	0,900	0,106	2	0,152	2,337	2	0,25	0,42	↑
K	0,276	1,347	1	0,201	1,924	2	0,005	9,837	2	0,02	0,02	-

Pro následnou diskusi změn v území jsem provedla srovnání chemických parametrů půdních vzorků ze všech 48 měříšť z roku 2006 vzhledem k orientaci svahů (*One-way Anova*). Ze srovnání těchto parametrů vyplývá, že v současnosti se půdních charakteristiky – N, C, C/N, pH_{H2O}, pH_{KCl} - mezi jednotlivými svahy neliší. Shodně jsou na orientaci nezávislé i hodnoty obsahu prvků z 12 párů měříšť (Tab. 11) kromě obsahu draslíku.

5.5. Změna prostředí na základě Ellenbergových indikačních hodnot

Signifikantní rozdíl průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro celé zkoumané území byl zaznamenán pouze pro kontinentalitu (Tab. 11). Tento nárůst je důsledkem nárůstu celkové pokryvnosti kontinentálnějších druhů rostlin na celém zkoumaném území (nikoliv nárůst pokryvnosti ve snímčích, ale procentické frekvence, protože se jedná o nevážené EIV), např. druhy rodu *Stipa*. Změnu kontinentality jsem dále testovala na úrovni jednotlivých svahů. Signifikantní nárůst jsem prokázala pro jižní ($p=0,004$, *GLM Repeated Measures*) a západní svah ($p=0,013$, *GLM Repeated Measures*). Změna na východním svahu vyšla nesignifikantní ($p=0,192$, *GLM Repeated Measures*). Rozdílnou reakci svahů na změnu v čase nacházíme také u Ellenbergových hodnot pro půdní reakci. Signifikantní je z hlediska tohoto parametru pouze nárůst hodnot půdní reakce na jižním svahu ($p=0,019$, *GLM Repeated Measures*). Východní ($p=0,549$, *GLM Repeated Measures*) a západní svah ($p=0,269$, *GLM Repeated Measures*) se z hlediska nároků rostlin na půdní reakci nezměnily.

Rozdíl průměrných Ellenbergových indikačních hodnot pro jednotlivé svahy nezávisle na roku vyšel pro všechny faktory signifikantní vyjma půdní reakce ($p=0,607$) (Tab. 11). Lze tedy usuzovat, že se na rozdíl od chemických parametrů půd vegetace ve svých nárocích na prostředí mezi jednotlivými svahy liší.

Tab. 12: Statistické srovnání EIV pomocí *GLM Repeated Measures*, hodnoty průkazné na hladině signifikance 5% zvýrazněny tučně, ↑ označuje signifikantní trend nárůstu hodnot EIV, N = 96 snímků.

EIV	ROK			ROK*ORIENTACE			ORIENTACE			PRŮMĚR		TREND
	p	F	df	p	F	df	p	F	df	1972	2007	
Světlo	0,489	0,487	1	0,443	0,829	2	0,001	6,148	2	7,58	7,56	-
Teplota	0,755	0,099	1	0,217	1,582	2	<<0,001	11,184	2	6,28	6,29	-
Kontinentalita	0,007	8,076	1	0,004	6,213	2	<<0,001	10,204	2	5,22	5,38	Z↑, J↑
Vlhkost	0,718	0,132	1	0,375	1,002	2	<<0,001	11,567	2	3	2,98	-
Půdní reakce	0,06	3,736	1	0,046	3,305	2	0,715	0,715	2	7,4	7,46	J↑
Obsah živin	0,243	1,4	1	0,149	1,989	2	0,002	7,372	2	2,77	2,84	-

Korelace mezi Ellenbergovými hodnotami a půdními chemickými parametry v roce 2006/7 (příloha G2) ukazují silnější pozitivní korelaci pro půdní reakci (EIV) a výměnné i aktivní pH, kde je vyšší korelační koeficient u výměnného pH. Překvapující je slabší vazba obsahem živin (EIV) a úživností půd či obsahem dusíku, silnější je pouze vazba obsahu živin (EIV) na obsah uhlíku. Negativně koreluje půdní reakci (EIV) s obsahem uhlíku, kontinentalita (EIV) s teplotou a zároveň s úživností půd. Velmi silné jsou korelace mezi Ellenbergovými hodnotami navzájem, a to zejména vlhkosti a obsahu živin, kontinentality a světla, světla a teploty. Silně negativně korelují Ellenbergovy hodnoty pro vlhkost s teplotou a vlhkost s nároky na světlo.

6. Diskuse

6. 1. Diskuse použité metodiky

6. 1. 1. Lokalizace měříšť a transektu keřů

Hlavním stavebním kamenem diplomové práce je lokalizace původních měříšť ze 70. let minulého století. V případě studií s opakovanými záznamy vegetace mohou nastat tři případy přesnosti lokalizace trvalých ploch – přesné, přibližné a žádné (Herben et Münzbergová 2003). V případě přesného záznamu ploch (např. zaměření pomocí GPS, vyznačení v terénu) jde o trvalé plochy a diskuse o přesnosti jejich lokalizace postrádá smysl. V případě neznámé pozice starých záznamů nelze odlišit vliv prostorové heterogenity vegetace od časové (Hédl 2001), což limituje přínos časově srovnávacích studií. V případě přibližné lokalizace starých záznamů lze zmíněné dva typy variability částečně odlišit. Nový záznam je zapsán na přibližně lokalizované ploše (i) tak aby byl co nejpodobnější starému záznamu (zde hrozí argument kruhem) nebo (ii) je učiněn náhodně (pak se zvyšuje vliv prostorové variability vegetace na úkor časové). Oddělení těchto dvou typů variability je možné na základě zapsání více záznamů v pravděpodobném místě starého záznamu a následné analýzy variability (Herben et Münzbergová 2003). V případě NPR Oblík je poměrně přesná lokalizace ploch umožněna a usnadněna geomorfologií zkoumaného území – jediným solitérním kuželovitým kopcem. Pozice původních měříšť na kopci byla v minulosti zaznamenána pomocí údaje o orientaci ke světovým stranám, nadmořské výšce, vzdálenosti mezi jednotlivými měříšti, zákresem v mapě a fotodokumentací. V terénu byla měříště vyznačena bílou barvou na vystupující skalky, toto značení se dokonce na některých měříštích zachovalo 35 let! Přesné lokalizační údaje a pomoc zpracovatelů původních diplomových prací ze 70. let J. Březinové – Štolcové, J. Rydla a I. Suchary při lokalizaci měříšť jsou důvodem, proč předpokládám, že se původní měříště opravdu podařilo nalézt. Přesná lokalizace je důvodem, proč jsem zaznamenala pouze jeden snímek na znovu nalezeném měříšti. Podíváme-li se na problém kritickým pohledem, lze předpokládat maximální posun měříšť v řádu jednotek metrů, nicméně i tato případná odchylka by neměla způsobit ve výsledcích výrazný rozdíl.

Pro potřebu podobných studií v budoucnu byly trvalé plochy vyznačeny hřebíky (lokalizace detektorem kovů) a zaměřeny přesně přístrojem GPS. Jiný způsob značení ve skeletovité půdě příkrých svahů je prakticky nemožný tak, aby byl zároveň slučitelný s přísnou zákonnou ochranou území. Páry původních a nových měříšť se částečně liší v údajích o sklonu, orientaci a nadmořské výšce, tento rozdíl je způsoben zejména rozdílnou přesností přístrojového vybavení v 70. letech a v současnosti.

Při lokalizaci vertikálního pásu keřů jsem vycházela z údaje o orientaci ke světové straně a místě křížení vertikálního transektu s horizontálou (vrstevnicí 460 m n. m.) mezi měříšti N a O

(Suchara 1974). Zjištění pozice transeptu je v porovnání s lokalizací měříšť méně přesné, nicméně poměry na jihovýchodní části svahu si vzájemně odpovídají v širším úhlu, proto se domnívám, že naměřené hodnoty jsou důvěryhodné.

6. 1. 2. Terénní sběr dat

Pro všechny výzkumné studie využívající srovnání historických dat se současností je limitujícím prvkem použitá metodika v historických pracích. Mnohé metody se oproti 70. letem nezměnily a jsou dosud standardní – např. použití Braun-Blanquetovy stupnice, obecný popis místa záznamu fytoecologického snímku a pod. Existuje však mnoho metod, které byly v 70. letech klasické, a dnes se již nepoužívají, např. některé metody chemických analýz půd.

Vzhledem k opakování shodných terénních prací byl předem určeno pattern sběru fytoecologických snímků, metoda jejich sběru, rozměry, ale zároveň byla definována i většina zjišťovaných fyzikálních parametrů měříště. Hlavičková data nových snímků se rozrostla pouze o přesné souřadnice z GPS a relativní podíl plochy snímku tvořený výstupy skal. Omezením z hlediska záznamu druhové skladby snímku se stalo odlišné vnímání keřového a bylinného patra. Ve starých pracích je jakákoliv dřevina řazena do keřového patra nezávisle na své výšce, tento systém jsem proto použila i pro svou práci. Druhým omezením je determinace některých druhů pouze na úroveň vyšších taxonomických jednotek např. *Rosa* sp. a *Crateagus* sp. Jistou měrou ke zjištěným rozdílům vegetace přispívá subjektivita vnímání autora fytoecologického snímku, která se promítá zejména do stanovení pokryvností druhů. Lepš a Handincová (1992) ukazují největší rozdíl ve snímkování mezi různými badateli u vzácných druhů, které jsou zaznamenávány s odlišnou precizností.

Jistou vůli ve výběru poskytovaly vzhledem k návaznosti na sérii prací ze 70. let (Březinová 1973, Klimešová 1973, Molíková 1973, Rydlo 1973, Suchara 1974) faktory prostředí, které jsem použila jako vysvětlující parametry změn vegetace. Jako nejvíce vysvětlující jsem zvolila opakování chemických analýz obsahu hlavních prvků v půdě (C, N, K, Ca) a měření půdní reakce. Rozhodnutí kontrastuje s Čapkovou (1999), která jako zásadní parametry pro výzkum pattern xerothermních trávníků zvolila hlavně klimatické parametry (průměrná teplota, aktuální a maximální denní teplota, míra evaporace). Čapková (1999) se věnovala i analýzám půdních vlastností, kde navíc srovnávala nasycenost sorpčního komplexu a hloubku půdního profilu. Zpětně považuji měření hloubky půd za velmi vhodný a řadu změn vysvětlující faktor. Jako významný faktor jsem mohla zařadit také potenciální radiaci (PDSI), nicméně ta je odvozena ze sklonu a orientace snímku, které jsem přímo používala jako vysvětlující proměnné v analýzách.

Hlavní omezení srovnání chemických parametrů půd spočívalo v nízkém počtu historických údajů (12 ze 48) pro statistické srovnání. Ve všech případech chemických analýz jsem použila co nepodobnější metodu analýz použitou v 70. letech. Hlavním rozdílem bylo použití moderní

laboratorní techniky (destilační aparatura BÜCHI K-314, kombinovaná elektroda WTW: typ SenTix 41 atd.). Kromě metodických chyb je třeba počítat také s možnou nepřesností při chemickém vyhodnocení obsahu prvků např. špatná kalibrace elektrody, nečistota vzorků a laboratorního nádobí, atd.

6. 1. 3. Zpracování dat

Vegetační data byla zpracována v současnosti standardním botanickým softwarem. Statistické srovnání dat bylo provedeno obecnými lineárními modely s opakovanými měřeními (*Repeated Measures GLM*) zajišťujících dostatečnou robustnost testů pro data nespĺňující podmínku normálního rozdělení a zároveň jsou vhodné pro data odečítaná na trvalých plochách, tedy nejsou absolutně nezávislá.

Bakker et al. (1996) jako vhodné metody studia změn složení vegetace na trvalých plochách doporučuje metody srovnání změn pomocí (i) shlukové analýzy, (ii) ordinace, (iii) nelineární regrese četnosti vybraných druhů, (iv) průměrné četnosti skupin funkčně si podobných druhů a (v) změn relativní četnosti syntaxonomických jednotek. V diplomové práci byly využity metody ordinační (např. RDA), regresní (*GLM Repeated Measures*), porovnání změn četnosti syntaxonomických jednotek a zjednodušené srovnání změn funkčních skupin (fyziognomické skupiny). Shluková analýza byla nahrazena přímou klasifikací syntaxonomických jednotek expertními systémy a jejich srovnáním.

Pro klasifikaci společenstev byla použita metoda řízené klasifikace vegetačních dat pomocí expertních systémů založená na metodě Cocktail (Brulheide 2000). Tato metoda není proti neřízeným metodám, např. Twinspan (Hill 1979) a shluková analýza (Podani 2000), založena na hledání směrů variability a shlukování snímků do skupin podle jejich vnitřní podobnosti, ale řadí snímky srovnáním na základě předem daných kritérií přímo k asociacím syntaxonomického systému. Náležitost k syntaxonomickým jednotkám (asociacím) je prováděna na základě sociologických skupin druhů a dominance vybraných druhů. Klasifikaci vegetace s využitím expertních systémů lze provést dvěma různými způsoby – (i) na základě formálních definic asociací (metoda Cocktail) (Kočí et al. 2003) a (ii) na základě kombinace formálních definic a podobnosti vegetace (Kočí et al. 2003, Tichý 2005). K porovnání podobnosti vegetace se využívá index FPMI (Tichý 2005), který srovnává podobnost druhového složení přiřazovaného snímku a druhovým složením asociací. Nižší hodnota FPMI indexu znamená přiřazení snímku syntaxonomické asociaci i při jeho menší podobnosti, je tudíž benevolentnější, míra benevolentnosti má však vliv na přesnost srovnání změn vegetace.

Metodou Cocktail bylo přiřazeno k asociacím pouhých 13 z 96 zaznamenaných fytoecologických snímků. Důvodem přiřazení názvů pouhým 13ti snímkům metodou Cocktail je

jejich objektivní rozmístění ve zkoumaném území, díky němuž nepředstavují reprezentativní vegetaci asociací, ale vegetaci nevyhraněnou nebo méně typickou. Pro kombinovanou metodu klasifikace společenstev jsem se rozhodla i proto, že více odráží mé chápání rostlinných společenstev jako dynamických struktur založených na reakci jednotlivců a populací (Tansley 1920), nikoliv jako rigidních struktur ve smyslu holistické teorie (Clements 1916).

6. 1. 4. Analýza leteckých snímků

Přítomnost keřových společenstev na leteckých snímcích je snadno rozpoznatelná a lze ji využít pro zkoumání historických změn krajinného pokryvu (Brůna 2007). Vzhledem k dobrému rozlišení leteckých snímků lze metodu využít i pro mapování výskytu některých velkých druhů bylin, například *Heracleum mantegazzianum* (Mullerova et al. 2005), keřových nebo stromových společenstev (Bowman et al. 2001), i pro zjištění změn *land use* v krajině (Hietel 2004, Sluiter et de Jong 2007, Gülgün et al. 2008). Problematickým bodem metody je určení hranice keřových společenstev, která je většinou difúzní. Na snímku z roku 1974 je hranice mezi travinnými společenstvy a keři ostrá, pravděpodobně vlivem intenzivního managementu v území. Na snímku z roku 2006 jsem hranici určila na základě terénní zkušenosti. Alternativou použité ruční klasifikace společenstev je automatická metoda založená na porovnání hodnot jasu jednotlivých pixelů (GFW 2006). Automatická klasifikace je vhodnější pro letecké snímky s hrubším rozlišením a vzhledem k náročnosti nastavení parametrů klasifikace i pro větší soubory snímků (Brůna 2007).

6. 1. 5. Použití Ellenbergových indikačních hodnot

Vypočtením průměru Ellenbergových indikačních hodnot pro jednotlivé faktory lze na základě zastoupení rostlinných druhů ve fytoocenologickém snímku nepřímou charakterizovat abiotické podmínky stanoviště (Ellenberg et al. 1991). S Ellenbergovými hodnotami pro rostlinné druhy lze počítat dvěma odlišnými způsoby (i) vážením hodnot pokryvností jednotlivých rostlinných druhů a (ii) použitím hodnot bez vážení pokryvností. Pro stanoviště druhově bohatá je pro srovnání historických a současných botanických záznamů vhodné použít vážený průměr těchto hodnot spočtený pomocí procentuálního zastoupení zkoumaných druhů rostlin nebo s využitím Braun-Blanquetovy stupnice abundance a dominance (Diekmann 2003). Pro účely práce byl však zvolen přístup druhý, tedy využití nevážených Ellenbergových hodnot. Hlavním argumentem pro využití pokryvností druhu nevážených Ellenbergových hodnot je fakt, že přítomnost jednoho jedince rostliny s užší ekologickou amplitudou může vypovídat mnohem více než dominance druhu se širokou amplitudou (Diekmann 2003). V případě vážených hodnot dominantní druh svým množstvím značně stírá vliv ekologicky náročného jedince, jehož přítomnost může vypovídat o zkoumaném stanovišti větší měrou. Nezanedbatelným rozdílem při porovnávání fytoocenologických údajů je subjektivnost vnímání pokryvnosti druhů různými autory a přirozená fluktuace v abundanci

rostlinných druhů v čase (Diekmann 2003), tyto dva faktory lze minimalizovat právě nevážením Ellenbergových hodnot pokryvností druhu.

Diskutabilním parametrem výpočtu průměrných Ellenbergových hodnot pro fytoocenologický snímek je zahrnutí druhů keřového a stromového patra. Dřeviny se z výpočtu vyčleňují, protože jejich kořeny zasahují i do hlubších vrstev půdy, a mohou tak reagovat na poněkud jiné podmínky než vegetace bylinného patra (Diekmann 2003). Rozhodla jsem se zahrnout do analýz všechny rostlinné druhy, protože považuji výpovědní hodnotu dřevinných druhů za užitečnou a přispívající vysvětlení změn v území. Zároveň Ellenbergovy hodnoty používám také pro diskusi změn klimatických podmínek, pro něž je hloubka kořenů nepříliš významná. Výpověď celého společenstva druhů je vyšší než výpověď jednoho rostlinného druhu, protože ekologická amplituda společenstva je užší než amplituda jednoho druhu.

Nevýhodou EIV je, že odráží standardizované ekologické chování druhu, nikoliv jeho aktuální fyziologické preference (Ellenberg et al. 1991). Naopak jejich výhodou je, že odráží reakci rostlin na prostředí jako soubor interagujících faktorů stejně jako je čtou rostliny, nikoliv jako jeho jednotlivé složky (Wamelink et al. 1998), tak jak jej vyjadřují výstupy analýz. Výpověď indikačních hodnot pro starší (stabilnější) porosty je daleko přesnější než pro mladé. Důvodem může být, že současné druhové složení vegetace nemusí zobrazovat současné podmínky, ale může zobrazovat podmínky kritické fáze života rostlin (Dzwonko 2001) nebo reakce rostlin může být zpožděná nebo ovlivněná vnitřní dynamikou společenstev (Ertsen et al. 1998), stejně jako genetickou variabilitou druhů nebo rozdílností jejich fyziologického a ekologického chování (Dzwonko 2001). Rostliny tedy nezachycují informaci o momentálním stavu podmínek, ale spíše informaci o dlouhodobém trendu na území (Schaffers et Sýkora 2000).

Mnoho srovnávacích studií potvrdilo značné a zjevné výhody systému Ellenbergových indikačních hodnot (Dzwonko 2001, Wamelink et al. 1998, Lawesson et Mark 2000), ale zároveň upozornilo na řadu omezení tohoto systému. Hlavním argumentem odpůrců použití Ellenbergova systému je přiřazení indikačních hodnot druhům na základě zkušenosti rostlinných ekologů nikoliv na základě přesných fyzikálních a chemických měření. Systém také vznikl pro poměrně stabilní společenstva (západní, atlantičtější části) střední Evropy, jeho uplatnění pro studium disturbovaných či nestabilních společenstev, stejně jako společenstev silně ovlivněných činností člověka, má slabší váhu (Dzwonko 2001). Zásadní nevýhoda systému spočívá v zanedbání vlivu biologických interakcí a lidských managementových zásahů na stav vegetace (Lawesson et Mark 2000).

Obecně se přijímá, že použití indikačních hodnot druhů na místo fyzikálních a chemických měření umožňuje odhadnout faktory životního prostředí v minulosti založené pouze na vegetačních datech (Dzwonko 2001) a rozpoznat tak změnu prostředí, například eutrofizaci, acidifikaci

(Thimonier et al. 1994) nebo sukcesní vývoj (Persson 1980, van der Maarel et al. 1985). Ve shodě s prací Wamelinka et al. (2002) a Dzwonka (2001) se domnívám, že při nedostupnosti přesných měření parametrů je využití systému Ellenbergových hodnot vhodné a je vcelku úspěšným pokusem jak formalizovat dlouhodobou botanickou zkušenost, že různé druhy rostlin preferují různé typy stanovišť odlišných ve svých abiotických podmínkách. Většina studií revidujících či kalibrujících indikační hodnoty ve svém závěru potvrzují praktický význam použití Ellenbergových indikačních hodnot zejména pro historická srovnání změn vegetace. Aktuálnost použití a funkčnost systému potvrzuje i používání systémů se shodným základem ve studiích v severní Evropě (Lawesson et Mark 2000), východní Evropě (Ruprecht et Botta-Dukat 2000), Velké Británii (Hill et al. 1999) i v mediteránní oblasti (Godefroid et Dana 2007).

Pro správnou interpretaci zjištěných trendů je nutno připomenout, že Ellenbergovy hodnoty poukazují jen změnu nároků rostlin na prostředí. Nelze tedy podle EIV jednoznačně říct, jak se prostředí změnilo (Wamelink et al. 1998). Jedná se pouze o nepřímou metodu, jak se dozvědět o předpokládané změně podmínek prostředí. Ideálním řešením je tyto trendy a hodnoty korelovat s reálnými daty z chemických analýz (Diekmann 2003), vzhledem k omezenému množství historických pedologických dat tato kalibrace provedena nebyla. Zjištěné korelační koeficienty prokázaly pro vegetaci v roce 2006 negativní vazbu mezi obsahem uhlíku a půdní reakcí (EIV) a negativní korelaci úživnosti půd a teploty (EIV) a kontinentality (EIV). Pozitivní korelace byla nalezena pro půdní reakci (EIV) a měřených hodnot výměnné i aktivní půdní reakce. Kontinentalita (EIV) a výměnná půdní reakce byly také pozitivně korelovány.

6. 2. Diskuse výsledků

6. 2. 1. Změny ve vegetaci

Ve zkoumaném území došlo v porovnání s rokem 1972 k nárůstu absolutního počtu druhů i druhů zaznamenaných na jeden fytoecologický snímek. Značný byl také obrat druhů v území (*turnover*), a to výměna přibližně 1/3 druhů. Nárůst počtu druhů lze vysvětlit na základě působení dvou odlišných trendů v území, které směřují ke dvěma typům různých společenstev. Druhovému bohatství obou společenstev se sčítá a zároveň se na celkové druhové diversitě území podílí i vnitřní dynamika obou typů společenstev. Území se polarizuje na extrémní stepní jižní svah a vrcholovou část západního svahu a na mezofilní svah východní a spodní část západního svahu, které směřují sukcesním vývojem ke keřovým a pravděpodobně v budoucnu i lesním společenstvům. Diversita suchých trávníků stoupá pravděpodobně větším působením stresových faktorů podmínek, které snižují mezidruhovou konkurenci (Campbell et Grime 1992). Ke zvýšení cekového druhového bohatství území přispívají značně nová keřová společenstva a zvýšený podíl ekotonových společenstev ve vegetaci. Původním předpokladem práce byl pokles druhové diversity a heterogenity

habitatů vlivem útlumu hospodaření (Borghesio 2008, Zhang 1998), ale tato situace nenastala. Druhová diversita v raných fázích sekundární sukcese nejprve vzrůstá, ale poté následuje její pokles (Rejmánek et Rejmánková 2002). Zjištěný nárůst diversity v území tedy pravděpodobně vypovídá o ranosti sukcesního procesu v území. Snížení druhového bohatství stepních trávníků lze předpokládat v dlouhodobém měřítku vzhledem k zvětšování ploch keřových společenstev na úkor trávníků (Dostálek et Frantík 2008) a izolaci lokality od zdrojů diaspor stepních druhů (Bobbink et Williems 1993, Tikka et al. 2001, Bruun et Fitzbogger 2002). S postupující invazí keřů bude druhová diversita keřových společenstev nadále vzrůstat, nicméně její celková diversita v porovnání s xerothermními trávníky bude vždy nižší (Meiners et Pickett 1999). Stabilní hodnota Shannon–Wienerova indexu ukazuje, že nárůst keřových společenstev dosud negativně neovlivnil druhové bohatství a vyrovnanost trávníků, protože keřová společenstva nabývají na gradientu les – bezlesí nižších hodnot tohoto indexu (Meiners et Pickett 1999).

Na celém území je prokázán signifikantní nárůst pokryvnosti keřového patra. Nárůst keřů byl zaznamenán hlavně na východním svahu po celé jeho vertikální délce (asociace *Rhamno catharticae–Cornetum sanguineae*) a ve spodní části západního svahu (asociace *Ligustro vulgaris–Prunetum spinosae*). Na jižním svahu došlo mírnému nárůstu keřů také ve spodní části svahu, jedná se však dosud o solitérní keře nikoliv keřová společenstva. Na všech svazích vzrostla pokryvnost druhu *Rosa* sp. a rozšířily se nebo nově vyskytly druhy *Prunus spinosa* a *Fraxinus excelsior*, jejichž nástup jako ranou fází sukcese v suchých trávnících zmiňuje již Suchara (1974). Cingolani et al. (2003) dávají do souvislosti upuštění od pastevního managementu s nárůstem keřových společenstev a nárůstem půdní vlhkosti. Stejně tak jako účinný nástroj omezení invaze keřových společenstev do trávníků třídy *Festuco-Brometea* udávají Dostálek a Frantík (2008) zavedení extenzivní pastvy. Po šesti letech působení smíšeného stáda ovcí a koz na lokalitách nacházejí nižší pokryvnost *Ligustrum vulgare*, *Cornus sanguinea* s. l. a *Prunus spinosa*. Do stepních trávníků NPR Oblík v současnosti migrují také druhy *Corylus avellana*, *Ribes uva–crispa* s. l., *Prunus avium* a *Cornus sanguinea* s. l., které se v minulosti vyskytovaly pouze mimo tyto trávníky (Březinová 1973). Nárůst druhové diversity keřů na celém území potvrzují i nově objevené druhy *Ligustrum vulgare*, *Pyrus pyraeaster*, *Quercus petraea*, *Rhamnus cathartica*, *Rubus* sp. a *Robinia pseudacacia*. *Robinia pseudacacia* silně prutovitě zmlazuje po nezdařených managementových opatřeních vedoucích ke zničení akátového lesíku jižního svahu během posledních 25ti let. Akát je rizikovým faktorem a spolu s *Lycium barbarum* úplně degradují rozsáhlou část stepi v chráněném území (Kubát 2005, Plán péče o NPR Oblík 2006).

Hlavním přínosem opakování záznamu transektu keřů byla přímá kvantifikace změn biomasy keřů. Nárůst keřů jihovýchodního pásu byl spočten na 284 % původní biomasy. Relativní změna biomasy dominantních druhů dřevin byla v řádu stovek procent - *Prunus spinosa* (673 %) a

Crataegus sp. (310 %), *Fraxinus excelsior* (238 %) a *Rosa* sp. (198 %). Suchara (1974) nastiňuje průběh sukcese v suchých trávnících třemi fázemi – (i) fáze s *Rosa* sp. a *Prunus spinosa*, (ii) fáze s *Crataegus* sp. a (iii) fáze s *Fraxinus excelsior*. Těmto fázím odpovídá i zjištěný procentuální nárůst keřů, vyjma *Rosa* sp., která se vymyká svou nižší konkurenceschopností, a proto je její nárůst v pásu nižší (Suchara 1974). V transektu keřů byl zjištěn také nárůst druhové diversity keřů (z 10 na 12 druhů). V obou zkoumaných letech bylo zastoupeno v pásu pouze 7 druhů keřů, opět se zde tedy projevil značný *turnover* druhů. Došlo k zde vymizení druhů *Ligustrum vulgare* a *Sorbus aria*, které se vyskytovaly pouze v řádu jedinců, a *Cornus sanguinea*, který je oproti keřovým dominantám svahu vlhkomilnější (Suchara 1974). Vymizení *Cornus sanguinea* je ve shodě s hypotézou o zachování celkové nízké vlhkosti v území.

Zaznamenaná biomasa keřů byla ve formě tenkých ale četných prutů nebo polykormonů pokryvných keřů, což vypovídá o převaze vegetativního rozmnožování keřů. Kořenové zmlazení je zásadní pro šíření druhů *Prunus spinosa* a *Rosa* sp. U ostatních keřů lze předpokládat významný vliv endozoochorie, zejména ptáky (*Pyrus pyraster*, *Ligustrum vulgare*, *Quercus petraea*, *Rhamnus cathartica*, *Ribes uva-crispa* s. l., *Prunus avium*, *Cornus sanguinea*, *Corylus avellana*) (Snow et Snow 1988). Zdrojem diaspor keřů pro generativní rozmnožování jsou keřová společenstva při úpatí kopce a na agrárních valech (Suchara 1974), čemuž nasvědčuje i fakt, že většina dřevinných druhů mírného pásu netvoří půdní semennou banku (Milberg 1995). Vnikání keřových druhů do suchých trávníků usnadňuje přítomnost terénních proláklín na svazích Oblíku (Kubát 2005), jimiž stoupá vlhkost do vyšších partií kopce (Rydlo 1973). Rychlejší invazi keřů do travinných společenstev podporuje také pozitivní zpětná vazba přítomnosti keřů a jejich uchycení, která tvoří zarůstání keři bez zásahu člověka ireversibilním (Suchara 1974). Rychlost kolonizace keři na jižním svahu může být limitována dostupností půdní vlhkosti, ale také dostupností živin vázaných v nerozloženém opadu (Smit et Olf 1998). Kolonizaci keřů může kromě abiotických podmínek brzdit také konkurence travinných druhů a semenáčků keřů o volné meziprostory ve vegetaci, světlo, vlhkost a živiny (Smit et Olf 1998).

Značný nárůst keřů v území potvrzuje i fotogrammetrická analýza, která nejvyšší relativní nárůst přisuzuje východnímu svahu (trojnásobek plochy). Jako silný nárůst lze hodnotit i 2,5× větší plochu keřů na severním svahu, 2× větší plochu na západním svahu a 1,4× větší plochu na jižním svahu. V úvahu je nutné brát fakt, že do ploch těchto analýz jsou zahrnuty rozsáhlé plochy při úpatí kopce, které mají kompletně jiný management než NPR Oblík. Hodnoty jsem srovnávala na základě relativního nárůstu ploch keřů vůči celkové původní ploše keřů v území. Rozdílná míra zarůstání jednotlivých svahů je ovlivněna jejich rozličným mezoklimatem, zejména distribucí srážek, slunečního záření a povětrnostními podmínkami (Slavíková et al. 1983). Na leteckém snímku lze pozorovat i částečný úbytek plochy keřů na jižním a západním úpatí kopce, což je s velkou

pravděpodobností následek obnovené pastvy při úpatí NPR Oblík (Dostálek et Frantík 2008). Úvaha se zakládá na terénním pozorování autorky a komentáře majitele stáda ovcí p. Očadlíka. Nelze také opominout vliv občasného vykácení keřů Správou CHKO České středohoří při úpatí a podél hlavní přístupové cesty na vrchol na jižním svahu. Diskutovat lze i vliv extrémních stresových abiotických podmínek jihozápadního svahu (sucha, teploty) či výskyt teplotně a strážkově extrémních roků v období mezi zkoumanými lety (Kubát 1999).

Spolu s nárůstem plochy keřových společenstev vzrůstá i plocha teplomilných lemových společenstev asociace *Trifolium alpestris*–*Geranietum sanguinei* svazu *Geranion sanguinei*. Sledovat nárůst ekotonových společenstev lze i při pohledu na letecké snímky. Na snímku z roku 1974 je hranice keřových společenstev ostrá, což lze interpretovat jako vliv intenzivnějšího pastevního managementu. Na snímku z roku 2007 je naopak hranice mezi trávničky a keři vysoce difúzní. Diversitu přechodových společenstev zvyšuje řada gradientů v nich – gradient dostupnosti světla, teploty, humidity, rychlosti větru a půdní vlhkosti (Matlack 1993, Cadenasso et al. 1997), které zvyšují prostorovou heterogenitu prostředí (Chen et al. 1995). Druhově bohatá ekotonová společenstva přispívají k zvýšení druhové diversity území (Chen et al. 1992, Fraver 1994).

Pokryvnost bylinného patra zaznamenala na celém území signifikantní pokles. Změnu pokryvnosti lze diskutovat opět s ohledem na protichůdné trendy vývoje vegetace území. V nově vzniklých keřových společenstvech lze pokles bylinného patra (dokazovaný i negativním korelačním koeficientem) vysvětlit jako důsledek konkurence keřů a bylin o zdroj světla (Matlack 1993, Chen et al. 1995, Cadenasso et al. 1997, Lett et Knapp 2003). Ve vegetaci skalních stepí lze jako příčinu menší pokryvnosti bylinného patra určit větší vliv extrémních abiotických faktorů zejména sucha a vysokých teplot, které jsou ve shodě s průběhy teplot a trvání slunečního svitu v příloze H. Stresové faktory prostředí v současnosti působí na vegetaci mnohem intenzivněji, což dokazují i hodnoty vysvětlené variability v mnohorozměrných statistických analýzách. Zapojenost trávníků je nejvyšší na východním svahu, dále jižním a nejnižším na západním svahu. Vliv stresových podmínek prostředí na jižním a západním svahu mohl nahradit vliv disturbancí způsobených pastvou v minulosti (Tilman 1985).

Výsledky statistických analýz změn travinných dominant a analýzy phi koeficientu fidelity se částečně liší. Příčinou je fakt, že synoptická tabulka zahrnuje pouze druhy nejvíce přispívající změně vegetace mezi zkoumanými roky. Obě analýzy shodně konstatují nárůst pokryvnosti a četnosti *Melica transsilvanica* a částečně i *Stipa pennata* s. l. a *Stipa pulcherrima*, jejichž p hodnota je sice nesignifikantní, nicméně se 5% hladině pravděpodobnosti výrazně blíží. Pokryvnost *Koeleria macrantha* se mezi lety 1972 a 2007 změnila, ale ne natolik, abychom byli schopni odlišit tuto změnu jako výsledek nenáhodného procesu. Statistická analýza *GLM Repeated Measures* navíc prokázala změnu pokryvnosti *Carex humilis*, zejména nárůst její pokryvnosti na západním svahu.

Nárůst pokryvnosti *Carex humilis* se na tomto svahu pravděpodobně projevil i na zvýšeném výskytu společenstev asociace *Festuco rupicolae-Caricetum humilis*, které je formálně definováno pokryvností *Carex humilis* > 25% nebo *Festuca rupicola* >25% (Chytrý 2006). Pro rok 1972 synoptická tabulka zdůrazňuje výskyt travinných pastvinných druhů *Bothryochloa ischaemum*, *Luzula campestris*, *Elymus caninus* a *Dactylis glomerata* s. l.. Statisticky průkaznou změnu ale zaznamenaly i druhy *Festuca valesiaca* a *Festuca rupicola*, jejichž pokryvnost klesla.

Změna procentické frekvence výskytu trav rodu *Stipa*, znamená jejich výskyt ve větším množství snímků, nezaručuje ale zároveň i nárůst jejich pokryvnosti v rámci srovnávaných snímků. Při pokryvnosti větší než 25% pro druh pro *Stipa pennata* s. l. nebo *Stipa pulcherrima* by byla vegetace řazena k asociaci *Koelerio macranthae-Stipetum joannis*, pro *Stipa tirsae* k asociaci *Stipetum tirsae*. Statisticky nevýznamný rozdíl pokryvností kavyků ve snímcích byl zřejmě příčinou poklesu zastoupení předešlých dvou asociací na zkoumaném území, protože pokryvnosti trav rodu *Stipa* nepřekročily 25% hladinu pokryvnosti. Dle názoru Chytrého (2006) se absencí intenzivní pastvy mění společenstva *Festuco valesiaca-Stipetum capillatae* na společenstva *Koelerio macranthae-Stipetum joannis*, což pravděpodobně souhlasí se zjištěným nárůstem počtu jejich diagnostických druhů, tuto změnu se však v území nepodařilo prokázat.

Rozšíření druhu *Stipa pennata* s. l. lze vysvětlit jeho poměrně širokou ekologickou amplitudou a vlivem sušších podmínek posledních let (příloha H). Výskyt xerofytní *Stipa pulcherrima*, preferující kamenitá výhřevná stanoviště s mělkým půdním profilem a vyšším obsahem vápníku (Molíková 1973), jejichž nárůst četnosti byl potvrzen chemickými analýzami půd. Naopak útlum pastevního managementu by neměl mít vliv na množství biomasy kavyků, kvůli drsnosti jejich listů je zvířata nežerou. Význam zvířat jako zdroje disturbancí umožňujících lepší stabilizaci semen v půdě (Pivničková 2003) může v současnosti částečně nahradit přítomnost volných meziprostor ve více rozvolněných trávnicích a samozřejmě aktivní zavrtávání kavykových obilek do půdy (Molíková 1973). Stejně tak lze najít anemochorní alternativu epizoochornímu šíření kavykových obilek na srsti pasoucích se zvířat (Pivničková 2003).

Pokles pokryvnosti na celém území zaznamenaly oba druhy rodu *Festuca*, což se projevilo i na menším rozšíření společenstev asociace stepních pastvin *Festuco valesiaca-Stipetum capillatae*, které jsou formálně definované vyšší pokryvností druhu *Festuca valesiaca*. Pro úbytek společenstev stepních pastvin však svědčí i změny v druhovém bohatství lokality, zejména úbytek pastvinných druhů (např. *Carlina vulgaris*, *Ononis spinosa*, *Pimpinella saxifraga* s. l.). Odlišnou reakcí na změnu se na jednotlivých svazích vyznačuje *Carex humilis*, signifikantní je pro ni pouze navýšení pokryvnosti na západním svahu, který se vyznačuje pro ni příznivými podmínkami – skalkami a mělkým půdním profilem (Čapková 1999). Převaha *Carex humilis* je určujícím formálním znakem

asociace *Festuco rupicolae-Caricetum humilis*, jejíž výskyt se shodně zvýšil také v rámci západního svahu (Chytrý 2006).

Z hlediska celkové změny druhové skladby jsem nově zaznamenala 40 druhů rostlin, z nichž je 30 druhů bylin a 10 druhů dřevin (např. *Cornus sanguinea*, *Ligustrum vulgare*). Nárůst diversity dřevinných druhů nastal ve shodě s prací Hobbse a Mooneyho (1986) na úkor travinných druhů. Rozdíly v poměru přítomnosti jednoděložných a dvouděložných druhů rostlin v minulosti a dnes mohou být však také důsledkem pouhé meziroční dynamiky travinných společenstev (Gruub 1984). Nárůst počtu dvouděložných druhů rostlin je v rozporu s předpokládanými změnami vlivem odeznění pastvy. Pastva obecně zvýhodňuje bylinné druhy (jednoletky, malé, přízemní a růžicové druhy) před vysokými přímými travinami (Díaz et al. 2007). Vlastnosti pastvinných druhů jsou však ovlivněny abiotickým prostředím, například klonální růst je důležitější odpovědí na pastvu v humidních než v semiaridních oblastech (de Bello et al. 2005).

Zcela novými druhy pro území staly *Asplenium septentrionale* a *Scleranthus perennis*. V práci Slavíkové et al. (1983) se vyskytuje druh *Scleranthus annuus*, jehož správnou botanickou determinaci, ať již mou či předchozích autorů, je možné diskutovat. Druhy nově nalezené oproti IBP (Kubát 2005) i primárním datům z roku 1972 (Březinová 1973) byly *Atriplex prostrata* ssp. *latifolia*, *Elytrigia repens* s. l., *Fallopia convolvulus*, *Scleranthus perennis*, *Senecio viscosus* a *Trifolium pratense* s. l. Jmenované druhy se však vyskytují ve snímcích z roku 1972 publikovaných v monografii Slavíkové et al. (1983). Slavíková et al. (1983) publikují totožné fytoocenologické snímky (shoda autora, místa a času) jaké uvádí Březinová ve své diplomové práci (1973), nicméně tyto snímky se částečně liší svým floristickým složením. Příčina může být v pozdější (re)determinaci či manuálním přepisem fytoocenologické tabulky, jako primární zdroj botanických dat je v této práci brána diplomová práce Březinové (1973).

Obecně lze říci, že nově nalezené bylinné druhy byly často živinově náročnější druhy (např. *Arrhenatherum elatius* s. l., *Elytrigia repens* s. l., *Galium aparine*), teplomilné plevely (např. *Camelina microcarpa* s. l., *Arabis hirsuta* s. str., *Descurainia sophia*) a druhy lesních pláštíků a světlých lesů (např. *Primula veris* s. l., *Pulmonaria obscura*, *Viola hirta*). Nárůst pokryvnosti konkurenčně silných druhů *Arrhenatherum elatius* s. l. a *Elytrigia repens* s. l. lze diskutovat vlivem ukončení pastevního managementu (Pivničková 2003, Dostálek et Frantík 2008). Vliv vyšší depozice dusíkatých sloučenin z atmosféry v minulosti nebyl prokázán chemickými analýzami půd. Výraznou změnou je expanze *Linum austriacum*, který se zde chová jako typický neoindigenofyt (Kubát 1999). *Linum austriacum* je příkladem druhu, který se v datech Březinové (1973) vyskytuje na 1 měřišti (M8) a ve shodných datech v monografii Slavíkové et al. (1983) je na 5 měřištích (Z4=A, B, D, V, Z9) na západním svahu. Pokryvnost *Linum austriacum* byla v roce 1972 hodnocena

Březinovou (1973) pod 1% (+) na 1 měřišti mimo stepní trávníky, dnes je zaznamenáno na 30 měřištích s pokryvnostmi do 25% (r-2).

Dvouděložnými bylinami s výrazným nárůstem frekvence mezi lety 1974 a 2007 byly *Euphorbia cyparissias* a *Fragaria viridis* charakteristické pro sušší stráně a kamenité svahy. Zajímavé je, že se oba druhy se vyskytují často na pastvinách (Kubát et al. 2002). *Euphorbia cyparissias* jako druh často přednostně selektivně pasený ovcemi uvádí Šlechtová (2008).

Druhy při opakovaném snímkování nenalezené se nejčastěji vyskytovaly dle IBP (Kubát 2005) mimo xerothermní travinná společenstva (např. *Heracleum sphondylium*, *Laserpitium latifolium*, *Lathyrus vernus*, *Tilia cordata*) nebo byl jejich výskyt zaznamenán pouze v diplomových pracích ze 70. let (Březinová 1973), popřípadě v monografii Slavíkové (1983) (shodný zdroj primárních dat) a některé také v pracích Kuncové (1972, 1991), v současné flóře NPR Oblík však nalezeny nebyly (Kubát 2005). Zástupcem těchto druhů je například *Calamagrostis arundinacea*, *Campanula rotundifolia* s. l., *Caucalis platycarpos* s. l., *Elymus caninus*, *Epilobium montanum*, *Fragaria vesca* a *Koeleria pyramidata*. Druhů, které pravděpodobně skutečně ve zkoumané části území vymizely, bylo 27. Jedná se zejména o pastvinné druhy (např. *Carlina vulgaris*, *Ononis spinosa*, *Pimpinella saxifraga* s. l.), jejichž výskyt souvisí s pastvinným managementem provozovaným v území v 70. letech. Vymizely také nějaké prvky širokolistých trávníků (např. *Knautia arvensis* ssp. *arvensis*, *Anthyllis vulneraria*, *Luzula campestris* s. l.) a suchých stanovišť (např. *Achillea setacea*, *Galium glaucum*, *Bupleurum falcatum*, *Sedum sexangulare*, *Silene latifolia* ssp. *alba*, *Veronica prostata*, *Ajuga genevensis* a *Vicia angustifolia*). Nebyly nalezeny velmi vzácné druhy vyskytující se v území pouze v řádu desítek jedinců (Kubát 2005) - *Viola ambigua* (C2, 15 jedinců), *Stipa zalesskii* (C1, 130 trsů), jejichž nalezení však bylo velmi málo pravděpodobné. Výrazný pokles ve frekvenci zaznamenaly druhy širokolistých trávníků (např. *Dactylis glomerata* s. l.), ale i stepní druhy suchých strání *Asperula cynanchica*, *Artemisia campestris* a *Dianthus carthusianorum* s. l. Studie Chýlové a Münzbergové (2008) kontrastně ukazuje, že druhy *Asperula cynanchica*, *Carlina vulgaris* a *Ononis spinosa* potřebují pro své uchycení pastevní management, ale jsou schopny se udržet i po jeho ukončení.

Souhrnně lze říci, že nárůst výskytu zaznamenala vegetace skalních stepí asociace *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacae* v extrémní zóně horizontály (cca 460 m .n m.), na jižním svahu a horní části západního svahu. Vzrostl počet měřišť s vegetací *Festuco rupicolae-Caricetum humilis* roztroušeně na západním svahu. Výrazný pokles zaznamenala vegetace asociace stepních pastvin *Festuco valesiacae-Stipetum capillatae* na celém kopci. Mírný pokles zaznamenala společenstva asociace *Koelerio macrathae-Stipetum joannis* na jižním svahu a *Stipetum tirsae* na východním svahu. K těmto změnám je však nutné přistupovat kriticky vzhledem k zjištěnému nárůstu procentické frekvence jejich diagnostických druhů a klasifikaci vegetace zejména na základě

pokryvnosti dominantní traviny dle formálních definic (Chytrý 2006). Mimo svaz *Festucion valesiacae* došlo k vymizení společenstev širokolistých trávniku asociace *Scabioso ochroleucae-Brachypodietum pinnati* svazu *Cirsio-Brachypodion pinnatii*, které byly na západním svahu nahrazeny keřovými společenstvy *Ligustro vulgaris-Prunetum spinosae*.

Překvapivý nárůst zaznamenala přítomnost mechového patra. Nárůst přítomnosti a pokryvnosti E_0 je ovlivněn zejména mikroklimatickými a konkurenčními podmínkami vytvářenými okolní vegetací. Keřová společenstva utváří příhodné podmínky pro růst mechů např. zvyšují zástin stanoviště, což má za důsledek i snížení výparu vedoucí k větší vlhkosti stanoviště (Suchara 1974). Zajímavým zjištěním je nárůst počtu měřišť s mechovým patrem i v rámci stepních trávníků západního svahu. Zde lze diskutovat omezení míry konkurence bylinných druhů větším rozvolněním trávníků vlivem stresových podmínek prostředí, jíž výsledkem je expanze mechů do otevřených ploch v trávnicích. Nastíněnou hypotézu také potvrzuje negativní hodnota korelačního koeficientu pokryvnosti bylinného patra a presence mechového patra. Nárůst pokryvnosti mechového patra může v budoucnu bránit uchycení se konkurenčně slabších druhů cévnatých rostlin a negativně ovlivňovat druhové bohatství suchých trávníků (Pivničková 2003). Rozsáhlejší diskuse by byla možná jen při záznamu druhového složení a pokryvnosti mechů jako např. v práci Jeschke et al. (2008).

6. 2. 2. Změny abiotických faktorů

Pedologické parametry půd byly zkoumány přímo srovnáním výsledků chemických analýz půd a nepřímo pomocí Ellenbergových indikačních hodnot pro nároky rostlin na půdní reakci, vlhkost a obsah živin. Diskutovat o případných změnách klimatu lze z EIV pro nároky rostlin na světlo, teplotu a kontinentalitu.

Zjištěné zvýšení obsahu oxidovatelného uhlíku v celém území lze interpretovat jako nárůst obsahu půdního humusu. Podle obsahu oxidovatelného uhlíku (rozmezí 2,7-7,1 %) se půdy Oblíku řadí k půdám s velmi vysokým obsahem humusu (Suchara 2007). Obsah humusu má rozhodující vliv na vlastnosti půd - vlhkostní režim, obsah živin, provzdušnění a půdní struktura (Smolíková 1982). Reakce systému na zvyšování množství mrtvé organické hmoty (stařiny) a humusu probíhá podle mikroklimatických podmínek dvěma směry. Pokud je mikroklima humidní, organická hmota se rozkládá (Smolíková 1982) a podmínky vhodné pro stepní vegetaci se zásadně mění ve prospěch širokolistých trávníků a keřových společenstev. Zvýšení obsahu půdního uhlíku může být příčinou zarůstání stepi keři, jejichž nárůst zároveň i podporuje. Keře navíc produkují více organického opadu nadzemních a podzemních částí s větší odolností dřevinného opadu k dekompozici (Liao et al. 2006). Pokud se mikroklima oblasti blíží aridnímu, organická hmota se nerozkládá a kumuluje se. Vlivem sucha nedochází k mineralizaci a uvolnění živin pro rostliny, který zůstává ve formě surového humusu (Smolíková 1982). Nedostupnost živin zvyšuje stresové podmínky působící na rostliny, což

může vést k vyšší heterogenitě prostředí a vyšší druhové bohatosti společenstev (Campbell et Grime 1992). Konstatně nízkou dostupnost živin rostlinám ukazuje také stálá hodnota EIV pro obsah živin. Vlivem pastvy byla v minulosti biomasa odstraňována, proto by měla být míra zásobení živinami v současnosti vyšší. V části území zřejmě k navýšení obsahu živin došlo vzhledem k výskytu nových druhů nitrofilních rostlin např. *Arrhenatherum elatius* s. l., ale většina území zůstává na stejné hladině zásobení rostlin živinami jako v minulosti.

Se zvyšováním obsahu mrtvé organické hmoty lze předpokládat i trend zvyšování obsahu celkového dusíku, což potvrzuje i jejich zjištěná silná pozitivní korelace (příloha G2). Dusík se do půdy dostává dekompozicí rostlinného opadu, fixací ze vzduchu činností bakterií a atmosférickou depozicí. Množství minerálního dusíku v půdě je určeno rovnováhou mezi přísunem ze vzduchu, tvorbou a absorpcí mikroorganismy a jeho příjmem rostlinami (Klimešová 1973). Činnost půdních mikroorganismů je silně limitována půdní vlhkostí, která je závislá na neměnných parametrech prostředí (sklon, orientace, atd.), ale i na roční době (Begon et al. 1997). Vlivy prostředí byly práci odfiltrovány odebráním půdních vzorků na shodných měřístích ve shodných termínech a jejich homogenizací. Naměřené hodnoty ukazovaly možný trend nárůstu obsahu dusíku (statisticky však neprůkazný) na jižním a západním svahu, který může být způsoben jeho kumulací v nerozložené biomase vlivem extrémních podmínek prostředí (sucho). Neměnné hodnoty EIV pro vlhkost a obsah živin potvrdily, že v území pravděpodobně nedošlo ke změnám podmínek pro rychlost a kvalitu dekompozice. Indikační hodnoty pro obsah živin v půdě lze spíše interpretovat jako obsah celkově dostupných živin (silná korelace s obsahem fosforu a draslíku, ale také množstvím vyprodukované nadzemní biomasy) (Ertsen et al. 1998). Jiným pohledem na EIV pro obsah živin ukazují Shaffers a Sýkora (2000), kteří je interpretují jako obsah vápníku v půdě. Možný pokles obsahu dusíku na východě by mohl být vysvětlen rychlejší dekompozicí opadu vlivem příhodnějších vlhkostních podmínek svahu, čemuž by však měl nasvědčovat i trend zvýšení úživnosti půd (C/N) na východním svahu. Příčinu poklesu množství dusíku v půdách východního svahu je tedy nutné hledat v jeho vyplavování větší dotací srážek na tomto svahu či větší fixací dusíku v živé biomase, jejíž pokryvnost E_2 a E_1 je na východním svahu nejvyšší. Protichůdné zjištění nárůstu obsahu dusíku vlivem rozvoje keřových společenstev zjistili Lett a Knapp (2003). Obecně platí, že v keřových společenstvech by měl být obsah dusíku vyšší vlivem akumulace opadu, zachycování jemnozeme transportované vodou a větrem, větší akumulací živočišných exkrementů a vlhkostně příznivějších podmínek podporujících nitrifikaci (Jurko 1964).

Nepodařilo se prokázat změnu úživnosti půd (C/N) v celé ploše území. Shodně nesignifikantní rozdíl v tomto poměru prokázali mezi trávnickými a travinnými společenstvy zarůstajícími keři Liao et al. (2006).

Draslík a vápník se do půdy dostávají hlavně chemickým zvětráváním matečné horniny a také z rostlinného opadu. Bazické složky jsou z půdy odčerpávány rostlinami a rozkladem rostlinného opadu se sem vrací. V minulosti byla většina biomasy odebírána pastvou (Kohyani et al. 2008, Bobbink et al. 1998), a tudíž byl podíl bazických iontů v půdě nižší. Signifikantní nárůst obsahu vápníku na celém území potvrzuje setrvání vápenatých iontů i veškeré biomasy na stanovišti. Shodně nárůst množství vápníku na jižním svahu ukazují i EIV pro půdní reakci, jejichž hodnoty lze podle Schafferse a Sýkory (2000) interpretovat jako obsahu vápníku. Trend zvyšování bazicity jižního svahu souvisí s jeho relativně mělkým profilem půdy typu pararendzina, malým promýváním půdy dešťovými srážkami a hromaděním půdních bází uvolňovaných při zvětrávání bazanitu (Klimešová 1973). Různá reakce draslíku a vápníku i přes podobné uspořádání koloběhů těchto dvou prvků mezi půdou a vegetací může být způsobeno rozdílným obsahem vápníku a draslíku v matečné hornině (Petránek 1993) a typem zvětrávání na jednotlivých svazích (obsah draslíku se mezi nimi liší), které má zásadní vliv na množství draslíku v půdě.

Podle hodnot aktivní půdní reakce lze půdy Oblíku současnosti řadit mezi kyselé až slabě alkalické (rozsah 4,9 – 7,7) (Suchara 2007). Hodnota pH se mezi zkoumanými lety neliší. Pro zjištění pH je zásadní podmínkou přesné odebrání vzorku půd ze shodné hloubky a shodnou metodou, protože se hodnota pH vlivem odebrání kationtů rostlinami směrem od matečné horniny k povrchu půdy klesá (Smolíková 1982). Nárůst zásaditosti dle EIV na jižním svahu není v rozporu s výsledky analytického určení pH, protože Ellenbergovy hodnoty pro obsah živin více korelují s obsahem vápníku než-li živin (Schaffers et Sýkora 2000).

Vzhledem k malému množství dostupných výsledků historických půdních analýz pro sledovaná měřiště a jejich jednorázovému analytickému zpracování je interpretace výsledků půdních chemických analýz spíše orientační.

Ellenbergovy hodnoty nároků rostlin na půdní podmínky byly diskutované ve vazbě na chemické analýzy půd průběžně v předchozích odstavcích. Změna EIV pro nároky rostlin na světlo, teplotu a kontinentalitu byla signifikantní pouze pro zvýšené nároky rostlin na kontinentalitu na jižním a západním svahu. Zvýšené nároky na kontinentalitu jsou v rozporu s dlouhodobými trendy globálního klimatu směřujícím k teplejším létům a mírnějším zimám, tedy klimatu s menšími výkyvy v teplotním průběhu dne i roku. Zjištěné nároky rostlin ale nemusí být odrazem aktuálních změn, ale mohou reagovat na přítomnost několika klimaticky extrémních let. Nutné je také počítat s pomalejší reakcí vegetace na klimatické změny (Ertsen et al. 1998). Shodné nároky vegetace na světlo a teplotu (dle EIV) ve zkoumaných letech nepotvrzují údaje o denních teplotních průbězích, množství slunečního svitu a množství srážek z období let 1970-2 a 2005-7 (příloha H). Srovnání grafů klimatických průběhů naznačuje nárůst průměrné teploty a doby slunečního svitu při zachování shodné dotace srážek. Mezoklima Oblíku je však vysoce specifické a měřené parametry klimatu se

proto mezi klimatickou stanicí Milešovka (jako nejbližší stanice s úplnými údaji) a svahy Oblíku pravděpodobně výrazně liší.

Srovnání EIV z floristických soupisů z roku 1972 a 2007 ukazuje na nárůst výskytu rostlinných druhů s nižšími nároky na světlo, druhů vlhkomilnějších a druhů živinově náročnějších. Těmto hodnotám výrazně přispěly četné nové druhy keřů a druhy lesních lemů vlivem použití nevážených EIV. U světlomilnějších a suchomilnějších druhů se změnila většinou pouze pokryvnost a četnost měříšť s výkytem druhů nikoliv druhová diversita. Průměrné Ellenbergovy hodnoty soupisů ukázaly také na výskyt více druhů vápnomilnějších a kontinentálnějších, hlavně na jižním a západním svahu. Rostlinné druhy neukazují změnu z hlediska nároků na teplotu. Porovnání průměrných Ellenbergových hodnot z floristických soupisů a z jednotlivých měříšť se částečně liší. Příčinou je rozdílná váha jednotlivých druhů při těchto dvou výpočtech, EIV pro měříště zdůrazňují význam druhů v území běžných vyskytujících se na větším množství měříšť. Příkladem odlišné výpovědní hodnoty je nárůst vlhkomilnějších druhů pozorovaný v EIV z floristických seznamů s nárůstem kontinentality z EIV z měříšť. Přesnější výstupy změn vegetace v území dle mého názoru ukazuje analýza Ellenbergových hodnot z měříšť.

6. 2. 3. Současná heterogenita vegetace

Současná vegetace ve zkoumaném území více zohledňuje přirozené gradienty prostředí vedoucí k vyšší heterogenitě vegetace, což neodpovídá předpokladu změn vegetace ukončením pastvy. Cingolani et al. (2003) a Matějková et al. (2003) vyšší diversitu stanovišť spojují s intenzivním managementem v území. Srovnání obsahu celkového dusíku, oxidovatelného uhlíku, aktivní a výměnné půdní reakce mezi jednotlivými svahy vyšla nesignifikantní, což potvrzuje zásadní význam rozdílnosti klimatu jednotlivých svahů pro vývoj a diverzitu vegetace na nich (Slavíková et al. 1983).

Statistické analýzy signifikantně prokázaly vliv orientace, nadmořské výšky a sklonu na variabilitu vegetace. Vliv orientace byl prokázán nezávisle na roku záznamu na pokryvnost bylinného patra, počet rostlinných druhů a hodnotu Shannon–Wienerova indexu. Nejvyšší průměrný počet druhů byl nalezen na západním svahu (27 druhů), dále východním a jižním. Jižní svah se vyznačuje nejvyšším Shannon-Wienerovým indexem diversity, což vypovídá o značné stabilitě a vyrovnanosti jeho stepních rostlinných společenstev. Podle Shannon-Wienerova indexu je dále sestupně řazen západní a východní svah. Pokryvnost bylinného patra je nejnižší na západním svahu (62%) a směrem k východu roste (90%). Nadmořská výška v případě Oblíku působí spíše jako zástupná proměnná vyjadřující dostupné množství vlhkosti (Rydlo 1973), případně míru kontinentality (Chytrý 2006). Příčinou je pattern záznamu snímků, díky němuž byly předmětem studia pouze vlastní svahy a ne vrcholová plošina. Vliv sklonu lze interpretovat podobným

způsobem, nicméně lze jeho vyšší hodnoty spojit i s předpokládanou menší hloubkou půdního profilu.

Vegetace jednotlivých svahů se liší podle svých nároků na prostředí zjištěných pomocí Ellenbergových indikačních hodnot (vyjma nároků na půdní reakci). Vegetace západního svahu a jižního svahu si je v současnosti podobnější než vegetace východního. Převažující vegetací na jižním a západním svahu je asociace *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiacaе*. Na západním svahu se dále vyskytuje asociace *Festuco rupicolaе-Caricetum humilis* a ve spodních partiích *Ligustro vulgaris-Prunetum spinosae*. Na východním svahu je zastoupena vegetace mezofilnějších stepí *Stipetum tirsae* a *Rhamno catharticaе-Cornetum sanguinei*.

6. 2. 4. Pravděpodobné příčiny zjištěných změn

Jak bylo nastíněno v úvodu práce klima, vegetace a půda tvoří systém, jehož složky jsou v rovnováze. Narušení jedné ze složek výrazně ovlivní i zbylé. Příčinu změn vegetace je potřeba hledat v dynamických procesech ovlivňující naši krajinu, hlavně v činnosti člověka a změně klimatu (Lett et Knapp 2003). Shodně i Hédl (2004) poukazuje na 3 možné příčiny změn vegetace (i) změnu intenzity herbivorie, (ii) depozici dusíku a síry z atmosféry a (ii) globální oteplování.

Pokud by byla příčinou změn vegetace změna klimatu na globální úrovni, projevila by se změna pravděpodobně shodnou měrou na všech svazích kopce. Míra změny mezi zkoumanými roky se však mezi jednotlivými svahy liší. Pomocí EIV zaznamenaný nárůst kontinentality na jižním a západním svahu může být odrazem změn v plošném rozšíření rostlin rodu *Stipa*, jako jednoho z hlavních kontinentálních ukazatelů. Toto rozšíření však nemusí být v důsledku změny klimatu, ale například i změn managementu. Změna klimatu a její vliv na vegetaci je obtížně prokazatelný a měřitelný.

Zásadní vliv na vegetaci xerothermních trávníků má změna *land use* (Borghesio 2008, Zhang 1998). Pro území NPR Oblík se jedná zejména o ukončení vlivu pastevního managementu a vypalování trávníků v 80. letech 20. století (Plán péče o NPR Oblík 1999). V souvislosti s ukončením managementu lze diskutovat hlavně nárůst keřových společenstev na východním svahu a na západním úpatí kopce (Dostálek et Frantík 2008). Pastva působí na vegetaci přímo odebráním rostlinné biomasy a v ní uložených živin, které se poté koncentrují na nocovištích a odpočívadlech zvířat (Bokdam 2003). O současném setrvání biomasy na lokalitě svědčí také výsledky chemických analýz půd (zvýšení obsahu vápníku a uhlíku). Dekompozice opadu je ve shodě s analýzou EIV z měřišť blokována pravděpodobně vlivem sucha. EIV neukazují změnu pro nároků rostlin na obsah živin, jsou tedy rostlinám málo dostupné. Místně však k dekompozici mrtvé biomasy dochází, čemuž nasvědčuje zvýšený výskyt živinově náročnějších druhů a plevelů např. *Arrhenatherum elatius* s. l.

Defoliace zvířaty potlačuje rozšíření konkurenčně silných druhů trav, keřů a stromů (Tamm 1956), důvodem je snížení konkurence o světlo, prostor a živiny (Bobbink 1991). Nepřímo působí pastva otvíráním meziprostor ve vegetaci, sešlapem a napomáhá šíření semen rostlin mezi lokalitami v ekrementech nebo srsti (de Vries et al. 1998). Pastva působí na zvýšení druhové diversity redukcí dominantních travin (Dostálek et Frantík 2008) s výjimkou rodu *Stipa* (Pivničková 2003) a zároveň působí na vegetaci nerovnoměrně, čímž zvyšuje její heterogenitu (Matějková et al. 2003). Oba tyto argumenty zpochybňují význam útlumu pastevního hospodaření jako příčiny změn v NPR Oblík. U extrémních stanovišť byl dlouhodobý vliv disturbancí pastvou nahrazen silnějším působením stresu abiotických podmínek, které zachovaly diversitu a plochu suchých trávníků (Tilman 1985). U těchto stanovišť lze uvažovat o původnosti jejich vegetace právě vlivem extrémních přírodních podmínek (Domin 1904, Podpěra 1906, Schuster 1918, Klečka et Fabian 1934, Martinovský 1967, Vera 2000). Pouze čas však může prokázat, zda jsou společenstva stepí na prudkých svazích natolik stabilní, aby odolala náporu keřů ze spodní části kopce, kterou usnadňují vertikální terénní deprese, kde se kumuluje vlhkost (Klimešová 1973, Suchara 1974).

Změna směrem ke keřovým společenstvům nastala podle mého názoru na místech, jejichž vegetace je sekundární a byla v minulosti udržována pastvou ať již divokých či hospodářských zvířat (Ložek 1971). Za nepřítomnosti takového managementu je pravděpodobné, že pastvou dosud blokovaná sukcese (Ellenberg 1988) bude na plochách pokračovat směrem k mapované potenciální vegetaci šípákových doubrav (Neuhäuslová et al. 2001). V místech, kde jsou již vytvořena keřová společenstva, je výrazně snazší uchytit se novým jedincům a druhům keřů, protože je zde stabilnější mikroklima, vyrovnanější chod teplot, výparnost a relativní vzdušná vlhkosti (Suchara 1974).

Pastvu jako účinný nástroj proti nežádoucím změnám (tedy změnám negativně ovlivňující předmět ochrany území) doporučují pro NPR Oblík i závěry grantu „Vliv hospodářských zásahů na změnu biologické rozmanitosti ve zvláště chráněných územích“ (Pivničková 2003). Výzkum byl prováděn na úpatí NPR Oblík formou čtyřletého pokusu s různými typy managementu (kosení, vypalování, pastva). Výstupem je doporučení extenzivní šetrné pastvy kombinovaným stádem ovcí a koz přímo pro lokalitu NPR Oblík. Tento management prokázal pozitivní vliv na vegetaci zejména dokonalým odstraněním nadzemní biomasy, urychleným rozkladem stařiny vlivem sešlapu, selektivním působením na ohrožené druhy rostlin, rozrušením mechového patra, rychlým potlačením expanzivních vysokostébelných druhů trav (*Arrhenatherum elatius* s. l.) a celkovým rozvolněním porostů (Pivničková 2003). Vhodným managementem z hlediska kavylových trávníků je i vypalování (ač je v současnosti v rozporu s legislativou), protože ani kosení ani pastva neodstraní stařinu kavyľů. Vypalování například u *Stipa pennata* s. l. odstraňuje vlastní stařinu, což má za následek zmohutnění trsů, zvýšení počtu fertilních stébel a zvýšenou produkci obilek na trs (Pivničková 2003).

Všechny zjištěné změny a současnou heterogenitu vegetace lze v souvislosti s ukončením pastvy v 80. letech minulého století pouze diskutovat, jelikož nelze prokázat její přímá kauzalita, protože zjištěná změna může být způsobena mnoha rozdílnými procesy (Herben 1996). Výpovědní hodnotu zjištěných změn by zajišťovala existence trvalých kontrolních ploch, navrhovaná již Moravcem v roce 1970.

7. Závěr

K jakým změnám parametrů abiotického prostředí došlo mezi lety 1972 a 2006/7?

- V celém území jsem zaznamenala signifikantní nárůst obsahu oxidovatelného uhlíku a vápníku, což souvisí s nárůstem množství surového humusu vlivem většího množství opadu produkovaného keřovými i travinnými společenstvy. Změnu v obsahu dusíku, úživnosti půd, obsahu draslíku ani aktivní půdní reakci se mi nepodařilo prokázat.
- Pomocí Ellenbergových indikačních hodnot se nepřímě projevil pouze zvýšené nároky rostlin na kontinentalitu na západním a jižním svahu a výskyt vápnomilnějších rostlin na jižním svahu.

Změnila se druhová skladba, četnost nebo struktura vegetace mezi lety 1972 a 2007?

- V území došlo k nárůstu celkové druhové diversity a velkému obratu druhů. Na celém území vzrostla pokryvnost keřového patra, poklesla pokryvnost bylinného patra a nárůst zaznamenala přítomnost mechového patra na zkoumaných měřistiších.
- Obecně lze konstatovat, že vymizely pastvinné druhy (např. *Carlina vulgaris* s. l., *Oxytropis pilosa*) a druhy širokolistých trávníků (např. *Knautia arvensis* ssp. *arvensis*, *Anthyllis vulneraria*), přibýly druhy konkurenceschopné a náročnější na obsah živin (např. *Arrhenatherum elatius* spp. *elatius*, *Elytrigia repens*), teplomilné plevely (např. *Camelina microcarpa* s. l., *Descurainia sophia*) a druhy lesních pláštíů a světlých lesů (např. *Primula veris* s. l., *Viola hirta*).
- Ze syntaxonomického hlediska takřka vymizely asociace *Festuco valesiacae–Stipetum capillatae* a *Scabioso ochroleucae–Brachypodietum pinnatii*, poklesla četnost asociací *Stipetum tirsae* a *Koelerio macranthae–Stipetum joannis*. Stabilní se ukázala asociace *Erysimo crepidifolii–Festucetum valesiacae*, mírný nárůst byl zaznamenán u asociace *Festuco rupicolae–Caricetum humilis*. Nově byly v území nalezeny keřová společenstva asociací *Ligustro vulgaris–Prunetum spinosae* a *Rhamno catharticae–Cornetum sanguinei* a jeden snímek byl zařazen již do lesní vegetace.

Jaký je vývoj a distribuce keřových společenstev v území v současnosti?

- V celém území narostla druhová bohatost i pokryvnost keřových společenstev.
- V území došlo k rozsáhlé expanzi dřevin - zejména *Prunus spinosa*, *Rosa* sp. a *Fraxinus excelsior*. Biomasa keřů v JV transektu vzrostla 3× a počet „jedinců“ keřů 7×, hlavně při úpatí kopce a v jeho střední části. Zaznamenaná biomasa keřů byla tvořena především tenkými pruty, což ukazuje na významné vegetativní šíření dřevin.
- Na východním svahu došlo k zvýšení počtu keřů po celém výškovém gradientu, keřová společenstva jsou zde řazena k asociaci *Rhamno catharticae–Cornetum sanguinei*. Na západním svahu se keřová společenstva vyvinula pouze ve spodní části, a to společenstva asociace *Ligustro vulgare–Prunetum spinosae*. Ve snímku Z9 byla vegetace klasifikována již jako lesní. Jižní svah je nejméně ohrožený zarůstáním keřů.

- Fotogrammetrická analýza ukázala zdvojnásobení plochy keřových a stromových společenstev v širším okolí vrchu Oblík mezi lety 1974 a 2006. Nejvyšší relativní nárůst keřů zaznamenal východní svah, dále severní, západní a jižní svah.

Jaká je současná heterogenita prostředí a vegetace na území NPR Oblík?

- Současná vegetace odráží více gradienty prostředí než v minulosti a mezi jednotlivými svahy se liší ve svých nárocích na světlo, teplotu, kontinentalitu, vlhkost a obsah živin.

- Významným faktorem ovlivňujícím složení a strukturu vegetace kopce je orientace ke světovým stranám. Na orientaci se ukázaly nezávislé chemické parametry půd (N, C, C/N, pH_{H2O}, Ca), vyjma obsahu draslíku. Prokazatelný vliv na variabilitu vegetace má také sklon svahu a nadmořská výška, které ale spíše odráží vlhkostní gradient a hloubku půdy, které nebyly měřeny, nebo míru kontinentality.

- Převažující asociací na jižním svahu a vrchní části západního svahu je *Erysimo crepidifolii-Festucetum valesiaca*, ve vrcholové části západního svahu se také uplatňuje asociace *Festuco rupicolae-Caricetum humilis*, ve spodní části západního svahu pak společenstva asociace *Ligustro vulgaris-Prunetum spinosae*. Na východním svahu roste vegetace asociace *Stipetum tirsae* a *Rhamno catharticae-Cornetum sanguinei*.

Jaký podíl na zjištěné změně v území mohla mít změna managementu mezi 70. lety a současností?

- Domnívám se, že útlum hospodaření (pastvy a vypalování) má zásadní vliv zejména na vegetaci sekundární a na sekundárních stanovištích v rámci zkoumané lokality. Na těchto stanovištích (východní svah, spodní část západního a úpatí kopce) se pozvolna rozvíjí keřová společenstva, jejichž rozvoj vzhledem k unikátnosti travinných společenstev NPR Oblík není žádoucí.

- Změna managementu se pravděpodobně méně odrazila na vegetaci stepních trávníků extrémního jižního a vrcholové části západního svahu, protože zde disturbance pasenými zvířaty z části nahradily přirozené stresové podmínky prostředí.

- Diskuse nad vlivem změny hospodaření v diplomové práci je čistě teoretická, vzhledem k absenci kontrolních ploch, a tudíž neprokazatelné kauzalitě útlumu hospodaření a zjištěných změn vegetace a chemických parametrů půd.

8. Seznam literatury

- Adámek M. (2007):** *Změny vegetace luk povodí Žebrákovského potoka po 30 letech.*, Dipl. Práce PřF UK, Praha, 82 pp.
- Aljochin V. V. (1951):** Rastitelnost SSSR. Gosud. Izdat. Moskva In: Martinovský J. O. (1967): Oblík - perla české stepní květeny., *Ochrana přírody*, Praha, 22: 37-41.
- Bakker J. P., Olf H., Williems J. H. et Zobel M. (1996):** Do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?, *Journal of Vegetation Science* 7(2): 147-155.
- Bantha S. (2001):** Spatial relationship between plant litter, gopher disturbance and vegetation at different stages of field succession, *Applied Vegetation Science* 4: 53-62.
- Begon M., Harper J. L. et Townsend C. R. (1997):** *Ekologie - jedinci, populace a společenstva.*, Vydavatelství Univerzity Palackého, Olomouc, 949 pp.
- Berka A., Feltl L., Němec I. (1985):** *Příručka k praktiku z kvantitativní analytické chemie.*, SNTL, Praha, 228 pp.
- Bobbink R., Hornung M. et Roelofs J. G. M. (1998):** The effect of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation., *Journal of Ecology* 86: 717-738.
- Bobbink R. et Williems J. H. (1993):** Restoration management of abandoned chalk grasslands in Netherlands., *Biodiversity and Conservation* 2: 616-626.
- Bokdam J. (2003):** *Nature conservation and grazing management.*, Ph.D. Thesis Wageningen University, Wageningen, Netherlands, In: Matějková I., van Diggelen R. et Prach K. (2003): An attempt to restore European species-rich mountain grassland through grazing., *Applied Vegetation Science* 6: 161-168.
- Bonan G. B. (2002):** *Ecological climatology, Concepts and applications.*, Cambridge University Press, Cambridge, 587 pp.
- Bonet A. et Pausas J. G. (2004):** Species richness and cover along a 60-year chronosequence in old-fields of southern Spain., *Plant Ecology* 174(2): 257-270.
- Borghesio L. (2009):** Effects of fire on the vegetation of a lowland heathland in North-western Italy., *Plant Ecology* 201: 723-731.
- Bowman D. M. J. S., Walsh A. et Milne D. J. (2001):** Forest expansion and grassland contraction within a Eucalyptus savanna matrix between 1941 and 1994 at Litchfield National Park in the Australian monsoon tropics., *Global Ecology and Biogeography* 10 (5): 535-548.
- Bruelheide H. (2000):** A new measure of fidelity and its application to defining species groups., *Journal of Vegetation Science* 11: 167-178.
- Brůna J. (2007):** *Využití GIS pro posouzení krajinného pokryvu na modelovém území v Doupovských horách.*, Bak. Práce PřF UK, Praha, 34 pp.
- Bruun H. H. et Fitzboger B. (2002):** The past impact of livestock husbandry on dispersal of plant seeds in the landscape of Denmark., *Ambio* 31(5): 425-431.
- Březinová J. (1973):** *Sezónní vývoj vegetace na Oblíku v Českém středohoří.*, Dipl. Práce PřF UK, Praha, 120 pp.

Březinová J. (1975): Sezónní vývoj vegetace na Oblíku v Českém středohoří., *Sborník Severočeského Muzea, Přírodní Vědy*, Liberec, 7: 29-49.

Cadenasso M. L., Traynor M. M. et Pickett S. T. A. (1997): Functional location of forest edges: gradients of multiple physical factors., *Canadian Journal of Forest Research* 27: 774-782.

Campbell B. D. et Grime J. P. (1992): An experimental test of plant strategy theory., *Ecology* 73: 15-29.

Carreiras J. M. B., Pereira J. M. C. et Pereira J. S. (2006): Estimation of tree canopy cover in evergreen oak woodlands using remote sensing., *Forest Ecology Management* 223(1-3): 45-53.

Cingolani A. M., Cabido M. R., Denisin D. et Solis V. N. (2003): Combined effect of environment and grazing on vegetation structure in Argentine granite grasslands., *Journal of Vegetation Science* 14 (2): 223-232.

Clements F. E. (1916): *Plant succession. An analysis of the development of vegetation.*, Carnegie Inst., Washington, 512 pp.

Culek M. et al. (1996): *Biogeografické členění České republiky.*, Enigma Praha, 589 pp.

Čapková M. (1999): *Příspěvek k prostorovému rozložení teplomilných trávníků Českého středohoří.*, Dipl. Práce PpF UK, Praha, 74 pp.

de Bello F., Lepš J. et Sebastiá M.T. (2005) : Predictive value of plant traits along a climatic gradient in the Mediterranean., *Journal of Applied Ecology*, 45: 824-833.

de Vries W. Bakker J. P. et van Wieren S. E. (1998): *Grazing and conservation management.*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Netherlands.

Denisiuk Z., Chmura D. et Adamski P. (2009): Flowering and generative reproduction in isolated populations of endangered species *Carlina onopordifolia* Besser (Asteraceae) in Poland., *Polish Journal of Ecology* 57 (1): 89-97.

Díaz S., Lavorel S., McIntyre S., Falczuk V., Casanoves F., Milchunas D. G., Skarpe Ch., Sternberg G. R., Noy-Meir I., Landsberg J., Zhang W., Clark H. et Campbell B. (2007): Plant traits responses to grazing: a global synthesis., *Global Change Biology* 13: 313-341.

Diekmann, M. (2003): Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review., *Basic and Applied Ecology*, 4: 493-506.

Domin K. (1904): *České středohoří, Studie fyto geografická*, Spisův počtých Jubilejní cenou Královské České Společnosti nauk., No. 16, Praha, 248 pp.

Dostál J. (1954): *Klíč k úplné květeně ČSR.*, ČSAV, Praha, 1183 pp.

Dostálek J. et Frantík T. (2008): Dry grassland plant diversity conservation using low-intensity sheep and goat grazing management: case study in Prague (Czech Republic)., *Biodiversity and Conservation* 17: 1439-1454.

Dzwonko Z. (2001): Assessment of light and soil conditions in ancient and recent woodlands by Ellenberg indicator values., *Journal of Applied Ecology* 38: 942-951.

Ejrnaes R., Hansen D. N. et Aude E. (2008): Changing course of secondary succession in abandoned sandy fields., *Biological Conservation* 109: 343-350.

Ellenberg H. (1996): *Vegetation Mitteleuropas mit den Alpen in ökologischer, dynamischer und historischer Sicht.*, Ed. 5. Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart.

Ellenberg H. (1988): *Vegetation ecology of Central Europe.* Cambridge University Press, Cambridge.

Ellenberg H., Weber H. E., Düll R., Wirth V., Werner W. et Pauliben D. (1991): Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa., *Scripta Geobotanica*, 18: 1–248.

Ertsen A. C. D., Alkemade J. R. M. et Wassen M. J. (1998): Calibrating Ellenberg indicator values for moisture, acidity, nutrient availability and salinity in the Netherlands., *Plant Ecology*, 135: 113-124.

ESRI (2004): *ArcGis 9.2.*, Environmental Systems Research Institute, Redlands.

Fraver S. (1994): Vegetation Responses along Edge-to-Interior Gradients in the Mixed Hardwood Forest of the Roanoke River Basin, North Carolina., *Conservation Biology* 8 (3): 822-832.

Fraver S., Jonsson B. G., Jonsson M. et Esseem P. A. (2008): Demographics and disturbance history of a boreal old-growth *Picea abies* forest., *Journal of Vegetation Science*, 19 (6): 789-798.

Fridrich J. (1972): Paleolitické osídlení v Bečově, o. Most, *Archeologické rozhledy* 24: 249 - 259.

GFW: Global Forest Watch Canada (2006): *Forest landscape change analysis: boreal foothills ecoprovince.* In: Brůna J. (2007): *Využití GIS pro posouzení krajinného pokryvu na modelovém území v Doupovských horách.*, Bak. Práce PřF UK, Praha, 34 pp.

Godefroid S. et Dana E. D. (2007): Can Ellenberg's indicator values for Mediterranean plants be used outside their region of definition?., *Journal of Biogeography* 34 (1): 62-68.

Gordienko N. S. et Sokolov L. V. (2009): Analysis of long-term changes in the dates of seasonal phenomena in plants and insects of the Il'men Reserve as related to climatic factors., *Russian Journal of Ecology* 40 (2): 86-92.

Gruub P. J. (1984): *Some growth points in investigative plant ecology.* In: Bakker J. P., Olf H., Williems J. H. et Zobel M. (1996): Do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics?, *Journal of Vegetation Science* 7(2): 147-155.

Gülgün B., Türkyilmaz B., Bolca M. et Özen F. (2008): An examination of the effects of land use changes on nature conservation rulings in Çeşme peninsula, Turkey., *Environmental Monitoring and Assessment*, 151: 457–476.

Harrington J. A. et Kathol E. (2009): Responses of shrub midstory and herbaceous layers to managed grazing and fire in a north american savanna (oak woodland) and prairie landscape., *Restoration Ecology* 17 (2): 234-244.

Hédli R. (2001): *Vegetace bučin Rychlebských hor.*, Dipl. Práce PřF UK, Praha, 138 pp.

Hédli R. (2004): Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes., *Plant Ecology* 170: 243–265.

Hennekens S. M. et Schaminée J. H. J. (2001): TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data., *Journal of Vegetation Science*, 12: 589–591.

Herben T. (1996): Permanent plots as tools for plant community ecology., *Journal of Vegetation Science*, 7 (2): 195-202.

Herben T. et Münzbergová Z. (2003): *Zpracování geobotanických dat v příkladech. Část I. Data o druhovém složení.*, Praha, 118 pp.

Hientze (2001): *NCSS and PASS. Number Crusercher Statistical Systems.* Kaysville, Utah.

Hietel E., Waldhardt R. et Otte A. (2004): Analysing land-cover changes in relation to environmental variables in Hesse, Germany., *Landscape Ecology* 19 (5): 473–489.

Hill M. O. (1979): *TWINSPAN – A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes.* Cornell University, Ithaca. In: Chytrý M. (ed.) (2006): *Vegetace České republiky, 1.Travninná a keříčková vegetace*, Academia, Praha, 526 pp.

Hill, M. O., Mountford, J. O., Roy D. B. et Bunce, R. G. H. (1999): *Ellenberg's indicator values for British plants.*, Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK.

Hoobs R. J. et Mooney H. A. (1986): Community changes following shrubs invasion of grassland., *Oecologia* 70: 508-513.

Chen J., Franklin J. F., et Spies T. A. (1992): Vegetation responses to edge environments in old growth Douglas-fir forests, *Ecological Applications* 2: 387-396.

Chen J., Franklin J. F., et Spies T. A. (1995): Growing-season microclimate gradients from clearcut edges into old-grown Douglas fir forests., *Ecological Applications* 5: 74-86.

Chýlova T. et Münzbergová Z. (2008): Past land use co-determines the present distribution of dry grassland plant species., *Preslia* 80(2): 183-198.

Chytrý M. (ed.) (2006): *Vegetace České republiky, 1.Travninná a keříčková vegetace*, Academia, Praha, 526 pp.

Chytrý M., Kučera T. et Kočí M. (2001): *Katalog biotopů České republiky.*, Agentura ochrany přírody a krajiny Praha, 163 pp.

Chytrý M. & Tichý L. (2003): Diagnostic, constant and dominant species of vegetation classes and alliances of the Czech Republic: a statistical revision., *Folia Facultatis Scientiarum Naturalium Universitatis Masarykianae Brunensis* 108: 1–231.

Chytrý M., Tichý L., Hold J. et Botta-Dukát Z. (2002): Determination of diagnostic species with statistical fidelity measures., *Journal of Vegetation Science*, 13: 79-90.

Jeník J. (1969): Otázka stepí v Čechách a ve světě, *Zprávy Československé Botanické Společnosti*, Praha, 4: 128-131.

Jeník J. et Ložek V. (1970): Stepí v Čechách?, *Vesmír*, Praha, 49: 113-119.

Jeschke M., Kiehl K., Pfadenhauer J. et Gigon A. (2008): Langfristige Auswirkungen ehemaliger Bewirtschaftungsvarianten auf die Diversität von Blütenpflanzen, Moosen und Flechten eines Kalkmagerrasens., *Botanica Helvetica* 118: 95 – 109.

Jurko A. (1964): Prehľad poľných krovín na východnom Slovensku., Sborník Východoslovenského múzea, Ser. A, Prírodné Vedy, Košice 5: 51-63. In: Suchara I. (1974): *Keřová společenstva Lounského středohoří.*, Dipl. práce PřF UK, Praha, 134 pp.

Karlík P. et Sádlo J. (2003): *Krajinně ekologická interpretace starých map prostřednictvím geobotaniky: příklad josefského mapování.* In: Němec J., *Krajina 2002 – od poznání k interpretaci.*, sborník ke konferenci, Praha, Ústí n. Lab., 37-40.

Klečka A. et Fabian J. (1934): *Vědecké základy lučního a pastevního pokusnictví.*, Ministerstvo zemědělství Československé republiky Praha, 182 pp.

Klika J. (1933): Teplomilná společenstva "stepní" ve středních Čechách., *Časopis Národního muzea*, Praha, 107: 78-82.

Klika J., Novák V., Gregor A. (1954): *Praktikum fytoecologie, ekologie, klimatologie a půdoznalství.*, NČSAV, Praha, 773 pp.

Klimešová I. (1973): *Příspěvek ke stanovištní charakteristice a režimu dusíku v půdě na Oblíku v Českém středohoří.*, Praha, Dipl. práce PřF UK, 113 pp.

Kočí M., Chytrý M. et Tichý L. (2003): Formalized reproduction of an expert-based phytosociological classification: A case study of subalpine tall-forb vegetation., *Journal of Vegetation Science*, 14: 601-610.

Kohyani P. T., Bossuyt B., Bonte D. et Hoffmann M. (2009): Differential herbivory tolerance of dominant and subordinate plant species along gradient of nutrient availability and competition., *Plant Ecology* 201: 611-619.

Kontrolní zprávy z území (1987), Správa CHKO České středohoří, Litoměřice 1987.

Korotkov K. O., Morozova O. V. et Belonovskaya E. A. (1991): *The USSR vegetation syntaxa prodromus.* G. E. Vilchek, Moscow. In: Chytrý M. (ed.) (2006): *Vegetace České republiky, 1. Travinná a keříčková vegetace*, Academia, Praha, 526 pp.

Krahulec F., Skálová H., Herben T., Hadincová V., Wildová R. et Pecháčková S. (2001): Vegetation changes following sheep grazing in abandoned mountain meadows. *Applied Vegetation Science* 4: 97-102.

Králová M. et al. (1991): *Vybrané metody chemické analýzy půd a rostlin.*, Academia, Praha, 152 pp.

Kubát K. (1999): Změny ve flóře Českého středohoří za posledních 50 let., *Zprávy České botanické společnosti, Materiály* 17: 11-18.

Kubát K. (2005): *Inventarizační botanický průzkum Národní přírodní rezervace Oblík v Českém středohoří.*, Litoměřice, 21 pp.

Kubát K., Hrouda L., Chrtek J. j., Kaplan Z., et Štěpánek J. (2002): *Klíč ke květeně České republiky.*, Academia Praha, 927 pp.

Kubíková J. (1971): *Geobotanické praktikum.*, SPN, Praha.

Kuncová J. (1972): *Botanický inventarizační průzkum Státní přírodní rezervace Oblík.*, Litoměřice, 5 pp.

- Kuncová J. (1991):** *Botanický inventarizační průzkum Státní přírodní rezervace Oblík*, Litoměřice, 6 pp.
- Lawesson J. E. et Mark S. (2000):** pH and Ellenberg reaction values for Danish forest plants., *Proceedings IAVS Symposium*, Opulus Press Uppsala, 151-153.
- Lepš J. et Hadincová V. (1992):** How reliable are our vegetation records?, *Journal of Vegetation Science* 3: 119-124.
- Lett M. et Knapp A. K. (2003):** Consequences of shrub expansion in mesic grassland: Resource alternations and graminoid responses., *Journal of Vegetation Science* 14: 487-496.
- Liao, J. D., Boutton, T. W. et Jastrow, J. D. (2006):** Storage and dynamics of carbon and nitrogen in soil physical fractions following woody plant invasion of grassland., *Soil Biology and Biochemistry* 38: 3184-3196.
- Ložek V. (1971):** K otázce stepí ve střední Evropě., *Zprávy Československé Botanické Společnosti*, Praha, 6: 226-232.
- Lysik M. (2009):** A 13-year change in grand-layer vegetation of carpathian beech forests., *Polish Journal of Ecology* 57 (1): 47-61.
- Martinovský J. O. (1967):** Oblík - perla české stepní květeny., *Ochrana přírody*, Praha, 22: 37-41.
- Martinovský J. O. (1971):** Srovnávací studie k problematice středoevropské stepi., *Severočeská Příroda*, Ústí n. L., 2: 43-107.
- Matějková I., van Diggelen R. et Prach K. (2003):** An attempt to restore Europea species-rich mountain grassland through grazing., *Applied Vegetation Science* 6: 161-168.
- Matesanz S., Brooker R.W., Valladares F. et Klotz S. (2009):** Temporal dynamics of marginal steppic vegetation over a 26-year period of substantial environmental change., *Journal of Vegetation Science* 20(2): 299-310.
- Matlack G. R. (1993):** Microenvironmental variation within and among forest edge sites in the eastern United States., *Biological Conservation* 66: 185-194.
- Meiners J. et Pickett S. T. A. (1999):** Changes in community and population responses Gross a forest-field gradient., *Ecography* 22: 261-267.
- Milberg P. (1995):** Soil seed bank after 18 years of succession from grassland to forest., *Oikos* 72(1): 3-13.
- Miranda J. D., Pidilla F.M., Lazaro R. et Pugnaire H.I. (2009):** Do changes in rainfall patterns affect semiarid annual plant communities?, *Journal of Vegetation Science* 20 (2): 269-276.
- Molíková M. (1973):** *Příspěvek ke karpobiologii kavylů na Oblíku*., Dipl. Práce PšF UK, Praha, 107 pp.

Moravec J. (1970): Několik poznámek ke "stepní otázce" v Československu., *Zprávy Československé Botanické Společnosti*, Praha, 5: 60-64.

Moore P. D. et Chaoman S.B. (1986): *Methods in Plant Ecology*, Oxford.

Mullerova J., Pyšek P. et Jarošík V. (2005): Aerial photographs as a tool for assessing the regional dynamics of the invasive plant species *Heracleum mantegazzianum*., *Journal of Applied Ecology* 42 (6): 1042- 1053.

Munson S.M. et Lauernroth W.K. (2009): Plant population and community responses to removal of dominant species in the shortgrass steppe., *Journal of Vegetation Science* 20 (2): 224-232.

Neuhäuslová Z. et al. (2001): *Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky, textová část a mapová část.*, Academia, Praha, 450 pp.

Novák J. et Konvička M. (2006): Proximity of valuable habitats affects succession patterns in abandoned quarries., *Ecological Engineering* 26: 113–122.

Novák J. et Prach K. (2003): Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale., *Applied Vegetation Science* 6: 111-116.

Otto R., Krüsi B. O., Burga C. A. et Fernández-Palacios J. M. (2006): Old-field succession along a precipitation gradient in the semi-arid coastal region of Tenerife., *Journal of Arid Environments* 65: 156-178.

Pakeman R. J. et Nolan A. J. (2009): Setting sustainable grazing levels for heather Borland: a multi-site analysis., *Journal of Applied Ecology*, 46: 363-368.

Persson S. (1980): Succession in a Swedish deciduous wood: A numerical approach., *Vegetatio* 43: 103-122.

Petránek J. (1993): *Malá encyklopedie geologie.*, Nakladatelství JIH, České Budějovice, 246 pp.

Petříček V. (1999): *Péče o chráněná území I., Nelesní společenstva.*, Agentura ochrany přírody a krajiny, Praha, 451 pp.

Pickett S. T. A. (1989): *Space-for-time substitution as an alter-native to long-term studies.* In: Herben T. (1996): *Permanent Plots as Tools for Plant Community Ecology.*, *Journal of Vegetation Science*, 7 (2): 195-202.

Pivničková (ed.)(2003): *Vliv hospodářských zásahů na změnu v biologické rozmanitosti ve zvláště chráněných územích.*, Sborník dílčích zpráv z grantového projektu VaV 610/10/00, Příroda supplementum, Praha.

Plán péče o NPR Oblík (1999), Správa CHKO České středohoří, Litoměřice 1999.

Plán péče o NPR Oblík (2006), Správa CHKO České středohoří, Litoměřice 2006.

Podani (2000): *Introduction to the exploration of multivariate biological data.* Backhuys, Leiden. In: Chytrý M. (ed.) (2006): *Vegetace České republiky, 1.Travninná a keříčková vegetace*, Academia, Praha, 526 pp.

Podpěra J. (1906): *Vývoj a zeměpisné rozšíření květeny v zemích českých.*, Moravská Ostrava.

- Příloha nařízení vlády ČR (2005)**, Správa CHKO České středohoří, Litoměřice 2005.
- Rejmánek M. et Rejmánková E. (2002)**: Biogeography of artificial islands: effects of agearea, elevation, and isolation on plant species richness., *Preslia* 74: 307-314.
- Rydlo J. (1973)**: *Příspěvek k poznání režimu půdní vlhkosti na Oblíku v Českém středohoří*, Dipl. práce PŘF UK, Praha, 156 pp.
- Rychnovská M., Balátová-Tuláčková E., Úlehlová B. et Pelikán J. (1985)**: *Ekologie lučních porostů*, Academia, Praha.
- Ruprecht E. (2005)**: Secondary succession in old-fields in the Transylvanian Lowland (Romania)., *Preslia*, Praha, 77: 145-157.
- Ruprecht, E. et Botta-Dukat, Z. (2000)**: Long-term vegetation textural changes of tree fen communities near Cluj Napoca (Romania)., *Acta Botanica Hungarica* 42: 265-284.
- Sádlo J., Pokorný P., Hájek P., Dreslerová D. et Čílek V. (2008)**: *Krajina a revoluce, Významné přelomy ve vývoji kulturní krajiny českých zemí*, Malá skála, Praha, 255 pp.
- Sapožniková S. A. (1952)**: *Mikroklima a místní klima*, Nakladatelství Brázda, Praha, 260 pp.
- Sassi P. L., Taraborelli P. A., Borghi C. E. et Ojeda R. A. (2009)**: Cattle grazing effects on annual plants assemblages in the Central Monte Desert, Argentina., *Journal of Arid Environments* 73 (4-5): 537-541.
- Schaffers A. P. et Sýkora K. V. (2000)**: Reliability of Ellenberg indicator values for moisture, nitrogen and soil reaction: a comparison with field measurements., *Journal of Vegetation Science*, 11: 225–244.
- Schuster F. (1918)**: *Xerothermní květena ve vývoji vegetace české*, Praha.
- Slavíková J. et al. (1983)**: *Ecological and Vegetational Differentiation of a Solitary Conic Hill*, *Vegetace ČSSR A13*, Academia, Praha, 221 pp.
- Sluiter R. et de Jong S. M. (2007)**: Spatial patterns of Mediterranean land abandonment and related land cover transitions., *Landscape Ecology* 22 (4): 559-576.
- Smit R. et Olf H. (1998)**: Woody species in relation to habitat produktivity., *Plant Ecology* 139: 203-209.
- Smolíková L. (1982)**: *Pedologie I*, Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 129 pp.
- Snow B. et Snow D. (1988)**: *Birds and berries: a study of an ecological interaction*. Calton, Poysers.
- Steubing L. (1965)**: *Pflanzenökologischen Praktikum*, Berlin.
- Studničková I. (1976)**: *Studie půdního dusíku na xerothermních biotopech kopce Oblíku v Českém středohoří*, Rig. Práce PŘF UK, Praha, 105 pp.
- Stumpf 1787** In: Roedl B. (1999): Neznámé pojednání o Lounech z 18.století (Fyzikálně-ekonomický popis královského města Loun)., *REGIZ, Lounský kraj, kulturně historická revue Lounského regionu*, 2.

Suchara I. (1974): *Keřová společenstva Lounského středohoří.*, Dipl. Práce PřF UK, Praha, 134 pp.

Suchara I. (2007): *Praktikum vybraných ekologických metod.*, Scriptum UK, Praha, 134 pp.

Šlechtová A. (2008): *Vliv pastvy na stepní trávníky v CHKO Český kras na modelové lokalitě Pání hora.*, Dipl. Práce PřF UK, Praha, 57 pp.

Tamm C. O. (1956): Composition of vegetation in grazed and Down section of a former hay-meadow., *Oikos* 7: 144-157.

Tansley A. G. (1920): The classification of vegetation and the concepts development., *Journal of Ecology*, 8: 118-149.

ter Braak C. J. F. et Šmilauer P. (2002): *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows user's guide. Software for Canonical Community Ordination (version 4.5).* – Biometris, Wageningen et České Budějovice.

Thimonier A., Dupouey J. L., Bost F. et Becker M. (1994): Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in north-east France., *New Phytologist* 126: 533-539.

Tichý L. (2002): Juice, software for vegetation classification., *Journal of Vegetation Science*, 13: 451–453.

Tichý L. (2005): New similarity indices for the assignment of relevés to the vegetation units of an existing phytosociological classification., *Plant Ecology* 179: 67–72.

Tikka P. M., Heikkilä T., Heiskanen M. et Kuitunen M. (2001): The role of competition and rarity in the restoration of dry grassland in Finland., *Applied Vegetation Science* 4: 139-146.

Tilman D. (1985): The resource ratio hypothesis of succession., *American Naturalist* 125: 827-852.

van der Maarel E., Bott R., van Dorp D. et Rinjtjes (1985): Vegetation succession on the dunes near Oostvoorne, the Netherlands: a comparison of the vegetation in 1959 and 1980., *Vegetatio* 58: 137-187.

Vašíčková J. (2007): *Časoprostorová dynamika luční vegetace na příkladu přírodní památky Hrnčířské louky.*, Dipl. Práce PřF UK, Praha, 100 pp.

Vera F.W.M. (2000): *Grazing ecology and forest history.*, CABI Publishing, Wallingford.

Velenovský J. (1885): Botanické náčrtky z okolí Lounského., *Vesmír*, Praha 14: 14-15,50-51.

Vesecký A. (ed.) (1958): *Podnebí Československé socialistické republiky.*, Praha.

Vona V., Sule S., Siller I. et Pottyondy A. (2008): Changes in dolomite rocky grasslands caused by antropogenic disturbances, with special respect to grazing., *Cereal Research Communications* 36: 1879-1882.

Vyhlašovací listina Ministerstva kultury a informací (1967), Správa CHKO České středohoří, Litoměřice 1967.

Wali M. K. (1999): Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems., *Plant and Soil* 213: 195-220.

Wamelink G. W. W., Joosten V., van Dobben H. F. et Berendse F. (2002): Validity of Ellenberg indicator values judged from physico-chemical field measurements., *Journal of Vegetation Science*, 13: 269-278.

Wamelink, G. W. W., van Dobben, H. F. et van der Eerden, L. J. M.(1998): Experimental calibration of Ellenberg's indicator values for nitrogen., *Environmental Pollution* 102: 371-375.

Zald H. S. J. (2009): Extent and spatial pattern of grass bald cover change (1948-2000), Oregon Coast Range, USA., *Plant Ecology*, 201: 517-529.

Zbírál J. (1995): *Analýza půd I, Jednotné pracovní postupy.*, SKZÚZ Brno

Zhang W. (1998): Changes in species diversity and canopy cover in steppe vegetation in Inner Mongolia under protection from grazing., *Biodiversity and Conservation* 7 (10): 1365-1381.

Web 1 <http://oldmaps.geolab.cz/>, 15.4.2009

Web 2 <http://www.specialista.info/view.php?cisloclanku=2005090124>, 15.4.2009

Web 3 http://www.sci.muni.cz/botany/vegsci/expertni_system.php?lang=cz, 3.2.2009

9. Přílohy

Příloha A – Zkratky rostlinných druhů

Příloha B – Zkratky použité v textu

Příloha C – Fytocenologické snímky - kompletní hlavičková data fytocenologických snímků a veškeré údaje o měřístích

Příloha D – Fytocenologické snímky – údaje o druhové skladbě a pokryvnostech rostlin

Příloha E – Chemické analýzy půd

Příloha F – Lineární JV transekt keřů

Příloha G – Korelační tabulky

Příloha H – Klimatická data z období 1970-3 a 2005-7

Příloha I – DVD s kompletní diplomovou prací včetně primárních dat

