

Přehledový článek | Review

Antropogenní změny vegetace nad horní hranicí lesa v Krkonošském národním parku s důrazem na vliv turistiky

Anthropogenic changes of vegetation above timberline in the Krkonoše Mountains National Park focusing on the impact of tourism

MICHAELA VÍTKOVÁ¹, ONDŘEJ VÍTEK² & JANA MÜLLEROVÁ¹

¹Botanický ústav AV ČR, v. v. i., Zámek 1, 252 43 Průhonice, CZ, michaela.vitkova@ibot.cas.cz, jana.mullerova@ibot.cas.cz

²Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky, Kaplanova 1931/1, 148 00 Praha 11-Chodov, CZ, ondrej.vitek@nature.cz

Abstrakt Článek shrnuje problematiku změn vegetace arкто-alpínské tundry v Krkonoších pod vlivem člověka. První výraznější zásahy byly spojeny s budním hospodářstvím, pastvou, kácením (a později znovu vysazováním) kleče. Časem zcela převážil význam turistického ruchu, a to především vliv bud a jiných turistických zařízení (eutrofizace), sešlap a půdní eroze. Vážným zásahem bylo zpevnění cest nevhodným bazickým materiálem v 70. a 80. letech 20. století, což vyvolalo rapidní změny fyzikálně-chemických poměrů v okolní půdě a nástup vegetace s velkým podílem synantropních druhů. Správa KRNP dlouhodobě monitoruje a odstraňuje invazní a expanzivní druhy a vysazené porosty kleče, které degradují unikátní ekosystémy arкто-alpínské tundry a mrazové formy reliéfu. Od r. 1996 dochází k postupné rekonstrukci cest zpevněných bazickým materiálem a k jeho nahrazení substrátem s chemismem podobným přirozenému podloží. Schopnost regenerace arкто-alpínské tundry je v extrémních podmínkách omezena a návrat do přirozeného stavu je zdlouhavý. Přesto považujeme regeneraci po odstranění nepřirozeného bazického materiálu za možnou.

Klíčová slova: arкто-alpínská tundra, antropické vlivy, vegetační změny, synantropní vegetace, bazifikace půdy, eutrofizace, management

Abstract The article summarizes human influence on arctic-alpine tundra in the Krkonoše/Karkonosze Mts (Giant Mts). The first important human disturbances were connected to grazing, building of chalets, and clear-cutting (and eventually re-planting) of mountain pine. Later on, the tourism started to play a major role, mainly disturbances around chalets (eutrophication), trampling, and soil erosion. The most profound changes in physical-chemical soil conditions were caused by alkaline road building material used in 1970's and 1980's, generating roadside vegetation with high amount of synanthropic species. The KRNP Administration organizes long-term monitoring and elimination of invasive and expansive species, and mountain pine plantations degrading unique arctic-alpine tundra ecosystems and relic soils. Since 1996, alkaline paved roads are reconstructed (alkaline gravel replaced by siliceous materials). The ability of arctic-alpine tundra to recover in the extreme climatic conditions is limited and the process is expected to be slow. Still, after the removal of non-indigenous alkaline material, we consider the restoration possible.

Keywords: arctic-alpine tundra, human disturbances, vegetation changes, synanthropic vegetation, alkalization effect, eutrophication, management

Krkonošská tundra představuje specifický ekosystém, pro naše území zcela unikátní, který obsahuje mnoho vzácných či dokonce endemických druhů i specifické geomorfologické jevy. Patří mezi nejcen-

nější oblasti KRNP, hojně turisticky navštěvované, a proto si zaslouží zvláštní pozornost ochrany přírody. Tento křehký ekosystém, nacházející se v extrémních klimatických podmínkách vrcholových partií

Krkonoš, je citlivý k narušení, které často způsobuje značné změny vegetace. V předloženém článku, jehož vznik byl iniciován Správou KRNP, jsme se pokusili vliv člověka na ekosystém arкто-alpínské tundry shrnout, a to jak před vznikem národního parku, tak i po něm. Touto problematikou se zabývala celá řada vědeckých i studentských prací. Jednotlivé zdroje se však různí v kvalitě i záběru, řada z nich je dostupná pouze prezenčně v Knihovně Správy KRNP. Smyslem tohoto článku bylo dosažené znalosti utřídit a přehledně shrnout. Vzhledem k tomu, že se naše vlastní vědecké práce týkaly převážně dopadu turistiky na vegetaci, kladli jsme na tuto problematiku zvláštní důraz.

V textu byla použita nomenklatura dle KUBÁTA et al. (2002) a CHYTRÉHO et al. (2007, 2009).

1. Historické aspekty vlivu člověka od nejstarších dob až po založení Krkonošského národního parku

Před příchodem člověka tvořila krajinu Krkonoš nad horní hranicí lesa mozaika různě zapojených klečových porostů s příměsí smrku i dalších dřevin a širokého spektra fytoocenóz alpínského bezlesí (LOKVENC 1995). V terénních depresích se vyskytovaly smilkové pralouky, z nichž smilka později expandovala na odlesněné a nevhodně obhospodařované louky náhorních planin, kde vytvořila rozsáhlé porosty (LOKVENC 1978). Větší souvislé plochy primárního bezlesí se vyskytovaly v místech, kde extrémní podmínky bránily vyklíčení a růstu semenáčků kleče i ostatních dřevin, zejména na periglaciálních sutích, lavinových drahách, sněhových výležištích, hygrolních ekotopech, pod karovými hranami Kotelních, Labských a Úpských jam a ve vrcholových partiích Vysokého Kola, Malého Šišáku, Luční a Studniční hory (LOKVENC 1995). Relativní zastoupení jednotlivých komponent klečovo-smilkové mozaiky před příchodem člověka, stejně jako původnost dílčích porostů v souvislosti s érou budního hospodářství je v posledních desetiletích diskutována v řadě prací (např. ŠTURSOVÁ 1985, SOUKUPOVÁ et al. 2001, WILD & WILDOVÁ 2002, WILD & KYNCL 2004, HEJCMAN et al. 2005).

Po ukončení devastační těžby dřeva pro kutnohorské doly v roce 1609 a po úpadku dolování se stal

hlavním zdrojem obživy chov dobytka. Alpští kolonisté, původně povolání kvůli těžbě dřeva a drahých kovů, přinesli do Krkonoš novou formu zemědělství – tzv. budní hospodářství (LOKVENC 2006a). Pronikání do nejvyšších poloh se uskutečňovalo podél dvou nejstarších stezek – Vrchlabské (Slezské) a Semilské (České; LOKVENC 1995). Nejstarší stezka přes hřebeny Krkonoš je podrobně vyznačena na Hüttelově mapě z poslední čtvrtiny 16. století. Vedla z Vrchlabí přes dnešní enklávu Rennerových a Lahrových bud, sedlem mezi Luční a Studniční horou, přes Bílou louku a mířila ke Kowarům (BARTOŠ 1976). Její vznik není přesně doložen, pohybuje se mezi 9. (např. MÁLKOVÁ 1993) až 13. stoletím (MUSIL 1981), dodnes patří k nejméně frekventovanějším cestám ve východní části Krkonoš. Na celé náhorní plošině západních Krkonoš Hüttelova mapa dokládá jen závěrečný úsek Semilské stezky (VÍTKOVÁ et al. 1999), která pravděpodobně pochází ze 13. století, ale většího významu nabyla až v souvislosti s rozvojem sklářství ve 14. století. Spojovala Prahu se Szklarskou Porębou, vedla přes Semily, Rokytnici nad Jizerou, Dvoračky a pramen Labe (MUSIL 1981). Na Hüttelově mapě jsou v subalpínském stupni Krkonoš zakresleny první boudy pro letní pastvu, seníky i sběrači bylin (VÍTKOVÁ et al. 1999). Pastva dobytka přinesla výstavbu obytných bud včetně hospodářských stavení (seníků, stájí), vznik dalších komunikací i průhonů pro dobytek a zejména mohutnou likvidaci klečových porostů na krytí potřeby paliva a k získání ploch pro pastvu dobytka a sklizeň trávy. Odlesnění dosáhlo vrcholu ve druhé polovině 18. století, kdy existovaly rozsáhlé bezlesé enklávy na Bílé a Čertově louce, jižním svahu Zadní Planiny (Klínové Boudy), v oblasti Zadních Rennerovek, na jižním a severním svahu Kotle a Lysé hory, jižním svahu Krkonoše a na Labské louce. Ve druhé polovině 19. století se do subalpínského stupně koncentrovala i pastva z nižších partií kvůli jejímu zákazu v lesích. V 18. a 19. století se páslo pravidelně čtyři měsíce v roce – od června do konce září (LOKVENC 1995). Uvedené aktivity snížily horní hranici lesa z 1 250 m místy až na 1 000 m n. m. (např. VACEK et al. 2007).

Nejvýše položeným a pravděpodobně také nejstarším hospodářským objektem nad hranicí lesa byla Luční bouda. Podle jedné z verzí byla založena náboženskými uprchlíky z Čech v 16. století (LOKVENC 2006b). Budní hospodářství bylo důvodem založení

Rennerovy boudy, Scharfovy boudy, Petrovy boudy, Špindlerovy boudy, Pudlovy boudy, Martinovy boudy, Vosecké boudy, Dvorské boudy aj. (např. LOKVENC 1995, ŠTURSA 2011a). Vzhledem k nepříznivé konfiguraci terénu se na slezské straně hor budní hospodaření tolik nerozšířilo, nejrozsáhlejší hospodářství provozovala Stará Slezská bouda (schronisko Pod Łabskim Szczytem; LOKVENC 2006a). V průběhu let se v okolí bud zformovaly tři typické zóny (ŠTURSOVÁ & ŠTURSA 1982, KRAHULEC et al. 1996): (i) V těsné blízkosti boudy vznikaly kultivované a intenzívně hnojené plochy určené ke sklizni kvalitního sena pro dobytek na zimní období, tzv. travní zahrady. Podle SEMELOVÉ et al. (2007) existovala travní zahrada u Luční boudy už od 17. století. Do roku 1944 byla pravidelně hnojena organickým hnojením s aplikací dřevěného popela. Celá Bílá louka byla využívána k pastvě a sklizni trávy pro třicet kusů hovězího dobytka a stejné množství koz (LOKVENC 2006b). (ii) Ve středních částech byla vegetace kosena, spásána a ošetřována s průměrnou intenzitou, takže nebyla tolik dotčena eutrofizací. (iii) Nejvzdálenější okrajové části nebyly pravidelně koseny ani hnojeny, probíhala tu jen pastva.

Rozsah pastvy nad hranicí lesa se výrazně snížil po první světové válce, výjimečně doznívala v 50. letech dvacátého století (LOKVENC 1995). Zanikla řada bud (např. Pudlova, Rennerova, Scharfova, Kotelná; BASTA 2011) a s nimi v průběhu druhé světové války již zcela ustalo i zemědělské využívání hřebenových oblastí Krkonoš (LOKVENC 1983a).

V polovině 17. století vznikla v subalpínském stupni východních Krkonoš Panská bouda (v místě pozdější Obří boudy), jejíž existence s budním hospodářstvím vůbec nesouvisela – byli zde ubytováni dělníci stavějící na Sněžce kapli svatého Vavřince. Po ukončení stavby v roce 1681 bouda zanikla (ŠTURSA 2011a). Kromě náboženských procesí na vrchol Sněžky a k prameni Labe navštěvovali nejvyšší partie Krkonoš jen zvědaví jednotlivci (LOKVENC 2006a). Hnutí romantismu, hlásající kult přírody, vyvolalo ve druhé polovině 18. století zájem o poznávání pánenských hor. Turistika se stala novým způsobem trávení volného času a výjimečné plochy krkonošských hřbetů byly pro ni vyhledávaným cílem. V roce 1884 se udává návštěvnost vrcholu Sněžky 50 000 lidí ročně (LOKVENC 1983b). Obyvatelé hor přizpůsobovali své boudy pro potřeby turistů nebo stavěli

nové. Vznikly tak boudy na Sněžce (Česká a Pruská, později Polská bouda), Bouda prince Jindřicha, Slezský dům, Havlova bouda, Výrovka, Bouda u Sněžných jam (Wawel), Labská bouda aj. LOKVENC (1995) celkem uvádí 16 bud nad hranicí lesa a dalších 10 na jeho hranici.

Zpočátku vznikaly velmi živelně nové cesty, které se nedržely již existujících cest hospodářských. Sloužily k zásobování bud a spojovaly turisticky atraktivní partie – vrcholy hor, vyhlídky nebo vodní toky (prameny, vodopády). O částečné řízení turistice na hřebenech Krkonoš můžeme hovořit až po roce 1880, kdy bylo založeno několik turistických spolků a organizací (na slezské straně Riesengebirgsverein, na české Rakouský krkonošský spolek a Klub českých turistů), jejichž hlavní náplní se po dobu třiceti let stala výstavba turistických stezek. Z roku 1936 pocházejí první letecké snímky, které ukazují nebývalé množství cest. Už tehdy jich několik dosahovalo značné šířky a sešlapem bylo poškozeno i okolí. Podrobným vývojem cestní sítě ve vrcholových partiích západních Krkonoš se zabývali VITKOVÁ et al. (1999).

Další cesty vznikly v souvislosti s budováním sítě vojenského opevnění po roce 1936. Stupňující se válečné přípravy urychlily stavbu Masarykovy horské silnice z Jilemnice na Zlaté návrší, o jejíž stavbě se uvažovalo již od roku 1928 (MUSIL 1981). V rámci opevnovacích prací byla vybudována linie lehkého opevnění (26 bunkrů) na hřebenech od Lysé po Studniční horu, dále byly prokáceny střeškové průseky a vyhloubeny zákopy (WAGNEROVÁ 2002). Materiál na stavbu bunkrů, hlavně dřevo a písek, byl získáván z blízkého okolí. Jako kasárna vznikly Jestřábí boudy pod hřebenem Krkonoše. Švehlova bouda, jejíž základní kámen byl položen 6. 9. 1936, nebyla nikdy postavena. Poblíž byla až v roce 1960 otevřena Vrbatova bouda (VITKOVÁ et al. 1999). Po válce byly ještě více zpřístupněny východní Krkonoše lanovkou na Sněžku, jejíž stavba v letech 1946–1949 představovala výrazný zásah do klečových porostů. Dalším zásahem bylo vykácení hraničního průseku v okolí československo-polské hranice v 50. letech. Ve způsobu využití území již zcela převládala rekreace (VACEK et al. 2007). V roce 1938 v Krkonoších přenocovalo 750 000 turistů, v roce 1950 už 1,4 milionu a v roce 1970 dokonce 7 milionů (BLÁZEK et al. 1978).

2. Významné antropické vlivy od vzniku KRNAP (1963) do současnosti

Velkým problémem je využívání a likvidace odpadů, které byly v minulosti živelně ukládány i v nejceněnějších hřebenových partiích Krkonoš. ŠTURSA (1964) zmiňuje nánosy popela a komunálního odpadu po obou stranách koryta Bílého Labe u Luční boudy, zarůstající typickou ruderální vegetací vegetací, např. *Tussilago farfara* (podběl lékařský), *Chenopodium bonus-henricus* (merlík všedobr), *Epilobium angustifolium* (vrbovka úzkolistá), *Capsella bursa-pastoris* (kokoška pastuší tobolka), *Plantago media* (jitrocel prostřední), *Rumex alpinus* (šťovík alpský) nebo *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá). Na skládce odpadků z Luční boudy, zavezené zeminou v roce 1974 (MÁLKOVÁ 1992), zachytila BRADÁČOVÁ (2001) po téměř třiceti letech výskyt apofyt a antropofyt z čeledi *Asteraceae* a *Urticaceae* – *Carduus personata* (bodlák lopuchovitý), *Cirsium arvense* (pcháč oset), *C. palustre* (pcháč bahenní), *Senecio ovatus* (starček Fuchsův), *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (smetánka lékařská) a *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá). V současné době je již takové ukládání odpadů podle zákona zakázáno. Problémem je i stavební odpad s podílem bazických materiálů (vápno, cement), kde se soustřeďují druhy preferující úživnější stanoviště. BRADÁČOVÁ (2001) zjistila splavování zbytků stavebního odpadu z provozních staveb Luční boudy (např. kůlna, elektrárna, vodojem) do Bílého Labe, což dokládá zvýšením hodnoty pH, CaO a MgO v naplaveninách ze dna retenční nádrže a zastoupením nepůvodních druhů – *Senecio ovatus* (starček Fuchsův), *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (smetánka lékařská), *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá). Od 70. let došlo k zániku a posléze demolici několika hřebenových bud (Obří bouda, meteorostanice na Sněžce, Jestřábí boudy, Česká bouda; BAŠTA 2011, ŠTURSA 2011a). Rozvaliny bud i dřívě zaniklých je možné v terénu najít dodnes. Problémy s likvidací tekutých odpadů z horských bud jsou stále vysoce aktuální.

V 70. letech 20. století byla hustota cestní sítě na hřbetech západních Krkonoš prakticky totožná jako na konci 19. století. V roce 1974 začal být regulován vjezd motorových vozidel v závěrečném úseku Masarykovy horské silnice (MUSIL 1981). Z důvodu přetížení a nebezpečí svahových nátrží, příp. solifluk-



Obr. 1. Zarostlé cesty na severní straně Kotle, uzavřené od 80. let minulého století, jsou v terénu stále dobře patrné. Vpravo frekventovaná, dolomitem zpevněná turistická cesta od rozcestí U Růženčiny zahrádky do sedla pod Lysou horou.

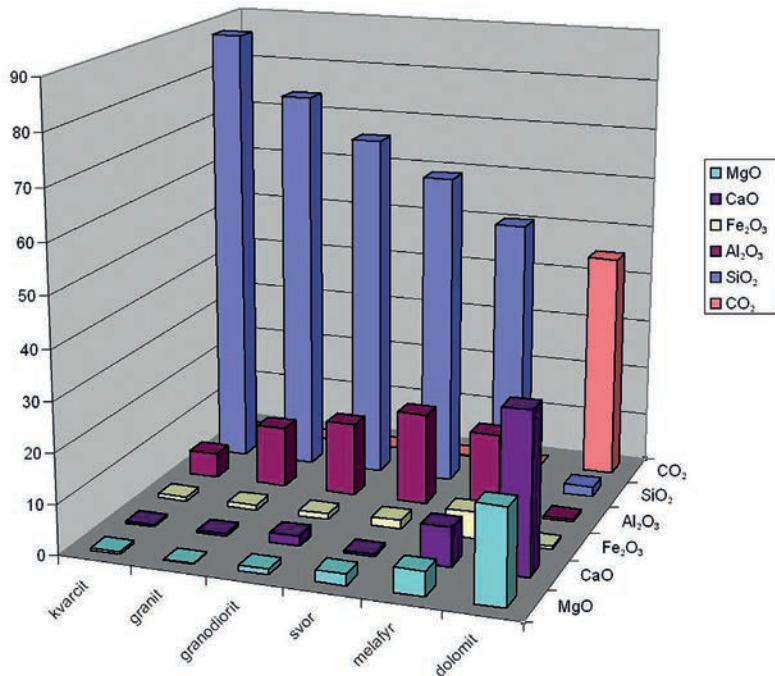
Fig. 1. Trails on the North slope of Kotel Mt., closed to the public in 1980s, are still clearly visible. At the right side is frequented dolomite stabilized trail between the U Růženčiny zahrádky crossroad and the saddle under Lysá hora Mt.

ce uzavřela Správa KRNAP naučnou stezku v úseku Úpská hrana–Modrý důl (nad Mapou republiky) a též některé dřívější provozní cesty v okolí Luční boudy (MÁLKOVÁ 1992). V roce 1977 bylo zrušeno několik silně frekventovaných turisticky značených cest, které procházely územím tehdejší SPR Prameny Labe (podrobněji viz VITKOVÁ et al. 1999). Další cesty byly zrušeny v 80. letech (např. Zlaté návrší–Krkonoš–Šmídova vyhlídka, cesta přes vrchol Kotle, Výrovka–Modrý důl; MÁLKOVÁ 1993, VITKOVÁ et al. 1999). Od této doby k dalšímu rušení cest na hřebenech Krkonoš nedošlo. Téměř všechny dřívější cesty jsou však dodnes v terénu dobře patrné (Obr. 1). Zatímco v první polovině 20. století byla citlivá vegetace arktóalpínské tundry západních Krkonoš rozčleněna cestní sítí na 55 nestabilních fragmentů, v současnosti se sice v letní sezóně jedná pouze o 16 fragmentů, které však zaujímají 1 % této oblasti (tj. 32 km cest; viz VITKOVÁ et al. 1999). Jsou však mnohem více izolovány díky větší šířce, nevhodně upravenému povrchu i zvýšenému provozu cest.

Dlouhodobě velmi vysoký zájem turistů o tyto atraktivní partie Krkonoš vyžaduje stálou údržbu cest. Řada z nich byla v minulosti zpevněna mechanicky sice vhodným materiálem, avšak chemicky zcela cizorodým – v 70. letech se upřednostňoval dolomit, v 80. letech spíše melafyr. Vápnitý dolomit se pravděpodob-

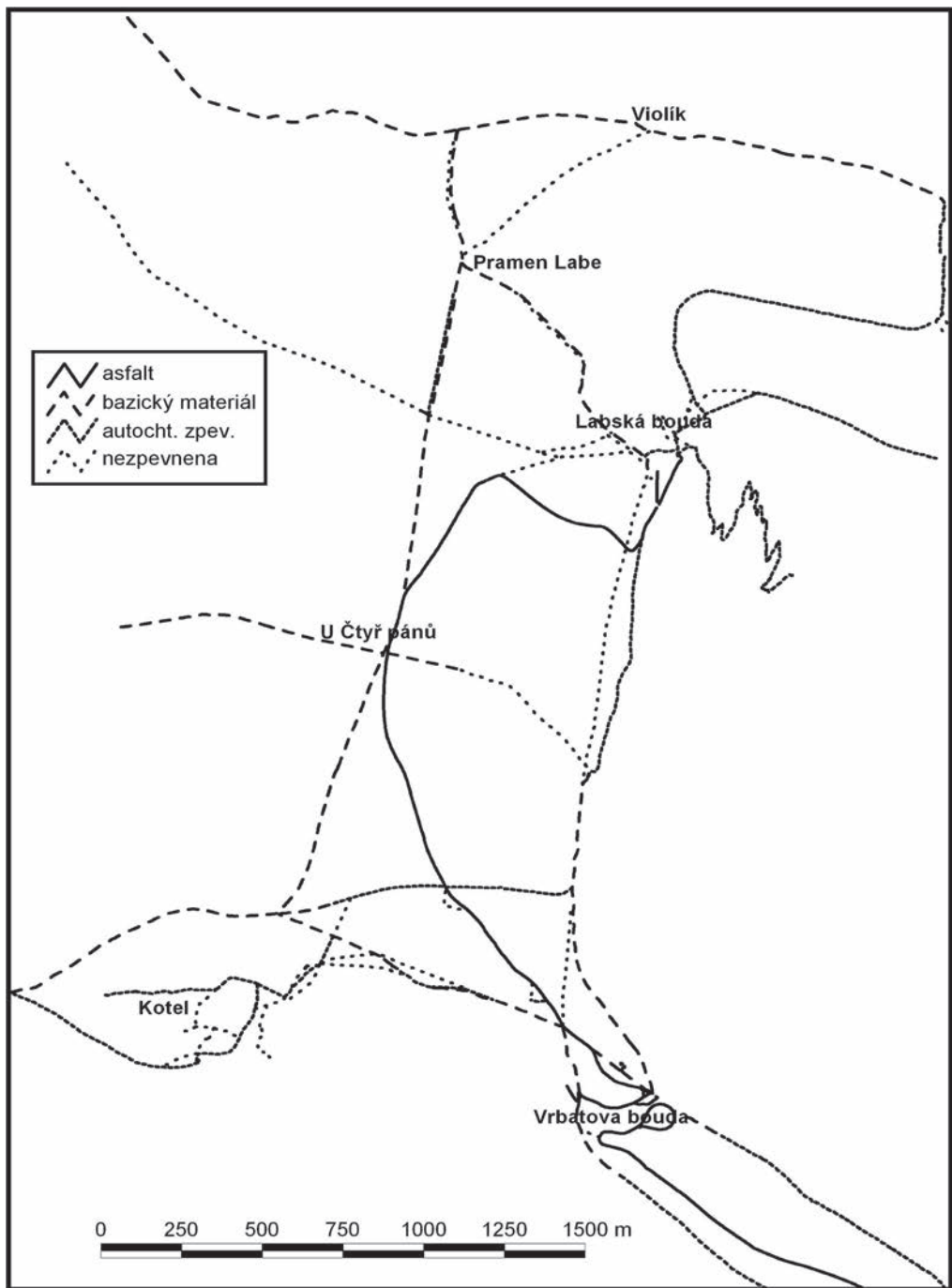
ně dovážel z Horního Lánova u Vrchlabí, částečně i z lomu u Hřibčích bud. KRAUS & KUZVART (1987) uvádějí jeho velmi stabilní chemické složení s 32 % CaO, 19 % MgO a 2 % SiO₂ (Obr. 2). Melafyr je méně bazický než dolomit, přesto obsahuje téměř čtyřnásobně vyšší množství Ca a MgO než přirozený granit nebo granodiorit. Většina subalpínského a alpského stupně západních Krkonoš je součástí krkonoško-jizerského granitoidového masívu, který ještě doznívá ve vrcholových polohách východních Krkonoš – v údolí Bílého Labe, Bílé louky a severní části Úpské jámy až ke státní hranici. Geologickým podkladem je několik variant biotického granitu až granodioritu (KLOMÍNSKÝ 1969). Sněžka, Studniční hora a velká část Luční hory je budována svory a fylity, vrchol Luční hory a navazující Kozi hřbety kvarcitu (CHALOUPSKÝ et al. 1968, 1989). Z obrázku 2 je dobře patrný rozdíl mezi chemismem všech hornin přirozeného podloží a nepůvodními bazickými materiály, použitými ke zpevnění cest.

Melafyr z lomu v Košťálově byl poprvé použit pro vrcholové oblasti Krkonoš již při stavbě Masarykovy horské silnice ve 30. letech minulého století, kdy byl kombinován s kyselými horninami. K vyasfaltování silnice došlo pravděpodobně až v roce 1979 při generální rekonstrukci po přivalových deštích (ČINOVEC 1996). Přestože již studie ze 70. let (např. SOJÁK et al. 1976, KLÍMO 1979) poukazyvaly na nevhodnost použití těchto silně bazických hornin v území s přirozeně kyselým substrátem, na některých místech byly preferovány ještě dalších 10 let. VITKOVÁ et al. (1999) zjistili, že 45 % délky všech cest (včetně zimních) nad hranicí lesa v západních Krkonoších bylo zpevněno allochtonními bazickými drtění (Obr. 3). Největší množství zde bylo použito na asanaci komunikace mezi Zlatým návrším a Labskou boudou. Původně prашná cesta silně podléhala vodní erozi, po povodních v letech 1974, 1977 a 1978 musela být rozsáhle rekonstruována a pak byla v roce 1980 pokryta asfaltem (VITKOVÁ et al. 1999). Také ve východních Krko-



Obr. 2. Srovnání chemického složení hornin přirozeného podloží (kvarcitu, granitu, granodioritu, svor) s bazickým posypovým materiálem (melafyrem, dolomitem).

Fig. 2. Comparison of chemical properties of natural substrates (quartzite, granite, granodiorite and mica-schist) with alkaline gravel (amygdaloidal basaltic rock and dolomite).



Obr. 3. Rozdělení cest v západní části Krkonoš podle materiálu použitého ke zpevnění. Upraveno z VITKOVÉ et al. 1999.

Fig. 3. Trails distinguished by stabilising material in the western part of the Krkonoše Mts. (asphalt, alkaline gravel, autochthonous material, unpaved ; adapted from VITKOVÁ et al. 1999).

noších byla řada cest překryta dolomitem a/nebo melafyrem. V letech 1972–1974 byla opuštěna původní nezpevněná cesta s dřevěným povalem od Luční boudy přes Úpské rašeliniště k bývalé Obří boudě a v těsném sousedství vznikla cesta nová, zpevněná dolomitem o mocnosti 20–40 cm a průměrné šířce 2,75 m (MÁLKOVÁ 1992). Melafyry byly použity na cestě od Luční boudy ke státní hranici a od Výrovky k bývalým Klínovým Boudám. V 80. letech minulého století byla vyasfaltována cesta mezi Výrovkou a Luční boudou (1984 úsek mezi Luční boudou a Památníkem obětím hor a 1987 úsek k Výrovce), která byla v 70. letech zpevněna vápencovým šterkem, stejně jako souběžná tzv. Koňská cesta a zimní cesta ležící mezi nimi. Koncem 70. a v 80. letech už byly hluboké erozní rýhy asanovány přirozeným materiálem (MÁLKOVÁ 1994a), který se výhradně používá k opravám cestních těles na hřebenech Krkonoš od 90. let. V posledních letech probíhá postupné odstraňování bazických hornin z jednotlivých cest a jejich nahrazování kyselým substrátem.

3. Změny ve složení rostlinných společenstev

Zemědělské využívání vrcholových partií Krkonoš v minulosti přineslo rozsáhlé odlesnění na ploše cca 1 000 ha a vznik obhospodařovaných luk a pastvin. Když na konci 19. století postihly krajinu Krkonoš velké povodně a sesuvy půdy, vznikly první plány na zalesnění části hřebenů klečí (ŠTURSA 2011b). Semenáčky dřevin na loukách a pastvinách musely být chráněny, likvidace dřevin se pokutovala. Roku 1875 byly zahájeny rozsáhlé výsadby klečových porostů, které probíhaly do roku 1913 a pokračovaly pak ještě mezi lety 1955 a 1992. Z těchto výsadeb nyní existuje cca 600 ha kultur, které nahradily dříve vykloučené plochy (LOKVENC 1995, VACEK et al. 2007). Časem se ukázaly výsadby kleče na místech s unikátními mrazovými formami reliéfu jako zcela nevhodné (ŠTURSA 2011b), proto se postupně proředují.

Více než 200letá eutrofizace půd v bezprostředním okolí bud v důsledku aplikace organických hnojiv, dřevěného popela a vypouštění nečištěných odpadních vod z provozu bud a hospodářských objektů vyvolala postupnou změnu ve složení vegetačního krytu až po vznik nitrofilních fytoocenóz. Změnil se

chemismus půdy i její fyzikální vlastnosti. Více než 60 let po ukončení obhospodařování je vegetace travních zahrad s dominujícími druhy *Avenella flexuosa* (metlička křivolaká), *Deschampsia cespitosa* (metlice trsnatá), *Bistorta major* (rdesno hadí kořen) na první pohled odlišná od nehojených ploch, kde dominuje *Nardus stricta* (smilka tuhá). V půdě stále dosahuje vysokých koncentrací vápník a hořčík, byla zaznamenána i statisticky významně zvýšená hodnota výměnného fosforu a hořčíku v nadzemní biomase (SEMELOVÁ et al. 2007). V souvislosti se zemědělským využíváním území docházelo též k migracím některých druhů na enklávách v blízkosti historické cestní sítě. ŠTURSOVÁ & ŠTURSA (1982) dokládají migraci druhů jako např. *Viola lutea* subsp. *sudetica* (violka žlutá sudetská), *Hieracium aurantiacum* (jestrábník oranžový) nebo *Rhinanthus pulcher* (kokrhel sličný).

Soustavný sběr i podzemních částí rostlin příslušníky cechu laborantů, založeného v 18. století na polské straně Krkonoš, způsobil současný omezený výskyt některých druhů, např. *Arnica montana* (prha arnika) a *Rhodiola rosea* (rozchodnice růžová). Vyhledávanými místy pro sběr léčivých rostlin byla zejména bohatá rostlinná společenstva v zahrádkách krkonošských karů. Alpští přistěhovalci s sebou přinesli nejen znalosti léčivé a magické síly horských rostlin, ale i některé pro Krkonoše cizí druhy, které pěstovali u svých obydlí jako koření a léčivky – *Angelica archangelica* (andělíka lékařská), *Imperatoria ostruthium* (všedobr horský), *Levisticum officinale* (libeček lékařský), *Myrrhis odorata* (čechřice vonná), nebo krmivo pro prasata – *Rumex alpinus* (šťovík alpský) (LOKVENC 1983a). Uvedené byliny v horských obcích a na loukách trvale zdomácněly, některé jsou i nebezpečnými invazními druhy. VONDRÁČKOVÁ (2000) zaznamenala mohutnou invazi druhu *Imperatoria ostruthium* (všedobr horský) u Dvorské boudy a hojný výskyt u bývalé Klínovky. LOKVENC (1983a) upozorňuje na rozsáhlé porosty nitrofilních rostlin kolem bud, mj. s *Myrrhis odorata* (čechřice vonná). Vysoký invazní potenciál druhu *Rumex alpinus* (šťovík alpský) v okolí horských bud a cest je všeobecně známý.

Zajímavou informaci podává LOKVENC (2006b) v souvislosti s počátky turistiky v nejvyšších polohách Krkonoš. Na vrcholu Sněžky byla v 17. století vytvořena botanická zahrádka ohrazená kameny s donešenou hlínou, kde byly návštěvníkům prezentovány poklady krkonošské flóry.

K podstatné změně využívání krajiny ve prospěch rekreace ale došlo až po druhé světové válce. Přímé důsledky turistiky, kterými jsou zejména mechanické poškození vegetace (ulamování, obrušování, omezení tvorby nadzemní i podzemní biomasy, zakrnělý vzrůst, neplodnost aj.) a ovlivnění fyzikálních vlastností půdy (zvyšuje se ulehlost půdy, snižuje se její provzdušnění, pórovitost a vlhkost), nejsou tak devastující jako důsledky nepřímé, související s vybudováním infrastruktury pro cestovní ruch (ubytovací a provozní zařízení, komunikace atd.). Mezi recentní nejvýznamnější negativní faktory cestovního ruchu na vegetaci vrcholových oblastí Krkonoš patří: (i) sešlap (pěšími, cyklisty), sjíždění vozidly a riziko půdní eroze, (ii) změna chemismu půd způsobená používáním cizorodých bazických materiálů a s tím spojené pronikání apofytických a nepůvodních rostlinných druhů do nenarušených biotopů v okolí cest, bud, vyhlídek apod., (iii) rozšiřování ruderální vegetace v důsledku eutrofizace stanovišť a šíření diaspor v okolí bud.

Mezi historicky první práce upozorňující na výskyt synantropních druhů v okolí cest a u bud patří příspěvky ŠTURSÝ (1964) a JENÍKA (1964).

3.1. Sešlap a půdní eroze

Na stanovištích (cestní tělesa a jejich okolí, vyhlídky, odpočinková místa apod.), které nebyly zpevněny bazickým materiálem, je hlavním stresovým faktorem sešlap, který vylučuje většinu přirozených druhů (Obr. 4). Nastupují stres-tolerantní druhy nižšího



Obr. 4. Poškozené těleso cesty k Boudě nad Sněžnými jámami (Wawel) turisté opouštějí a vyšlapávají nové, schůdnější stezky v přirozené vegetaci. Foto Vítková, červenec 1999.

Fig. 4. Tourists avoid damaged trail leading to the chalet above the Sněžné jámy chasm (Wawel) and make new footpaths in natural vegetation.

vzrůstu s krátkým životním cyklem a velkou schopností regenerace, zejména hemikryptofyty s chráněnými obnovovacími meristémy, příp. terofyty. V prvních letech komprimace roste počet širokolistých dvouděložných rostlin s přízemní růžicí, např. *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (smetánka lékařská), *Plantago major* (jitrocel větší), na úkor autochtonních. Jako první mizí mechy, lišejníky a vysoké cévnaté rostliny s křehkou morfologickou strukturou jako např. *Arnica montana* (prha arnika), *Gentiana asclepiadea* (hořec tolitovitý). Rostoucí miru sešlapu preferují nižší trávy, zejména *Poa annua* (lipnice roční), *P. supina* (lipnice nízká), z bylin *Plantago major* (jitrocel větší), *Trifolium repens* (jetel plazivý), *Veronica serpyllifolia* (rozrazil douškolistý) a *Sagina saginoides* (úrazník skalní). Z původních druhů může přežívat několik sterilních jedinců dřívě dominantního druhu *Deschampsia cespitosa* (metlice trsnatá). Pod stálým intenzivním tlakem veškerá vegetace mizí (MÁLKOVÁ 1993, 1994a) a stanoviště je vystaveno vodní erozi. SUCHÝ et al. (2007) neprokázali přímou souvislost mezi počtem turistů a intenzitou eroze na turistických cestách v hřebenových partiích Krkonoš. Důležitější je typ povrchu cesty a její převýšení. Strmé úseky cest skládané z kamenných bloků jsou erozi méně postiženy než cesty zpevněné zvalcovaným písčítým štěrkem nebo hlinitým pískem. Pokud však nejsou udržované, turisté je častěji opouštějí a raději volí schůdnější okraje cesty bez kamenných bloků (Obr. 4). Sešlapem a následnou erozí se pak rozšiřuje vlastní cesta na úkor okolní vegetace. Poškození vegetace při okrajích cest bylo zaznamenáno i u asfaltové komunikace na Luční boudě a mezi Lysou horou a rozcestím U Čtyř pánů v souvislosti s necitlivým jarním frézováním sněhu a pojezdy rolbou (HARČARIK 2005, DRAHNÝ 2007).

Sešlapávaná místa se v podmínkách arko-alpínských tundry stávají na řadu desetiletí biotopem s výrazně změněnými biopedologickými vlastnostmi. MÁLKOVÁ (1992, 1993) dokumentuje zhoršené pedologické charakteristiky, nízkou pokrývnost i druhové složení vegetace po 13 letech od ukončení disturbance. Čím bylo narušení půdy a vegetace výraznější, tím pomaleji regenerace probíhala. Nejméně zasažená místa vegetativně regenerovala ze zbytků původní vegetace nebo z kontaktních přirozených společenstev, např. *Calluna vulgaris* (vřes obecný), *Carex bigelowii* (ostrice Bigelowova), *Calamagrostis villosa* (trtina chloupkatá) a *Vaccinium myrtillus* (borůvka). Naopak na zcela ob-

nažných plochách se první 2–3 roky uplatňovalo hlavně mechové patro, kopírující erozi poškozený profil. Na sukcesi se podílely převážně jednoděložné druhy, z přirozených byly konkurenčně nejspokolejší *Avenella flexuosa* (metlička křivolaká) a *Deschampsia cespitosa* (metlice trsnatá), které se šířily jak vegetativně, tak generativně. Smilka tuhá se začala uplatňovat až po šesti letech. Pomalá schopnost regenerace vegetace arкто-alpínských tundry byla na některých narušených lokalitách urychlována pomocí různých asanačních a rekultivačních opatření – osev přirozenými druhy, „mulčování“ (kladění zralých plodenství trav, překrytí přirozeným materiálem, fixace), šachovnicové nebo pásové drnování, příp. složitější rekultivační postupy.

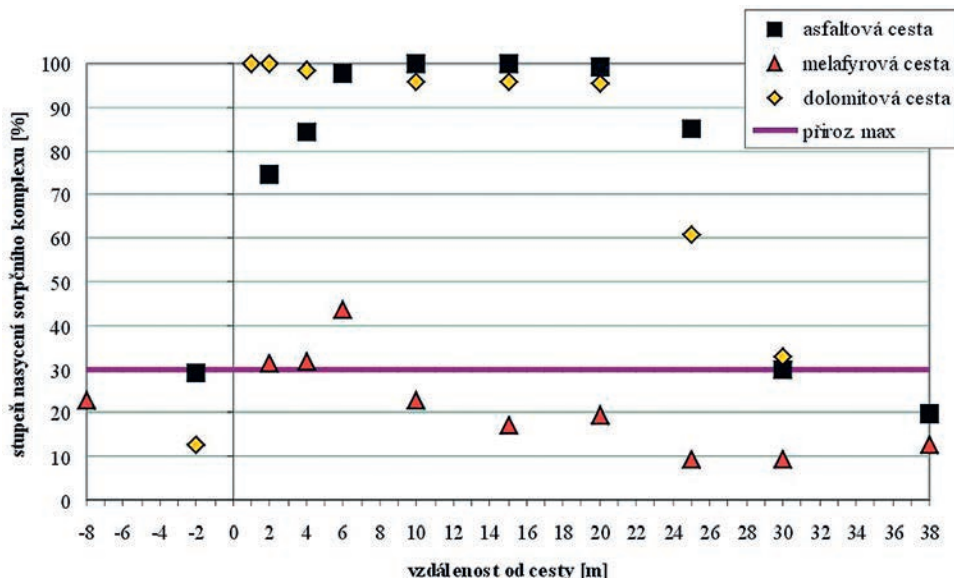
3.2. Změna chemismu půd v důsledku používání bazických materiálů

Okolí horských bud, jejich provozních zařízení, staveňišť, zbořenišť zrušených bud, objektů lehkého opevnění z období před 2. světovou válkou, ale také prostory zpřístupněných vyhlídek nebo odpočívadel představují uprostřed klečových a smilkových porostů ve vrcholových partiích Krkonoš specifické biotopy se svérázným půdním prostředím. Bazické kationty z vápna, betonu nebo cementu použitého ke stavbě jsou postupně vyplavovány do půdy, kde lze jejich zvýšenou koncentraci stanovit i několik desetiletí po ukončení provozu (např. MÁLKOVÁ 2000, 2005; BRADÁČOVÁ 2001). Tato stanoviště se dále vyznačují zvýšeným obsahem dusíku, dobrou propustností pro srážkovou vodu, specifickým termickým režimem i mikroklimatem, změnami hydrologickými poměry a nízkou konkurenční schopností přirozených druhů. Tím představují ekologicky a cenoticky příznivý biotop pro ecesí (uchycení) synantropních rostlin (JENIK 1964), jejichž diaspory se na hřebeny Krkonoš nejčastěji dostávají anemochorií, hydrochorií, antropochorií, agestochorií (liniové šíření diaspor pomocí dopravy) a rypochorií (šíření diaspor s přepravovaným materiálem, např. šterkem k údržbě cest; KOPECKÝ 1978). Ty by kvůli nevhodným půdním vlastnostem a konkurenci přirozených druhů nemohly v přirozených společenstvech vyklíčit a uplatnit se. Ohnisky jejich šíření se tak stávají antropogenně ovlivněná stanoviště, odkud podél frekventovaných komunikací pronikají až do unikátních tundrových ekosystémů Krkonoš a zvyšují tak své výškové maximum, komentované řadou autorů (např. HUSAČOVÁ & GUZIKOVÁ 1979; KLIMES 1984; ŠPATENKO-

VÁ 1984; MÁLKOVÁ & KÜLOVÁ 1995; MÁLKOVÁ et al. 1997; WAGNEROVÁ 1997a,b, 2000). Nebezpečný není ojedinělý výskyt, např. *Fumaria officinalis* (zemědělm lékařský), *Microrrhinum minus* (hledíček menší), ale rychlé velkoplošné šíření některých druhů např. *Cirsium arvense* (pcháč oset) nebo *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá). KUBINOVÁ & KRAHULEC (1997) a MÁLKOVÁ et al. (1997) upozorňují na potenciální nebezpečí invaze druhů *Artemisia vulgaris* (pelyněk černobýl), *Epilobium ciliatum* (vrbovka žláznatá), *Rumex longifolius* (šfóvik dlouholistý) a *Tanacetum vulgare* (vratič obecný) na hřebeny Krkonoš.

3.2.1. Lemová společenstva kolem cest

V 70. a 80. letech minulého století byla z důvodů prevence eroze většina cest vrcholových partií Krkonoš zpevněna cizorodým materiálem – dolomitem, mela-fyrem nebo jejich směsí a silnice vedoucí k Labské a Luční boudě byly posléze pokryty asfaltem (viz kapitola 2). Postupně začala v jejich okolí vznikat mladá půda specifických vlastností, lišící se od přirozeně kyselých půd fyzikálně-chemickými vlastnostmi, mikroklimatem, mocností sněhové pokrývky, morfologií terénu i hydrologickými poměry (HUSAČOVÁ 1981, VITKOVÁ & VITKOVÁ 2000). Přirozeně se v hřebenových oblastech Krkonoš vyskytují silně kyselé půdy ($pH_{akt.}$ 3,9 až 4,2), s nestabilním sorpčně nenasyceným komplexem (< 30 %), v němž převažují vodíkové a hliníkové ionty. Dále je typická velká vrstva surového humusu v povrchových horizontech půdy, takže hodnoty půdního organického uhlíku a poměru N/P_{ex} jsou vysoké (BOHÁČ et al. 1971, MÜLLEROVÁ et al. 2011). Naproti tomu byly podél zpevněných cest zjištěny slabě zásadité ($pH_{akt.}$ až 7,6), eubazické, sorpčně nasycené půdy (až 100 %) s převahou kationtů vápníku a hořčíku a velmi příznivými fyzikálními vlastnostmi, které se v těchto polohách Krkonoš přirozeně nevyskytují (Obr. 5). Půdy podél cest byly také sušší a více skeletovité. Mineralizace organické hmoty probíhala rychleji, poměr $N-NO_3^-/N$ dosahoval vyšších hodnot a obsah celkového uhlíku a dusíku byl mnohem nižší než u přirozených půd (MÜLLEROVÁ et al. 2011). Podobně vysoké hodnoty půdní reakce zaznamenali podél krkonošských cest zpevněných bazickým materiálem např. i MÁLKOVÁ (1992), WAGNEROVÁ (1995) nebo BENDOVÁ (1998), v arktické tundře AUERBACH et al. (1997), kde oproti přirozenému pH 4 bylo podél cesty zpevněné bazickým materiálem naměřeno až pH 7,3. Cesty pokryté asfal-



Obr. 5. Závislost mezi stupněm nasycení sorpčního komplexu a vzdáleností od cest s různým materiálem. Všechny transekty byly orientovány po spádnicí. Záporné hodnoty vzdálenosti indikují plochy lokalizované nad cestou; pozitivní hodnoty pod cestou. Krajní body transektů ukazují plochy umístěné v přirozené vegetaci a reprezentují kontrolní odběr. Upraveno z MÜLLEROVÉ et al. 2011.

Fig. 5. Relation between base saturation and the distance from roads stabilized with different materials. The orientation of transects followed the slope. Negative values for distance indicate the sample location “above” the road (up the slope); positive values indicate location “below” the road (down the slope, in the direction of flow of particles leaching from the road material). The first and the last samples were located in natural vegetation and represent the controls. Asphalt samples are marked with black squares, amygdaloidal basaltic rock samples with red triangles, dolomite samples with yellow diamonds, and natural maximum with a violet line. Adapted from MÜLLEROVÁ et al. 2011.

tem absorbují větší množství slunečního záření kvůli nízkému albedu, což vyhovuje druhům zavlečeným z nižších poloh nebo druhům s širokou ekologickou amplitudou, zatímco růst původních horských druhů je omezen (VONDRÁČKOVÁ 2000).

Cestní síť představuje koridor pro migraci a introdukcii allochtonních rostlinných druhů do přirozených společenstev (např. SPELLERBERG 1998, ŠERÁ 2008). Některé druhy nepřežijí v drsných klimatických podmínkách déle než několik let, jiné se aklimatizují a po několika letech výrazně ovlivňují přirozená společenstva. HUSÁKOVÁ & GUZIKOWA (1979) rozdělují silniční krajnici na vnitřní, bližší komunikaci, s dominancí jednoletých a dvouletých druhů odolných vůči sešlapu, a vnější, vzdálenější od silnice, s druhy převážně vytrvalými. Toto členění lze aplikovat i na cestní síť v hřebenových partiích Krkonoš. Narušovaná, otevřená, často kamenitá stanoviště bezprostředně vedle tělesa cesty nebo přímo na ní preferují druhy

tolerující sešlap (viz výše), jednoleté a dvouleté druhy, mj. *Arabidopsis thaliana* (huseníček rolní), *Cerastium holosteoides* (rožec obecný), *Erysimum cheiranthoides* (trýzel malokvětý). Otevírá se zde prostor i pro výskyt původních horských druhů nižšího vzrůstu, jinak konkurenčně méně zdatných, kterým vyhovují nezapojené nízkostébelné trávníky nebo narušené plochy bez vegetace. Výhodou může být i změněný chemismus substrátu. Z hřebenových partií východních Krkonoš uvádí MÁLKOVÁ (1994a) tyto druhy: *Primula minima* (prvosienka nejmenší; C1, §2), *Gnaphalium supinum* (protěž nízká; C1, §2), *Luzula spicata* (bika klasnatá; C1, §1) a *Botrychium lunaria* (vratička měsíční; C2, §3). Poslední zmíněný druh je nejvíce

§1 – kriticky ohrožený zvláště chráněný druh podle vyhlášky 395/1992 Sb., §2 – silně ohrožený zvláště chráněný druh, §3 – ohrožený zvláště chráněný druh; C1 – kriticky ohrožený druh podle Červeného seznamu (PROCHÁZKA 2001), C2 – silně ohrožený druh, C3 – ohrožený druh.

rozšířeným zvláště chráněným druhem na antropicky ovlivněných stanovištích I. a II. zóny východní části KRNP (CHEJNOVÁ & MÁLKOVÁ 1999, CHEJNOVÁ 2000). Nejpočetnější lokalitou (nad 100 jedinců) bylo zbořeníště bývalé Rennerovy boudy, dále byl objeven v lemových porostech u 31 % sledovaných cest. Místa početné populace byly nalezeny i v lemových porostech a přímo na uzavřených zarůstajících cestách v hřebenových partiích západních Krkonoš (Obr. 6; VÍTEK et al. 2007). Z dalších chráněných druhů jsou uváděny plavuníky (*Diphysastrum* sp.) a u velmi frekventované cesty spojující Labskou boudu s pramenem Labe tři kvetoucí exempláře kriticky ohrožené orchideje *Malaxis monophyllos* (měkčilka jednolistá; C1, §1), která byla z území Krkonoš do té doby uváděna pouze u Špindlerovy boudy. Pravděpodobně s dolomitem na zpevnění cesty byl do oblasti alpské tundry (1 370 m n. m.) zavlečen basifilní a xerofilní druh *Gentianopsis ciliata* (hořec brvitý; C3; Obr. 7), jehož přirozené výškové maximum v Krkonoších je 850 m n. m. Prosperující populace, která se pomalu rozšiřuje, se vyskytuje pouze přímo na tělese cesty mezi rozcestím východně od Růženčiny zahrádky a Pančavským vodopádem, která byla před 30 lety pro veřejnost uzavřena (VÍTEK & VITKOVÁ 2000, MÜLLEROVÁ et al. 2011). Další nepůvodní lokality, vzniklé ze shodných příčin, lze nalézt např. při cestě před Labskou boudou, nad Vrbatovou boudou nebo při traverzu z Výrovky do Modrého sedla (ŠTURSA, ústní sdělení).

Vlastní lemové porosty se vyskytují až do vzdálenosti mnoha desítek metrů od tělesa cesty na místech, kde se akumuluje splavený materiál a kde pod jeho vlivem dochází ke změnám fyzikálně-chemických vlastností půdy (Obr. 8 a 9). Svým složením i fyziologií se značně odlišují od přirozené vegetace (např. HUSÁKOVÁ 1982, 1986; ŠTURSOVÁ 1985; WAGNEROVÁ 1995), jsou statisticky významně druhově bohatší a mají méně pokrývné mechové patro (MÜLLEROVÁ et al. 2011). Lemové porosty jsou tvořeny (i) druhy synantropními jako např. *Artemisia vulgaris* (pelyněk černobýl), *Cirsium arvense* (pcháč oset), *Epilobium ciliatum* (vrbovka žláznatá), *Galium aparine* (svízel přítula), *Rumex alpinus* (šťovík alpský), *Tussilago farfara* (podběl lékařský) nebo *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá), (ii) druhy nižších poloh, mj. *Achillea millefolium* (řebříček obecný), *Hypericum perforatum* (třezalka tečkovaná), *Lotus corniculatus* (štírovník růžkatý), *Poa compressa* (lipnice smáčknutá), *Prunella vulgaris* (černohlávek



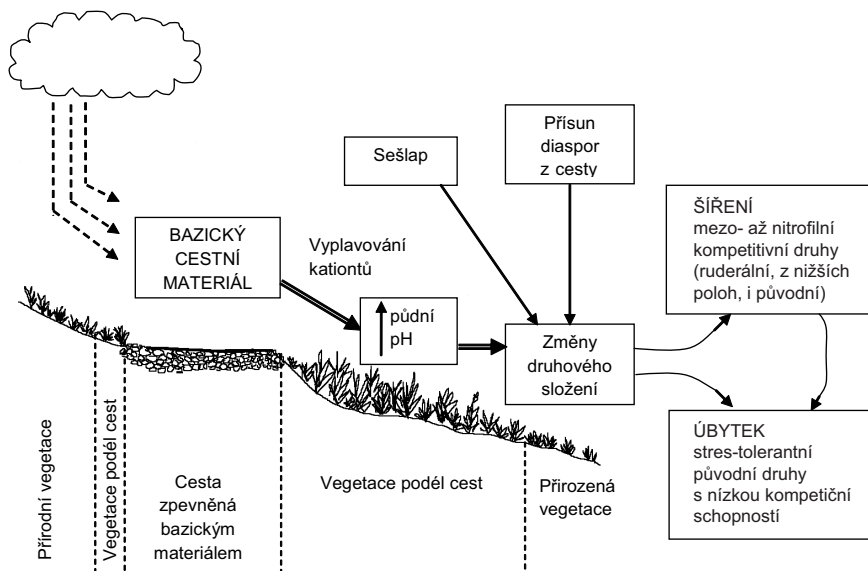
Obr. 6. Vratička měsíční (*Botrychium lunaria*; C2, §3) na okraji asfaltové komunikace ze Zlatého návrší na Labskou boudu. Foto O. Vitek, červenec 2005.

Fig. 6. *Botrychium lunaria* (C2, §3) on the edge of the asphalt road between the Zlaté návrší hill and the Labská bouda chalet.



Obr. 7. Bazifilní druh hořec brvitý (*Gentianopsis ciliata*; C3) přímo na tělese 30 let uzavřené, dolomitem zpevněné cesty mezi rozcestím U Růženčiny zahrádky a Pančavským vodopádem. Foto O. Vitek, 1997.

Fig. 7. The basiphilous species *Gentianopsis ciliata* (C3) growing directly on the surface of the dolomite stabilized trail closed to the public 30 years ago. Situated between the crossroad U Růženčiny zahrádky and the saddle under Lysá hora Mt.



Obr. 8. Model procesu změn půdy a vegetace podél cest zpevněných bazickým materiálem. Dle MÜLLEROVÁ et al. 2011.

Fig. 8 Driving forces of studied changes in vegetation and soil conditions along alkaline roads. Adapted from MÜLLEROVÁ et al. 2011.



Obr. 9. Pohled z Kotle na hřebenové partie západních Krkonoš. Dobře znatelné jsou laloky lemové vegetace s dominujícími žluté kvetoucími starčky pod cestou mezi rozcestím U Růženčiny zahrádky a rozcestím U čtyř pánů. Foto O. Vítek, červenec 2005.

Fig. 9. View from Kotel Mt. to the western Krkonoše ridges. The expansion of roadside vegetation with yellow flowers of *Senecio hercynicus* agg. is clearly visible under the trail between the U Růženčiny zahrádky and U čtyř pánů crossroads.

obecný), *Senecio ovatus* (starček Fuchsův) nebo *Thlaspi perfoliatum* (penízek prorostlý) a (iii) kompetitivními autochtonními druhy. Dominují tzv. stenotopní apofyta (sensu KOPECKÝ 1978). Jsou to autochtonní, ekologicky plastické druhy, které byly v přirozených cenózách zastoupeny s nižším stupněm pokrývnosti, ale na stanovištích pozměněných člověkem a svými vlastnostmi připomínajících přirozený biotop expandují a stávají se dominantní složkou. Jedná se o statné byliny vysokostěbelných niv třídy *Mulgedio-Aconitetea* Hadač et Klika in Klika et Hadač 1944, např. *Senecio hercynicus* (starček hercynský), *Veratrum album* subsp. *lobelianum* (kýchavice bílá Lobelova; C4a), *Bistorta major* (rdesno hadí kořen), lokálně i *Cirsium heterophyllum* (pcháč různolistý; Obr.10) a vysoké kompetitivní trávy – *Deschampsia cespitosa* (metlice trsnatá) a *Calamagrostis villosa* (trtina chloupkatá). Tyto druhy rostou na stanovištích přirozeně bohatších na živiny, jako jsou terénní deprese, nivy, porosty kleče a místa s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou (např. MÜLLEROVÁ et al. 2011). Ze zvláště chráněných druhů vyhovují rozvolněné porosty cestních lemů taxonům *Campanula bohémica* (zvonek český; C2, §3, endemit) a *Viola lutea* subsp. *sudetica* (violka žlutá sudetská; C2, §2; CHEJNOVÁ & MALKOVÁ 1999, CHEJNOVÁ 2000).

Řada původních, stres-tolerantních druhů s nízkou kompetiční schopností z lemových porostů drasticky mizí, příp. přežívají jen ve sterilní formě, jako např. *Anemone narcissiflora* (sasanka narcisokvětá; C1, §2), *Calluna vulgaris* (vřes obecný), *Gentiana asclepiadea* (hořec tolitovitý; C4a, §3), *Hieracium nigrescens* (jestřábík černavý; C2, endemit), *H. alpinum* (jestřábík alpský; C3, §2), *Homogyne alpina* (podbělce alpská), *Hypochaeris uniflora* (prasetník jednoúborný; C3), *Nardus stricta* (smilka tuhá), *Potentilla aurea* (mochna zlatá; C4a) nebo *Pulsatilla alpina* subsp. *austriaca* (koniklec alpský bílý; §3).

Se vzrůstající vzdáleností od cesty pak začínají převažovat přirozené tundrové druhy, zejména *Nardus stricta* (smilka tuhá). Hranice mezi přirozenou a pozměněnou vegetací je někdy široká s nestálou přechodovou vegetací, která obsahuje přirozené i lemové druhy (MÜLLEROVÁ et al. 2011).

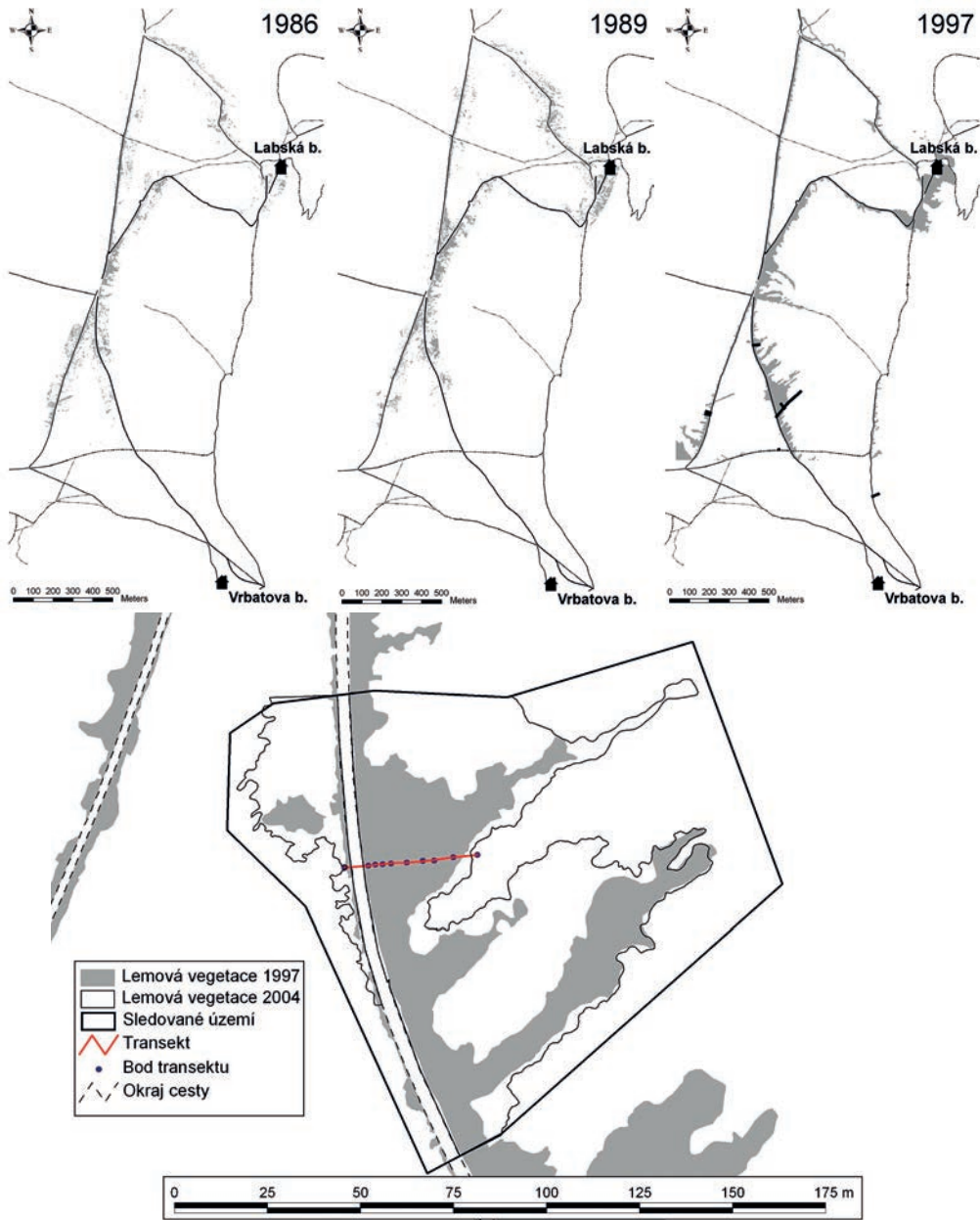
Plocha lemových porostů závisí na řadě faktorů. PAUCHARD & ALABACK (2004) prokázali pozitivní závislost mezi velikostí cestního lemu a zatížením cesty. AUERBACH et al. (1997) uvádějí jako významný faktor vliv větrného transportu způsobující depozici alkalického prachu z cest. MÁLKOVÁ (1992) tvrdí, že čím je cesta déle používaná, frekventovanější, v horším technickém stavu a blíže sídlům, tím se zvyšuje počet apofytů a allochtonních druhů v lemovém porostu. VÍTEK (2005) statisticky vyhodnotil vliv materiálu použitého ke zpevnění cesty, stáří, šířku a sezónní režim cesty, intenzitu zátěže provozem turistů a automobilů, morfologii terénu (polohu vůči spádnicí nebo vrstevnici), mocnost a délku trvání sněhové pokrývky, směr a rychlost větru a teplotu vzduchu na průměrnou šířku lemu v hřebenových oblastech západních Krkonoš. Zjistil statisticky významnou pozitivní korelaci pouze s typem zpevňujícího materiálu a pozicí vůči cestě (nad a pod cestou). Tyto závislosti naznačují roli vodní eroze v transportu kationtů vyplavovaných z tělesa bazického materiálu zpevněné cesty do okolí (cf. TOSSAVAINEN & FORSSBERG 1999 a FORMAN & ALEXANDER 1998), obohacující postupně původně oligotrofní půdy. V ekosystému alpské tundry s převážně oligotrofními půdami a stres-tolerantní vegetací představuje takovéto obohacení výraznou disturbanci, která podporuje kolonizaci více kompetitivních a často nepůvodních druhů, jak bylo prokázáno v mnoha studiích (např. CALE & HOBBS 1991, HOBBS & HUENNEKE 1992). Tento proces je podporován velkým množstvím srážek. Asfaltová komunikace mezi



Obr. 10. Detail lemového porostu s dominancí starčku *Senecio hercynicus* agg., pcháče různolistého (*Cirsium heterophyllum*) a metlice trsnaté (*Deschampsia caespitosa*) pod asfaltovou komunikací ze Zlatého návrší na Labskou boudu. Foto M. Vitková, červenec 2005.

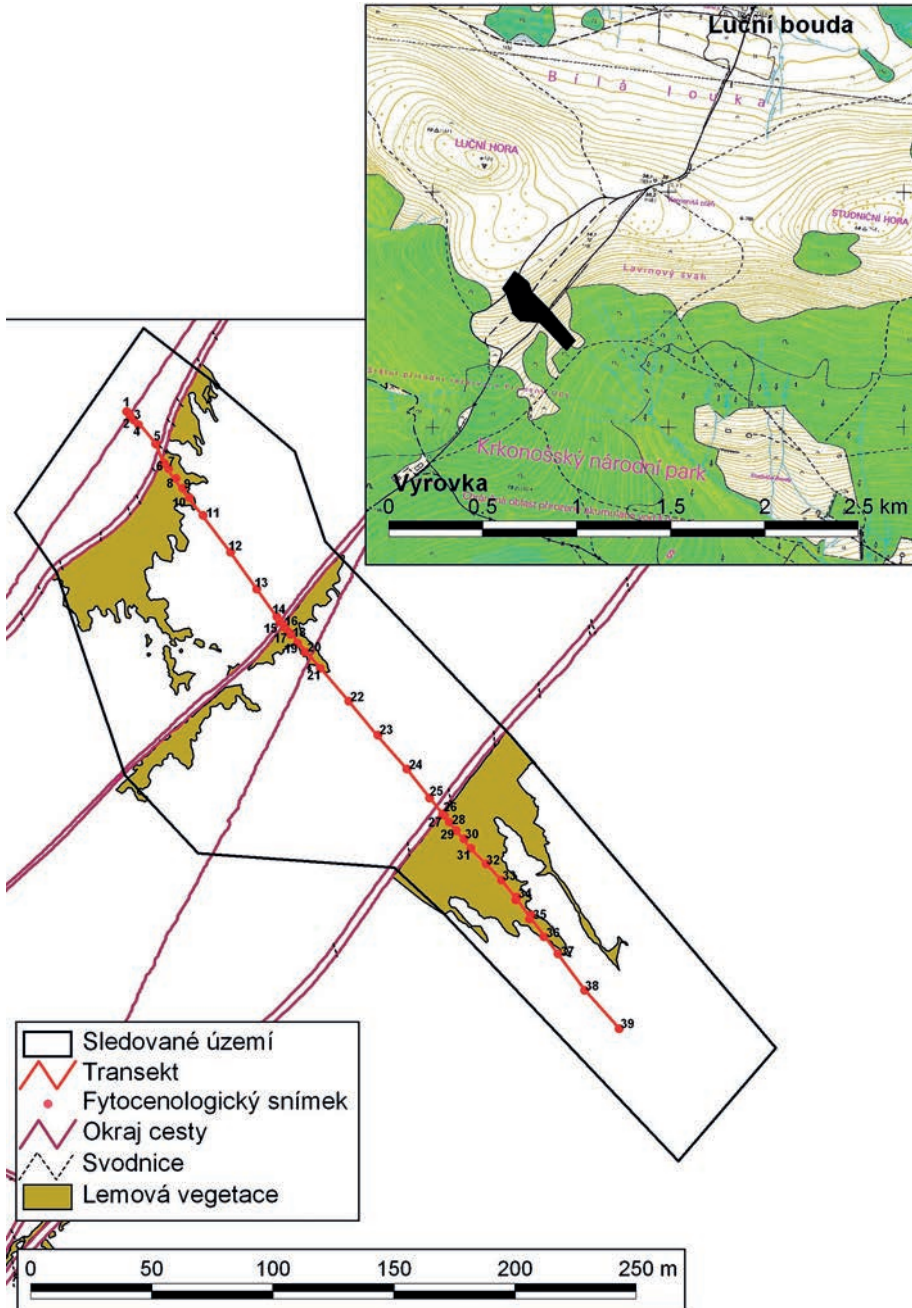
Fig. 10. Detail of roadside vegetation with *Senecio hercynicus* agg., *Cirsium heterophyllum* and *Deschampsia caespitosa* under the asphalt road between “Zlaté návrší” hill and the “Labská bouda” chalet.

Labskou boudou a Zlatým návrším s podkladem mocné vrstvy bazického makadamu měla vzhledem ke zjištěné průměrné šířce lemu 31,8 m největší vliv na půdu a vegetaci. Z bazických materiálů byl méně nebezpečný melafyr (průměrná šířka lemu u jím zpevněných úseků cest byla 4,9 m) než dolomit (10,5 m). Kolem nezpevněných cest nebo zpevněných přirozeným materiálem nebyly nalezeny buď žádné nebo jen úzké lemové porosty (průměrná šířka lemu je 0,6 m; VÍTEK & VITKOVÁ 2000). Nad cestami se fyzikálně-chemické vlastnosti půd blíží přirozeným poměrům, lemová vegetace vytváří jen úzký pás nebo není vyvinuta vůbec. Druhové složení společenstev pod cestami je statisticky významně závislé na vzdálenosti od cesty a stupni nasycení sorpčního komplexu půdy. Obr. 5 srovnává vztah těchto dvou nejdůležitějších parametrů v závislosti na použitém materiálu. Významnou roli hraje i morfologie terénu. V terénních depresích, kde se může hromadit splavený bazický materiál, se tvoří laloky pozměněné vegetace zasahující hluboko do přirozených porostů (např. v r. 2005 až do vzdálenosti 156 m pod asfaltovou cestou; Obr. 11 a 12). Naproti tomu v rovinnatém terénu se na obou stranách cest tvoří úzké lemy, většinou s dominantní *Deschampsia caespitosa* (metlice trsnatá; MÁLKOVÁ 1992, VÍTEK & VITKOVÁ 2000, MÜLLEROVÁ et al. 2011).



Obr. 11. Šíření lemové vegetace pozměněné vlivem bazického zpevnění cest. Lemová vegetace mapována v letech 1986 a 1989 z multispektrálních leteckých snímků a v r. 1997 a 2004 pozemním měřením GPS. Dole detail vývoje lemové vegetace u asfaltové cesty přes Pančavskou louku.

Fig. 11. Spread of roadside vegetation altered due to an alkaline road pavement. Road-altered vegetation mapped in 1986 and 1989 from multispectral aerial photographs and in 1997 and 2004 by ground GPS measurements. Below: detail of temporal changes in roadside vegetation along an asphalt road over the Pančavská louka meadow. Roadside vegetation in 1997 is in grey, that in 2004 is marked by a fine line, the study area by a polygon, transect by a red line, transect points as dots and road edge by a dashed line.



Obr. 12. Srovnání lemové vegetace u tří souběžných cest na úbočí Luční hory. Horní a dolní ze tří sledovaných cest jsou zpevněny bazickým materiálem. Dolní komunikace je navíc pokryta asfaltem.

Fig. 12. Comparison of roadside vegetation along three parallel roads on the slope of Luční hora Mt. The upper and bottom road were paved by alkaline material. The bottom road is covered by asphalt. The study area is marked by a polygon, transect by a red line, phytosociological relevés by dots with numbers, road edge by a violet line, drainage ditch by a dashed line and roadside vegetation by an ochre polygon.

MÜLLEROVÁ et al. (2011) vyhodnotili pomocí analýzy multispektrálních leteckých snímků a pozemního měření GPS změny v rozsahu lemové vegetace podél cest ve vrcholových partiích západních Krkonoš mezi roky 1986 a 1997. Zatímco v roce 1986 tvořila zasažená plocha 2,5 %, v roce 1997 už to bylo 7,6 %. Zjištěná rychlost šíření byla 0,6 hektarů za rok, s nárůstem 0,28krát za rok (Obr. 11). Největší nárůst byl zaznamenán u asfaltové cesty, kdy se rozsah lemové vegetace zvětšil 5krát. U ostatních typů cest byly změny méně výrazné (nárůst 2,7krát u melafyru a 1,5krát u dolomitu a jejich směsi). V r. 1997 tak lemové porosty téměř po celé délce doprovázely cesty zpevněné dolomitem, směsí dolomitu a melafyru nebo pokryté asfaltem. Podél cest zpevněných melafyrem a nezpevněných, resp. s autochtonním zpevněním, nedošlo mezi sledovanými lety k žádné výraznější změně (90, resp. méně než 20 %). Podle těchto zjištění by při hypoteticky konstantní rychlosti šíření tvořila pozmeněná vegetace v r. 2020 až 13 % studované oblasti. Změny v druhovém složení cestních lemů ve shodné zájmové oblasti popisují VÍTEK et al. (2007). Za uplynulých 30 let, tj. ve srovnání s obdobím na počátku aplikace bazických materiálů, se počet druhů zdvojnásobil (ze 111 na 223), z nových nálezů bylo 71 % synantropních druhů a apofytů. Na hřebenech východních Krkonoš zaznamenala MÁLKOVÁ (1993) největší změny ve druhovém složení cestních lemů u cesty z Výrovky na Luční boudy, kde se pokryvnost apofytů a allochtonních druhů mezi roky 1976 a 1990 zvýšila z 2,2 % na 37 %. Detailní výzkum floristického složení vybraných cestních lemů a vybraných druhů v montánním až subalpínském stupni probíhal v 90. letech minulého století ve východní (např. MÁLKOVÁ 1992, 1993, 1994a, MÁLKOVÁ et al. 1997; MÍLOVÁ 1998; CHEJNOVÁ 2000; KNITTELOVÁ 2000; VONDRÁČKOVÁ 2000) i západní části Krkonoš (např. ANDĚLOVÁ 1996; ČERMÁKOVÁ 1996; SKRIVÁNKOVÁ 1996; BENDOVÁ 1998; WAGNEROVÁ 1995, 1996a,b). Výsledkem je obsáhlý soubor dat, který však ve velké míře dosud nebyl komplexně zpracován a statisticky vyhodnocen. Z celkového počtu 332 druhů, zjištěných v 1. a 2. zóně východních Krkonoš, uvádějí MÁLKOVÁ et al. (1997) více než 50 % antropofytů – 87 allochtonních druhů a 90 apofytů. MÁLKOVÁ & WAGNEROVÁ (1997) zaznamenaly 16 archeofytů – tj. druhů zavlečených před rokem 1500 jako např. *Digitalis purpurea* (náprstník červený), *Epilobium ciliatum* (vrbovka žláznatá), *Lupinus polyphyllus* (lupina mnoholistá), *Matricaria discoidea* (heřmáněk terčoví-

tý), *Reynoutria sachalinensis* (křídlatka sachalinská) a 12 neofytů, např. *Digitalis purpurea* (náprstník červený), *Epilobium ciliatum* (vrbovka žláznatá), *Lupinus polyphyllus* (lupina mnoholistá), *Matricaria discoidea* (heřmáněk terčoví) nebo *Reynoutria sachalinensis* (křídlatka sachalinská). Z vysazených neofytů v území zmlazovaly např. *Imperatoria ostruthium* (všedobr horský), *Levisticum officinale* (libeček lékařský) a *Myrrhis odorata* (čechnice vonná).

3.2.2. Změny vegetace v okolí bud, bunkrů, vyhlídek a odpočívadel

Rekreační objekty narušují přirozené ekosystémy už svou přítomností, kdy fyzicky zabírají 6,3 % původně neovlivněného stanoviště (NOVÁK 2010). Průměrná velikost těchto objektů je v 1. zóně KRNAP téměř 2krát větší než ve 2. zóně, což je podle autora zřejmě způsobeno atraktivitou 1. zóny a větší izolovaností objektů zde ležících. Další plochy, které jsou zcela zbavené vegetace a výrazně zasahují do abiotického prostředí lokality (hydrologický cyklus, geomorfologie, chemismus, albedo apod.), zahrnují doprovodnou turistickou infrastrukturu (příjezdové cesty, parkoviště, provozní objekty apod.) a pokrývají dalších 6,3 %. Na plochách určených pro sport a rekreaci (0,9 %) se už objevuje sešlapávaná vegetace. Vegetační lemy s dominancí ruderálních a synantropních druhů zasahují 73 % ovlivněného území. Zbývajících 13,5 % tvoří ostatní plochy. NOVÁK (2010) kvantifikoval celkovou plochu antropicky ovlivněné vegetace v okolí 68 rekreačních objektů na 0,6 % území I. a II. zóny centrální části KRNAP (0,3 % I. zóny a 1,2 % II. zóny). Původní charakter přirozených ekosystémů je potlačen a nahrazen konkurenčně zdatnějšími nitrofilními a ruderálními společenstvy. Negativní vliv na vegetaci mají následující tři hlavní faktory (např. MÁLKOVÁ 1995, 1997a; WAGNEROVÁ 1996c, 1997a, 2001; NOVÁK 2010): (i) Postupné uvolňování bazických kationtů z materiálu použitého na stavbu rekreačního zařízení a provozních staveb, příp. jejich zbořeníšf (vápno, beton, cement) nebo bazických hornin použitých ke zpevnění přístupových cest a manipulačních ploch. (ii) Mechanické poškozování vegetačního krytu v důsledku sešlapu nebo pohybu dopravních prostředků, vedoucí až k jeho odstranění. (iii) Vypouštění nedostatečně čistěných nebo zcela nečistěných odpadních vod bohatých na dusík a fosfor.

Podle NOVÁKA (2010) tvoří druhy preferující rumištní biotopy (pozůstatky staveb, cesty) s vyšší koncent-

rací zásaditých kationtů jen 8 % a společenstva sešlapávaných půd 9 % z celkové plochy zasažené vegetace. Největší podíl – 64 % mají druhy nitrofilní, osídlující stanoviště eutrofizovaná nedostatečně čištěnými odpadními vodami (Obr. 13). Celkem 19 % tvoří ostatní narušená společenstva. Mezi roky 2003 a 2006 vzrostla v I. zóně KRNAP plocha zasažené vegetace kolem 13 horských bud o 11 %. Ve více než polovině vymapovaných vegetačních lemů zjistil NOVÁK (2010) *Silene vulgaris* (silenka nadmutá), *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá) a starček z okruhu *Senecio nemorensis* agg. (autorem uváděný dominantní výskyt *Senecio ovatus* (starček Fuchsův) je nepravděpodobný), ve více než čtvrtině ploch rostly druhy *Epilobium angustifolium* (vrbovka úzkolistá) nebo *Rumex alpinus* (šťovík alpský). Přes 5 % zastoupení měly na všech lokalitách také druhy *Silene vulgaris* (silenka nadmutá), *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá) a druhy sešlapávaných stanovišť.

Detailním floristickým složením vegetace v okolí horských bud se zabývá řada prací (např. ŠPATENKOVÁ 1984; MÁLKOVÁ 1994b, 1995, 1997a, 2000; WAGNEROVÁ 1996a,c, 1997a, 2000, 2001). Jednotně byl zaznamenán úbytek vzácných druhů z antropicky ovlivněných porostů, mírné ovlivnění snášel jen druh *Campanula bohemica* (zvonek český; C2, §3, endemit). Apofyty a synantropní druhy tvořily 39–55 % z celkového počtu zjištěných cévnatých rostlin, s maximem u Luční boudy (MÁLKOVÁ 1995). Jednotlivé práce upozorňují na nová výskova maxima těchto druhů. Zpravidla se jedná o druhy s širokou ekologickou amplitudou k půdní reakci a dusíku nebo s optimem na půdách neutrálních až slabě alkalických, s vyššími nároky na dusík. Jsou heliofilní, s rychlou reprodukční schopností a jejich hlavní areál zpravidla leží v nižších nadmořských výškách. Významným zdrojem diaspor těchto druhů jsou navážky cizorodého bazického materiálu použitého buď ke stavbě nebo asanacím okolí bud. Půdní reakce se tak zvyšuje z přirozené hodnoty okolo 3 až na 7,8, obsah CaO a MgO vzrůstá o několik řádů (např. MÁLKOVÁ 1995; WAGNEROVÁ 1996c, 1997a, 2000). Velký vliv má přenos diaspor díky intenzivnímu turistickému ruchu (turisté, cyklisté i automobily). Některé lokality (např. Výrovka, Vrbatova bouda) byly obohaceny o kultivary nebo druhy nižších poloh, které byly použity v osevních směsích k ozelenění asanovaných ploch. Vrcholové horské boudy tak představují nebezpečná centra možnosti šíření synantropní flóry pro citlivou vegetaci arkticko-alpínské tundry. V západních Krkonoších je to okolí



Obr. 13. Nitrofilní porost s dominantním šťovíkem alpským *Rumex alpinus* pod Petrovou boudou. Foto M. Vitková, 1997.

Fig. 13. Nitrophilous vegetation with *Rumex alpinus* under the Petrova bouda chalet.

bývalých Jestřábích bud, Vrbatovy boudy, Labské boudy, případně i vzdálenějších Dvoraček (WAGNEROVÁ 1995), ve východních Krkonoších zejména Výrovka (MILOVÁ 1998) a Luční bouda (MÁLKOVÁ 1995).

Změny vegetace jsou pozorovatelné desítky let po ukončení provozu, demolici nebo požáru horské boudy (např. JENIK 1964; ČERMÁKOVÁ 1996; SKRIVÁNKOVÁ 1996; WAGNEROVÁ 1996c; MÁLKOVÁ 1997b, 2000; MILOVÁ 1998; VONDRÁČKOVÁ 2000). Příčinou jsou desítky let přetrvávající značně změněné půdní poměry v místě, kde objekt stával, a v jeho okolí (např. MÁLKOVÁ 1997b, 2000, 2001, 2005). Kvůli eutrofizaci stanoviště z dřívě vypouštěných odpadních vod a hospodářského využívání okolní vegetace zde setrvávají nitrofilní rostliny, jako např. *Carduus personata* (bodlák lopuchovitý), *Epilobium angustifolium* (vrbovka úzkolistá), *Galeopsis pubescens* (konopice pýřitá), *Heraclium sphondylium* (bolševník obecný), *Ranunculus repens* (pryskyřník plazivý), *Rumex alpinus* (šťovík alpský), *Senecio ovatus* (starček Fuchsův), *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (smetánka lékařská) nebo *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá). Pod některými boudami (např. Klinovka, Obří bouda, Petrova bouda, Rennerova bouda) lze celé porosty těchto druhů pozorovat až do vzdálenosti desítek metrů. Stejně tak se šíří druhy u bud vysazené, např. *Imperatoria ostruthium* (všedobr horský) (MÁLKOVÁ 1995, 1997b). V těsné blízkosti zbořeníště a na vlastních ruinách se kvůli bazickému materiálu použitému ke stavbě (vápno, cement) soustřeďují druhy preferující úživnější stanoviště – *Epilobium ciliatum* (vrbovka žláznatá),

Matricaria discoidea (heřmáněk terčovitý), *Tanacetum vulgare* (vratič obecný) nebo *Tussilago farfara* (podběl lékařský). Podobně je ovlivněna vegetace i v okolí opuštěných provozních staveb (např. elektrárna, zeminou zavezená skládka, vodojem) v okolí Luční boudy (BRADÁČOVÁ 2001). TRUHLÁŘOVÁ (2002) pozorovala návrat vzácných druhů na tato stanoviště. Nejčastěji se vyskytovaly druhy *Luzula sudetica* (bika sudetská), dále *Potentilla aurea* (mochna zlatá) a *P. erecta* (mochna nátržník), které jsou méně náročné na životní podmínky. Přímou u obvodového zdiva bývalé Scharfovy boudy rostly *Potentilla aurea* (mochna zlatá) a *Trientalis europaea* (sedmikvítek evropský). Nejbohatší lokalitu druhu *Botrychium lunaria* objevil CHEJNOVÁ (2000) u bývalé Rennerovy boudy.

Mezi antropicky narušené fytoceózy hřebenových partií Krkonoš patří také plochy odpočívadel, vyhlídek a okolí objektů lehkého vojenského opevnění. WAGNEROVÁ (1996b, 1997b, 2006) srovnává výskyt přirozených a nepůvodních druhů na odpočívadlech a vyhlídkách na hřebenech západních Krkonoš. Na lokalitách bez vlivu bazických materiálů (Harračov, Mužské, Dívčí a Svinské kameny) nebyly synantropní druhy zjištěny vůbec nebo jen výjimečně na sešlapávaných místech. Soustředily se na lokality v dosahu turistických cest zpevněných bazickým materiálem – Pramen Labe, Šmídova vyhlídka, U Čtyř pánů, Tvarožník, Krakonošova kazatelna, odpočívadlo Pramen Mumlavy, kde byl zaznamenán až 30% podíl nepůvodních druhů (U Čtyř pánů). Synantropní druhy se dále soustředily do těch částí vyhlídek, kde byla použita malta nebo beton ke zpevnění žulového dláždění (např. vyhlídka nad Velkou Sněžnou jámou) nebo ukotvení laviček a stolků (např. Tvarožník, Šmídova vyhlídka), což koresponduje se závěry z jiných chráněných území (VÍTKOVÁ 2010). V hřebenových oblastech východních Krkonoš byly nepůvodní druhy zaznamenány v okolí bazickým materiálem ovlivněného Památníku obětem hor a vyhlídkové plošiny na Kozí hřbetě (MÁLKOVÁ 1996, MILOVÁ 1998), kde MÁLKOVÁ (1996) určila 34% podíl synantropních druhů. Na vyhlídce na Liščí hoře se kolem laviček soustřeďoval *Rumex longifolius* (šťovík dlouholistý) (MILOVÁ 1998). Běžnou součástí okolí vyhlídek a odpočívadel jsou druhy sešlapávaných půd svazu *Coronopodo-Polygonion arenastri* Sissingh 1969 (syn. *Polygonion avicularis*). Řada druhů zde dosahuje svého výškového maxima. Zajímavý byl nález *Origanum*

vulgare (dobromysl obecná) na Šmídově vyhlídce (WAGNEROVÁ 1997b).

Floristickým složením v okolí všech 26 bunkrů v subalpínském stupni Krkonoš se zabývala WAGNEROVÁ (2002). Synantropní charakter mělo 29% všech cévnatých rostlin, jejich diaspory sem byly zavlékány zejména na oděvech a podrážkách turistů. To potvrzuje zjištěný vyšší podíl synantropních druhů u bunkrů umístěných v blízkosti frekventovaných cest. Kromě druhů sešlapávaných stanovišť, zejména *Plantago major* (jitrocel větší), *Poa annua* (lipnice roční) a *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (smetánka lékařská) zde rostly nitrofilní druhy jako např. *Rumex alpinus* (šťovík alpský) a *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá), vázané na místa eutrofizovaná výkaly, a druhy preferující úživnější stanoviště (výluhy bazického materiálu z narušeného povrchu bunkrů a přísun úlomků melafyru a dolomitu na podrážkách turistů) s příznivějším mikroklimatem v závětrí bunkrů – *Cerastium holosteoides* (rožec obecný), *Epilobium angustifolium* (vrbovka úzkolistá), *Ranunculus acris* (pryskyřník prudký), *Senecio ovatus* (starček Fuchsův) apod.

3.3. Eutrofizace

Velkým problémem v okolí existujících i zaniklých horských bud je eutrofizace půd. Nedostatečně čištěné nebo zcela nečištěné odpadní vody bohaté na dusík a fosfor mění bilanci živin v horském prostředí přirozeně chudém na živiny. Vznikají tak specifická rostlinná společenstva s dominancí nitrofilních druhů, řazená do svazu *Rumicion alpini* Scharfetter 1938 (Obr. 13). Kromě invazně se šířících druhů *Rumex alpinus* (šťovík alpský) a/nebo *Imperatoria ostruthium* (všedobor horský) dosahují v těchto porostech vysokých hodnot pokryvnosti další druhy, jako např. *Chaerophyllum hirsutum* (krablice chlupatá), *Heraclium sphondylium* (bolševník obecný), *Myrrhis odorata* (čechřice vonná), *Senecio nemorensis* agg. (starček), *Silene dioica* (silenka dvoudomá) a *Urtica dioica* (kopřiva dvoudomá) (např. WAGNEROVÁ 1996c, MÁLKOVÁ 2000, VONDRÁČKOVÁ 2000, BRADÁČOVÁ 2001, NOVÁK 2010). Podle NOVÁKA (2010) zabírají tato nitrofilní společenstva 64% z celkové plochy ovlivněné vegetace v okolí bud. Koncentrují se zejména po spádnici pod boudou, ale i v místech, kde v důsledku dřívějšího zemědělského využívání území stávaly stáje, žumpy nebo hnojiště. Na podstatně menší ploše je lze nalézt i v blízkosti cest na „záchodových“ místech.

Vegetační i půdní poměry jsou na eutrofizovaných lokalitách výrazně změněny i řadu desetiletí po zastavení nadměrného přísunu dusíku a fosforu (např. MÁLKOVÁ 1997b, 2001; WAGNEROVÁ 1996c). Setrvávající nitrofilní porosty tak indikují dřívější využívání krajiny.

Na eutrofizaci půdy se významnou měrou podílí i atmosférická depozice. HEJCMAN et al. (2010) uvádějí expanzi *Molinia caerulea* (bezkolenec modrý) v hřebenových oblastech Krkonoš do souvislosti s imisemi dusíku. Na rozdíl od ostatních druhů subalpínské vegetace bezkolenec dokáže lépe hospodařit s fosforem, takže se stává konkurenčně schopnějším na stanovištích s nízkou dostupností fosforu a draslíku a vysokou depozicí dusíku (např. HAVLOVÁ 2006). Jeho expanze byla v posledních desetiletích zaznamenána na více místech Evropy (např. AERTS 1989, MARRS et al. 2004). Také na rozšiřování porostů *Calamagrostis villosa* (třtina chloupkatá) v subalpínských trávnících Krkonoš se kromě absence sečení v souvislosti s ukončením zemědělského obhospodařování hřebenových partií podílí i rostoucí dostupnost dusíku z atmosférické depozice (HEJCMAN et al. 2009).

4. Managementová opatření

4.1. Zásahy do vegetace

Správa KRNAP dlouhodobě provádí monitoring výskytu a likvidaci vybraných invazních a expanzivních druhů rostlin. V polohách nad horní hranicí lesa jde zejména o *Rumex alpinus* (šťovík alpský), v menší míře pak o další druhy, např. *Cirsium arvense* (pcháč oset), *Senecio ovatus* (starček Fuchsův) a *S. hercynicus* (starček hercynský) v okolí cest a horských bud. Tyto druhy jsou odstraňovány zejména mechanicky (pletí, sečení) a chemicky (JIRISTĚ & MLÁDKOVÁ 1999). V roce 2006 bylo z okolí komunikací v I. zóně KRNAP celkově odstraněno 2,5 t biomasy pletím druhů *Cirsium arvense* (pcháč oset), *Senecio nemorensis* agg. (starček), *Taraxacum* sect. *Ruderalia* (smetánka lékařská) aj. a 5 m³ vápencového šterku vyhrabaného z naplavenin v přilehlých porostech. *Rumex alpinus* (šťovík alpský) je jako jeden z nejagresivnějších invazních druhů pokusně likvidován u Dvoraček již od roku 1985. V roce 1989 byla zahájena i likvidace u vybraných bud v Modrém dole a od roku 1991 se likviduje prakticky každý rok na mnoha dalších místech v oko-

lí komunikací i horských bud (např. JIRISTĚ & MLÁDKOVÁ 1999, MÁLKOVÁ 2000, SCHWARZ 2007, JANATA 2009). Kombinuje se mechanická metoda (kosení, vyrývání kořenů, odstraňování květenství), chemická (postřik Roundup Biaktiv) a biologická (mulčování, osévání semeny původních druhů rostlin) (MÁLKOVÁ 2000). OŠLEJSKOVÁ (1997) na základě výzkumu pěti expanzivních druhů *Cirsium arvense* (pcháč oset), *C. heterophyllum* (pcháč různolistý), *Leucanthemum vulgare* agg. (kopretina bílá), *Senecio ovatus* (starček Fuchsův) a *Urtica dioica* (kopřiva vroudomá) doporučuje sečení jejich porostů alespoň jednou ročně. Zajímavé přitom je, že laboratorní klíčivost semen byla kromě kopřetiny nízká (pod 15 %) a při terénním experimentu nevyšlo ani jediné semeno.

V 90. letech proběhlo pilotní odstraňování vysazených klečových porostů na svazích Studniční hory. Důvodem je jejich rozrůstání na místa s cennější vegetací nebo strukturálními půdami, což vede k degradaci těchto unikátních stanovišť arкто-alpínské tundry. O systematické likvidaci lze hovořit až od roku 2005, kdy byl zásah proveden na modelové lokalitě Labská louka (cca 3 ha, HARČARIK & JIRISTĚ 2006). V roce 2010 proběhla další část plánovaná redukce na rozloze 38 ha (BŘEZINA, ústní sdělení).

4.2. Stavební úpravy cest

Od roku 1996 je odstraňován bazický materiál z cest v hřebenových oblastech Krkonoš. Jako první byla rekonstruována cesta přes Úpskou rašelinu. V letech 1996 a 1997 byl odstraněn dolomit z cesty, vystaveny příčné přepážky pro obnovu přirozeného proudění povrchové vody, které bylo předchozím zpevněním zcela změněno, a postaven zvýšený povalový chodník (VANĚK 1997, NOVOTNÝ 1998). Ve stejné době byly asanovány dvě erozi silně poškozené cesty na vrchol Sněžky, a to z Růžové hory a Obřího hřebenu. V některých částech byla použita stará tradiční technologie štětování, kdy se po stranách rozebrané staré cesty položí co největší kameny, tzv. vazáky nebo běhouny, a mezi nimi se cesta vyplňuje plochými kameny postavenými na výšku. Ty se pak klínují tak dlouho, dokud prostor není maximálně vyplněn. Pro nedostatek vhodného místního materiálu byl ke zpevnění povrchu většiny úseků použit drobný porfyrický štěrk z lomu Královec s chemismem podobným žule (ŠTURSA 1997). V roce 2005 bylo provedeno přeštětování poškozených úseků a instalace řetězového zá-



Obr. 14. Cesta od rozcestí Nad Kotelní jámou k rozcestí U Růženčiny zahrádky byla v roce 2009 částečně zrekonstruována štětováním. Foto M. Vítková, září 2011.

Fig. 14. Trail between the Nad Kotelní jámou and U Růženčiny zahrádky crossroads. It was partially restored using traditional building methods.

bradlí k udržení turistů na stezce (GEBAS & SKALKA 2006). V roce 1998 byla podobným způsobem rekonstruována Koňská cesta mezi Výrovkou a Památníkem obětím hor. Na svažitých úsecích bylo provedeno štětování a zřízeny ručně skládané kamenité svodnice, na ostatních jen urovnání a zadrnování kamenito-hlinité frakce (JIRISTĚ 1999).

V roce 2004 bylo zahájeno odstranění bazického materiálu i v I. zóně západní části Krkonoš. Byla zrekonstruována cesta mezi pramenem Labe a státní hranicí, dále bylo instalováno příčné odvodnění mezi Zlatým návrším a rozcestím U Čtyř pánů (JIRISTĚ 2005). V roce 2009 byla asanována cesta od Jestřábích bud k Růženčině zahrádce, strmější části přes Harrachovy kameny byly vyskládané z kamenných bloků (Obr. 14), zbytek ze sypaného materiálu. V následujícím roce byla provedena rekonstrukce modře značené cesty údolím Mumlavy na Labskou louku. Ve stejném roce byly zerodované části dalších cest, např. Vrbatova bouda–Pančavský vodopád, Rudná rokle–bývalá Obrří bouda, Sněžka–Jelenka–Soví sedlo a Jantarová cesta, opraveny tak, aby turisté neopouštěli kvůli obtížné schůdnosti těleso cesty a nesešlapávali okolní vegetaci (DRAHNÝ 2011). Odstraněný allochtonní materiál byl využit k opravám cest v níže položených, méně zranitelných partiích pohoří zejména v ochranném pásmu. V roce 2011 byla dokončena rekonstrukce cesty Labská bouda–pramen Labe. Místo vytěženého bazického štěrku byly použity sedimenty

ty z retenčních přehrážek na vodních tocích s podobným geologickým podložím, případná cizorodá příměs byla odstraňována. Na povrchovou úpravu cesty byl zvolen tzv. perk, tj. žulový písek různé zrnitosti z oblasti Harrachova (HARČARIK, ústní sdělení).

5. Schopnost obnovy přirozených společenstev

Schopnost obnovy arкто-alpínské tundry, tj. návratu k původním společenstvům, je v extrémních klimatických podmínkách krkonošských náhorních plošin omezená a proces regenerace po rekonstrukci cest bude tedy pomalý. Odhady doby obnovy výrazně poškozené tundry se pohybují mezi více než 15 lety (SCHERRER & PICKERING 2006) a více než stoletím (WILLARD et al. 2007). Někteří autoři dokonce uvádějí, že k obnově arktické tundry po disturbance nedošlo vůbec (HARPER & KERSHAW 1996, STRANDBERG 1997). Vzhledem k důkazům regenerace přirozené vegetace, včetně návratu vzácných druhů do okolí i na vlastní tělesa uzavřených, dříve frekventovaných cest (např. MÁLKOVÁ 1993, 2005; BRADÁČOVÁ 2001; VÍTEK & VÍTKOVÁ 2000; VÍTEK 2005), považujeme tuto obnovu za možnou. Odstranění nepůvodního bazického materiálu je ale nezbytně nutné, pouhé omezení návštěvnosti nejceněnějších partií není řešením. Potvrzují to i výzkumy VÍTKOVÉ & HUSÁKOVÉ (nepubl.), které na přes třicet let opuštěné, zarostlé, dolomitem zpevněné cestě zjistily 96 druhů cévnatých rostlin včetně bazifilního druhu *Gentianopsis ciliata* (hořec brvřítý) (Obr. 7). Tato cesta, spojující rozcestí východně od Růženčiny zahrádky pod Kotlem s asfaltovou komunikací na Labskou boudu, se tak stala třetím druhově nejbohatším úsekem na hřebenech západních Krkonoš.

Summary

Historical aspects from the oldest times up to the establishment of the National Park

Originally, the uppermost Giant Mts. areas were covered by a mosaic of matgrass meadows and mountain pine stands of different densities, with addition of spruce and other trees. Since the 16th century the area was used for summer grazing, and thus chalets were constructed and the road system became denser. Massive clear-cutting of mountain pine for firewood and to create pas-

tures reached its peak in the second part of the 18th century. In the 18th to 19th centuries, grazing was carried on regularly for four months a year (June to September). On many places such activities shifted the timberline from 1,250 to as far down as 1,000 m. a.s.l. At the end of the 19th century, the first touristic societies were established and started to promote tourism by building tourist trails. After 1936, further roads and trails were built together with military fortifications. After WWII, a chairlift to Sněžka Mt. was constructed, and the Czech – Polish border belt was clear-cut of mountain pine. Tourism was already the most important activity in the area – 750,000 tourists stayed overnight in 1938, 1.4 million in 1950, and 7 million in 1970.

Important anthropic effects since National Park establishment

One of the problems is the removal/disposal of old waste, which used to be uncontrollably discarded even on the Giant Mts. summits (now strictly prohibited), and construction waste containing alkaline material (lime, cement). High touristic interest in the uppermost plateaus puts heavy pressure on fragile alpine-tundra ecosystems and demands permanent maintenance of trails. Vehicle traffic has been regulated since the 1970's, and some busy tourist trails were closed in the 1970's and 1980's. However, during the same period, many trails and roads were constructed using unsuitable alkaline material (dolomite or amygdaloidal basaltic rock, some covered with asphalt), although already in the 1970's many authors pointed out probable consequences of application of alkaline material in such an acidic environment. Since the 1990's, only natural building material has been used. Recently, alkaline roads are being reconstructed, replacing alkaline with acidic material.

Changes in plant composition

Due to past agricultural use, an extensive area of app. 1,000 hectares of mountain pine and Norway spruce around the timberline was deforested and transformed to managed meadows and pastures. From 1875 to 1913 and from 1955 to 1990, large plantings of mountain pine took place. On stands with unique cryogenic relief features, such plantations turned out to be completely inappropriate and are now being removed or reduced. Currently, app. 600 hectares of these plantations still exist. More than 200 years of eutrophication around

chalets, caused by the application of organic fertilizers, sewage and charcoal, induced gradual changes in vegetation composition towards nitrophilous plant communities. Chemical as well as physical properties of the soil around cottages have changed. A systematic, long-term collection of medicinal plants since the 18th century limited the abundance of some species, while other non-indigenous species were introduced and became naturalized, or even invasive. Important changes in land management after WW II were connected with the boom of the tourist industry, decline of pasture farming, and displacement of the German inhabitants. Among the main consequences of tourism are trampling, eutrophication around chalets, changes in physical and chemical soil conditions along roads and trails, and the consequent spreading of synanthropic and non-indigenous species.

On trampled stands along roads and trails or around chalets the local species (mosses, lichens and tall vascular plants) are replaced by short stress-tolerant species with short life cycles and a large ability to regenerate (often hemicryptophytes). Road frequency does not have a direct effect on erosion intensity; the most important factors are the type of road pavement and elevation difference. Regeneration of such trampled sites in arctic-alpine tundra is very slow and depends on the intensity of the disturbance. In some places, natural regeneration is supported by restoration measures, such as sowing of natural seed mixture, mulching, turfing, etc.

Paved roads, mountain chalets, construction sites, ruins, bunkers, lookouts, and rest areas constitute specific soil environments. Alkaline cations (Ca, Mg) from lime, concrete or cement from buildings (and from alkaline material used for road pavement) are continuously leaching to the surrounding soil. Such anthropogenic stands are characterized by increased amounts of nitrogen, high water permeability, specific thermic, microclimate, and hydrological conditions, and a high proportion of synanthropic species. From such sources the synanthropic species spread along frequented communications deep into unique tundra ecosystems and increase their altitudinal maximum.

The surroundings of roads and trails built with alkaline material are subjected to significant changes in physical-chemical soil properties. Disturbed, open and often stony stands immediately next to a road or directly on it are preferred by species tolerating trampling.

Specific roadside vegetation develops a little further from alkaline built roads and trails, penetrating far into undisturbed vegetation. Such communities have very different species composition as well as physiognomy compared to the natural vegetation. The roadside vegetation is formed by: a) synanthropic species, b) species of lower altitudes, and c) competitive local species favored by the new conditions. Many indigenous stress-tolerant less competitive species disappear. The extent of such roadside vegetation depends on many factors, however is significantly correlated only with the type of road building material and position relative to the road (above or below). These correlations indicate the role of water leaching of alkaline ions from the road body into oligotrophic environments.

Tourist facilities have a significant impact on natural vegetation, influencing 0.6 % of the I. and II. zones of the N. P. Natural ecosystems are invaded by highly competitive nitrophilous and ruderal species. Soil eutrophication around existing and former chalets poses a big problem. Insufficiently treated (or untreated) wastewater, rich in nutrients, changes the balance of this naturally nutrient poor environment, creating specific plant communities dominated by nitrophilous species.

Management

The N. P. Authority has organized long-term monitoring and removal of invasive and expansive species, by both mechanical and chemical means. Since the 1990's, mountain pine plantations have been removed on stands with valuable herb vegetation or on polygonal and patterned soils. In 1996, the NP Authority started to reconstruct alkaline paved roads. Alkaline gravel is being replaced by granite or similar siliceous materials.

Ability of natural communities to recover

The ability of arctic-alpine tundra to recover in the extreme climatic conditions on the uppermost plateaus of the Giant Mts. is limited and the process of regeneration after road reconstruction is expected to be slow. Still, we consider the restoration possible, taking into account the comparably fast recovery of natural vegetation on closed (but once frequented) roads in the study area, although these were not so severely damaged. Removal of non-indigenous alkaline material seems necessary, just reduction of visitor numbers would not be a solution.

Poděkování

Autoři článku děkují Mgr. Josefu Harčarikovi a RNDr. Ireně Špatenkové ze Správy KRNAP za konzultace a podkladová data a Ivaně Rajznoverové z Botanického ústavu AV ČR, v. v. i. za technickou pomoc při přípravě článku. Příspěvek byl zpracován v rámci výzkumného záměru AV0Z 60050516.

Literatura

- AERTS R. 1989: Aboveground biomass and nutrient dynamics of *Calluna vulgaris* and *Molinia caerulea* in a dry heathland. *Oikos* 56: 31–38.
- ANDĚLOVÁ D. 1996: Migrace vybraných apofytických a synantropních taxonů rostlin v hřebenových oblastech západních Krkonoš. Ms. (dipl. práce, Pdf UHK, Hradec Králové).
- AUERBACH N. A., WALKER M. D. & WALKER D. A. 1997: Effect of roadside disturbance on substrate and vegetation properties in arctic tundra. *Ecological Applications* 7, 1: 218–235.
- BARTOŠ M. 1976: Hüttelova mapa. Krkonoše – Jizerské hory 2: 18–19.
- BAŠTA J. 2011: Petrovka shořela. Komu to prospělo? Krkonoše – Jizerské hory 44, 9: 12–15.
- BENDOVÁ J. 1998: Inventarizační výzkum vybraných synantropních rostlin v hřebenových oblastech západních Krkonoš. Ms. (dipl. práce, Pdf UHK, Hradec Králové).
- BLAŽEK B., LINHART J. & REICHEL J. 1978: Anketa Krkonoše 1975. *Opera Corcontica* 15: 87–107.
- BOHÁČ J., ZUSKA V. & KULÍKOVÁ A. 1971: Příspěvek k poznání půd v Krkonoších. *Opera Corcontica* 9: 21–36.
- BRADÁČOVÁ J. 2001: Mapování výskytu a početnosti vybraných antropofyt z čeledi *Asteraceae* a *Urticaceae* v Krkonoších. Ms. (dipl. práce, Pdf UHK, Hradec Králové).
- CALE P. & HOBBS R. J. 1991: Condition of roadside vegetation in relation to nutrient status. In: SAUNDERS D. A. & HOBBS R. J. (eds), *Nature conservation 2: the role of corridors*, Chipping Northon, N.S.W., Surrey Beatty and Sons: 353–362.
- ČERMÁKOVÁ R. 1996: Studium synantropizace v hřebenových oblastech západních Krkonoš. Ms. (dipl. práce, Pdf UHK, Hradec Králové).

- ČINOVEC I. 1996: Masarykova horská silnice. Krkonoše – Jizerské hory 29, 9: 20–21.
- DRAHNÝ R. 2007: Frézování cesty na Luční boudy. Ročenka KRNAP 2006: 29–31.
- DRAHNÝ R. 2011: Správou KRNAP realizované projekty s podporou z fondů EU. Ročenka KRNAP 2010: 29–33.
- FORMAN R. T. T. & ALEXANDER L. E. 1998: Roads and their major ecological effects. Annual Review of Ecology and Systematics 29: 207–231.
- GEBAS J. & SKALKA M. 2006: Letní údržba a opravy cest. Ročenka KRNAP 2005: 105.
- HARČARIK J. 2005: Problematika Lysé hory. Ročenka KRNAP 2004: 30–31.
- HARČARIK J. & JIRISTĚ L. 2006: Rozvolňování výsadeb kleče na přírodovědně hodnotných lokalitách. Ročenka KRNAP 2005: 37–39.
- HARPER K. A. & KERSHAW G. P. 1996: Natural Revegetation on Borrow Pits and Vehicle Tracks in Shrub Tundra, 48 Years Following Construction of the CANOL No. 1 Pipeline, N.W.T., Canada. Arctic and Alpine Research 28, 2: 163–171.
- HAVLOVÁ M. 2006: Syntaxonomical revision of the Molinia meadows in the Czech Republic. Preslia 78: 87–101.
- HEJCMAN M., NEŽERKOVÁ P., PAVLŮ V., GAISLER J., LOKVENC T. & PAVLŮ L. 2005: Regeneration of *Nardus stricta* subalpine grasslands in the Giant Mountains (Krkonoše). Acta Societatis Botanicorum Poloniae 74, 3: 253–258.
- HEJCMAN M., KLAUDISOVÁ M., HEJCMANOVÁ P., PAVLŮ V. & JONES M. 2009: Expansion of *Calamagrostis villosa* in sub-alpine *Nardus stricta* grassland: Cessation of cutting management or high nitrogen deposition? Agriculture, Ecosystems and Environment 129: 91–96.
- HEJCMAN M., ČESKOVÁ M. & PAVLŮ V. 2010: Control of *Molinia caerulea* by cutting management on sub-alpine grassland. Flora 205: 577–582.
- HOBBS R. J. & HUENNEKE L. F. 1992: Disturbance, diversity, and invasion: implication for conservation. Conservation Biology 6, 3: 324–337.
- HUSÁKOVÁ J. 1981: Antropogenní společenstvo se *Stellaria nemorum* podél cest v Krkonoších. Preslia 55: 329–337.
- HUSÁKOVÁ J. 1982: Poznámky k dynamice synantropní vegetace v Krkonoších. Zpr. Čes. Bot. Společ. 17: 63–66.
- HUSÁKOVÁ J. 1986: Subalpine turf communities with *Deschampsia cespitosa* along the tracks and paths in the Krkonoše (= Giant Mountains) National Park. Preslia 58: 231–246.
- HUSÁKOVÁ J. & GUZIKOWA M. 1979: Flóra a vegetace silničních krajnic v západní části českých Krkonoš. Opera Corcontica 16: 87–112.
- CHALUPSKÝ J. (ed.) 1989: Geologie Krkonoš a Jizerských hor. ÚÚG ČSAV Praha. 288 str.
- CHALUPSKÝ J., SEKÝRA J. & TÁSLER R. 1968: Geologická mapa Krkonošského národního parku 1:50 000. ÚÚG Praha.
- CHEJNOVÁ S. 2000: Příspěvek k rozšíření a ekologii zvláště chráněných druhů rostlin na antropogenně ovlivněných plochách 1. a 2. zóny KRNAP ve východních Krkonoších. Ms. (Ústav ochrany životního prostředí, Universita Pardubice, Pardubice).
- CHEJNOVÁ S. & MÁLKOVÁ J. 1999: Rozšíření několika chráněných a ohrožených druhů rostlin na vybraných lokalitách východních Krkonoš. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 7: 49–67.
- CHYTRÝ M. (ed.) 2007: Vegetace České republiky 1. Travná a keříčková vegetace (Vegetation of the Czech Republic 1. Grassland and heathland vegetation). Academia Praha. 525 str.
- CHYTRÝ M. (ed.) 2009: Vegetace České republiky 2. Ruderální, plevelová, skalní a suťová vegetace. (Vegetation of the Czech Republic 2. Ruderal, weed, rock and scree vegetation). Academia Praha. 520 str.
- JANATA T. 2009: Speciální management. Ročenka KRNAP 2008: 28–29.
- JENIK J. 1964: Ruderální flóra na zbořeništi boudy Prince Jindřicha. Opera Corcontica 1: 161–162.
- JIRISTĚ L. 1999: Oprava Koňské cesty na území I. zóny KRNAP. Ročenka KRNAP 1998: 37–39.
- JIRISTĚ L. 2005: Management nelesních ekosystémů KRNAP. Ročenka KRNAP 2004: 34.
- JIRISTĚ L. & MLÁDKOVÁ A. 1999: Likvidace invazních druhů rostlin na území KRNAP a ochranného pásma. Ročenka KRNAP 1998: 26–31.
- KLÍMEŠ L. 1984: Příspěvek ke květeně Krkonoš (1). Opera Corcontica 21: 177–186.

- KLIMO E. 1979: Vliv použití vápencové drtě při údržbě turistických cest v KRNP na půdnl vlastnosti v jejich okolí. Ms. (Správa KRNP, Vrchlabí).
- KLOMÍNSKÝ J. 1969: Krkonoško-jizerský granitoidní masív. Sborník geologických věd, Geologie 15: 7–133.
- KNITTELOVÁ R. 2000: Mapování vybraných antropofyt v 1. a 2. zóně východní části KRNP. Ms. (dipl. práce, PdF UHK, Hradec Králové).
- KOPECKÝ K. 1978: Význam silničních okrajů jako migrační cesty polních plevelů na příkladu Orlických hor a jejich podhůří. Preslia 50: 49–64.
- KRAHULEC F., BLAŽKOVÁ D., BALÁTOVÁ-TULÁČKOVÁ E., ŠTURSA J., PECHAČKOVÁ S. & FABŠÍČOVÁ M. 1996: Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. Opera Corcontica 33: 14–15.
- KRAUS I. & KUŽVART M. 1987: Ložiska nerud. SNTL/ALFA Praha. 228 str.
- KUBÁT K., HROUDA L., CHRTEK J. JUN., KAPLAN Z., KIRSCHNER J. & ŠTĚPÁNEK J. (eds) 2002: Klíč ke květeně České republiky. Academia Praha. 928 str.
- KUBÍNOVÁ D. & KRAHULEC F. 1997: Rozšíření druhu *Rumex longifolius* DC. v Krkonoších. Opera Corcontica 34: 79–89.
- LOKVENEC T. 1978: Toulky krkonošskou minulostí. Kruh Hradec Králové. 267 str.
- LOKVENEC T. 1983a: Společenský vývoj v Krkonoších. In: SÝKORA B. (ed.), Krkonošský národní park, SZN: 116–137.
- LOKVENEC T. 1983b: Nástin vývoje turistiky a sportů do roku 1945. In: SÝKORA B. (ed), Krkonošský národní park, SZN: 233–242.
- LOKVENEC T. 1995: Analýza antropogenně podmíněných změn porostů dřevin klečového stupně v Krkonoších. Opera Corcontica 32: 99–114.
- LOKVENEC T. 2006a: Romantické začátky turistiky. Krkonoše – Jizerské hory 39, 6: 22–24.
- LOKVENEC T. 2006b: Romantické začátky turistiky – dokončení. Krkonoše – Jizerské hory 39, 7: 20–21.
- MÁLKOVÁ J. 1992: Monitorování antropických vlivů v hřebenové oblasti východních Krkonoš – I. část (dynamika změn v lokalitě Úpská). Opera Corcontica 29: 25–72.
- MÁLKOVÁ J. 1993: Monitorování antropických vlivů v hřebenové oblasti východních Krkonoš – II. část (dynamika změn v lokalitě Výrovka). Opera Corcontica 30: 133–166.
- MÁLKOVÁ J. 1994a: Monitoring antropických vlivů v hřebenové oblasti východních Krkonoš – III. část (dynamika změn v lokalitě Kaple). Opera Corcontica 31: 37–57.
- MÁLKOVÁ J. 1994b: Nárůst nepůvodních druhů u Výrovky po rekultivačních v roce 1991. Opera Corcontica 31: 163–165.
- MÁLKOVÁ J. 1995: Výzkum apofytické a synantropní flóry u Luční boudy v Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 3: 33–58.
- MÁLKOVÁ J. 1996: Zhodnocení vegetace a návrh obnovy druhové skladby v lokalitě vyhlídky na Kozí hřbety ve východních Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 4: 29–58.
- MÁLKOVÁ J. 1997a: Zhodnocení vegetace a návrh obnovy přirozené druhové skladby porostů v lokalitě Chalupy na rozcestí ve východních Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 5: 33–62.
- MÁLKOVÁ J. 1997b: Zhodnocení vegetace a návrh obnovy přirozené druhové skladby porostů u bývalé Rennerovy boudy v Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 5: 81–105.
- MÁLKOVÁ J. 2000: Geobotanická studie vegetačního krytu u bývalé Klínovky v Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 8: 183–213.
- MÁLKOVÁ J. 2001: Výzkum antropofyt u bývalé Scharfovy boudy a šesti přilehlých cest. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 9: 57–94.
- MÁLKOVÁ J. 2005: Floristické a vegetační zhodnocení na zaniklé cestě k Rennerově boudě v Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 12: 53–70.
- MÁLKOVÁ J. & KŮLOVÁ A. 1995: Vliv dolomitického vápence na změny druhové diversity vegetace podél cest v hřebenových partiích východních Krkonoš. Opera Corcontica 32: 115–130.
- MÁLKOVÁ J., MALINOVÁ J. & OSLEJŠKOVÁ H. 1997: Příspěvek k rozšíření antropofytních partií východních Krkonoš. Opera Corcontica 34: 105–132.
- MÁLKOVÁ J. & WAGNEROVÁ Z. 1997: Šíření invazních druhů na hřebeny Krkonoš. Zpr. Čes. Bot. Společ. 14: 117–124.

- MARRS R. H., PHILLIPS J. D. P., TODD P. A. & LE DUC M. G. 2004: Control of *Molinia caerulea* on upland moors. *J. Appl. Ecol.* 41: 398–411.
- MÍLOVÁ O. 1998: Zmapování vybraných antropofyt v subalpínských a alpínských polohách východních Krkonoš, podél cest a okolí obydlení. Ms. (dipl. práce, PdF UHK, Hradec Králové).
- MÜLLEROVÁ J., VITKOVÁ M. & VÍTEK O. 2011: The impacts of road and walking trails upon adjacent vegetation: Effects of road building materials on species composition in a nutrient poor environment. *Science of the Total Environment* 409: 3839–3849.
- MUSIL J. 1981: Přehled vývoje komunikací v oblasti Krkonoš a Podkrkonoší. *Opera Corcontica* 18: 105–138.
- NOVÁK J. 2010: Vliv rekreačních objektů na přírodní prostředí Krkonošského národního parku. Ms. (disert. práce, ÚŽP PČF UK, Praha).
- NOVOTNÝ R. 1998: Rekonstrukce cesty přes Úpské rašeliněště. *Ročenka KRNAP* 1997: 45.
- OSLEJŠKOVÁ H. 1997: Rozšíření a likvidace vybraných pěti expanzivních taxonů na hřebenech východních Krkonoš. *Vč. Sb. Přír. – Práce a studie* 5: 69–80.
- PAUCHARD A. & ALABACK P. B. 2004: Influence of elevation, land use and landscape context on patterns of alien plant invasions along roadsides in protected areas of South-central China. *Conservation Biology* 18, 1: 238–248.
- PROCHÁZKA F. (ed.) 2001: Černý a červený seznam cévnatých rostlin České republiky (stav v roce 2000). *Příroda* 18: 166 str.
- SCHERRER P. & PICKERING C. M. 2006: Recovery of Alpine Herbfeld on a Closed Walking Track in the Kosciuszko Alpine Zone, Australia. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 38, 2: 239–248.
- SCHWARZ O. 2007: Šťovík alpský. *Ročenka KRNAP* 2006: 59–61.
- SEMELOVÁ V., HEJCMAN M., HARTMANOVÁ O. & LOKVENC T. 2007: Travní zahrada u Luční boudy: dlouhodobý reziduální vliv organického hnojení. *Opera Corcontica* 44, 2: 379–383.
- SKŘIVÁNKOVÁ Z. 1996: Monitoring vybraných synantropních a apofytických taxonů rostlin v hřebenových oblastech západních Krkonoš. Ms. (dipl. práce, PdF UHK, Hradec Králové).
- SOJÁK J., REJMÁNEK M. & KOVÁR P. 1976: Některé naléhavé problémy ochrany přírody. *Živa* 4: 122–123.
- SOUKUPOVÁ L., FRANTÍK T. & JENÍK J. 2001: Grasslands versus krummholz in arctic-alpine tundra of the Giant Mountains. *Opera Corcontica* 38: 63–76.
- SPELLERBERG I. F. 1998: Ecological effects of roads and traffic: a literature review – Abstract. Roads, highways, motorways, traffic, ecological effects and risks, barrier, pollution. *Global Ecology and Biogeography* 7: 317–333.
- STRANDBERG B. 1997: Vegetation recovery following anthropogenic disturbances in Greenland. In: CRAWFORD R.M.M. (ed.), *Disturbance and recovery of arctic lands: an ecological perspective*, Kluwer Academic Publ.: 381–390.
- SUCHÝ J., HABR O., KRÁL J. & VITKOVÁ M. 2007: Kategorizace a zhodnocení vlivu rekreačního, sportovního a turistického ruchu na ekosystémy jádrové zóny Biosférické rezervace Krkonoše. In: ŠTURSA J. & KNAPIK R. (eds), *Geoekologické problémy Krkonoš*, *Opera Corcontica* 44, 2: 631–636.
- ŠERÁ B. 2008: Road vegetation in Central Europe – an example from the Czech Republic. *Biologie* 63, 6: 1085–1088.
- ŠPATENKOVÁ I. 1984: Příspěvek ke květeně Krkonoš (1). *Opera Corcontica* 21: 167–175.
- ŠTURSA J. 1964: Synantropní vegetace v okolí Luční boudy. *Opera Corcontica* 1: 160–161.
- ŠTURSA J. 1997: Cesta na Sněžku. *Ročenka KRNAP* 1996: 70–72.
- ŠTURSA J. 2011a: Obří bouda – Dlouhá cesta od zrodu k zániku. *Časopis Krkonoše – Jizerské hory* 12: 22–23.
- ŠTURSA J. 2011b: Kleč versus smilka. Dva pohledy na příběh krkonošské tundry. *Časopis Krkonoše – Jizerské hory* 10: 22–24.
- ŠTURSOVÁ H. 1985: Antropické vlivy na strukturu a vývoj smilkových luk v Krkonoších. *Opera Corcontica* 22: 79–120.
- ŠTURSOVÁ H. & ŠTURSA J. 1982: Horské louky s *Viola sudetica* Willd. v Krkonoších. *Opera Corcontica* 19: 95–132.
- TOSSAVAINEN M. & FORSSBERG E. 1999: The potential leachability from natural road construction materials. *Science of the Total Environment* 239, 1–3: 31–47.

- TRUHLÁŘOVÁ P. 2002: Rozšíření vybraných druhů Modrého seznamu v okolí cest, bud a zbořeníšť ve východních Krkonoších. Ms. (dipl. práce, PdF UHK, Hradec Králové).
- VACEK S., MIKESKA M., PODRÁZSKÝ V. & HEJCMAN M. 2007: Vývoj krajiny v bilaterální Biosférické rezervaci Krkonoše/Karkonosze. Opera Corcontica 44: 497–507.
- VANĚK J. 1997: Rekonstrukce cesty přes Úpské rašeliniště. Ročenka KRNAP 1996: 50–51.
- VÍTEK O. 2005: Vliv cestní sítě na vegetaci subalpínského stupně Krkonoš. Ms. (doktor. práce, ÚŽP PŘF UK, Praha).
- VÍTEK O. & VÍTKOVÁ M. 2000: Vliv cestní sítě na krajinu hřebenů Krkonoš. In: ŠTURSA J., MAZURSKI K.R. & PALUCKI A. (eds), Geoekologické problémy Krkonoš. Opera Corcontica 37: 396–404.
- VÍTEK O., VÍTKOVÁ M., HUSÁKOVÁ J. 2007: Změny vegetace kolem vrcholových cest v prostoru a čase. Opera Corcontica 44, 2: 391–394.
- VÍTKOVÁ M. 2010: Botanický monitoring. In: SUCHÝ J. (ed.), Sledování vlivu procesů vyvolaných geoturismem na životní prostředí v Českém ráji s návrhem opatření k eliminaci negativních dopadů. Ms. (MŽP ČR, Praha).
- VÍTKOVÁ M., VÍTEK O. & BRANIŠ M. 1999: Cestní síť v subalpínském a alpínském stupni západních Krkonoš – historie a současnost. Opera Corcontica 36: 133–152.
- VONDRÁČKOVÁ M. 2000: Mapování vybraných antropofyt v 1. a 2. zóně KRNAP (čeledi *Apiaceae*, *Ranunculaceae* a *Scrophulariaceae*). Ms. (dipl. práce, PdF UHK, Hradec Králové).
- WAGNEROVÁ Z. 1995: Geobotanická studia synantropizace vegetačního krytu Krkonoš. In: SAROSIEK J. (ed.), Geoekologizcne problemy Karkonoszy, Sborn. Mez. Věd. Konf. w Borowicach, Acarus, Poznań: 191–198.
- WAGNEROVÁ Z. 1996a: Výzkum antropofyt pro účinnou ochranu původních fytoocenóz na území I. zóny KRNAP. Ms. (AOPK ČR, Praha).
- WAGNEROVÁ Z. 1996b: Narušení tundrových ekosystémů Krkonoš migrací synantropních a apofytických taxonů rostlin – monitoring, management (západní Krkonoše). Ms. (AOPK ČR, Praha).
- WAGNEROVÁ Z. 1996c: Synantropní flóra u Labské boudy a bývalé Kotelské boudy v západních Krkonoších. Příroda 5: 159–177.
- WAGNEROVÁ Z. 1997a: Synantropní květena u Vrbatovy boudy v Krkonoších. Opera Corcontica 34: 133–141.
- WAGNEROVÁ Z. 1997b: Synantropní flóra u turistických odpočívadel, rozcestí a vyhlídek v západních Krkonoších (Pramen Labe, Šmídova vyhlídka, U Čtyř pánů, Pramen Mumlavý a Harrachovy kameny). Příroda 10: 183–199.
- WAGNEROVÁ Z. 2000: Geobotanická studie lokality Bouda nad Sněžnými jámami (Wawel). Opera Corcontica 37: 405–409.
- WAGNEROVÁ Z. 2001: Synantropní flóra u Petrovy boudy v Krkonoších. Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 9: 95–107.
- WAGNEROVÁ Z. 2002: Výzkum synantropizace v okolí bunkrů v Krkonoších (monitoring, management). Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 10: 83–96.
- WAGNEROVÁ Z. 2006: Synantropizace v okolí turistických odpočívadel, geomorfologických výtvarů a vyhlídek v západních Krkonoších (Svinské kameny, Tvarožník, Krakonošova kazatelna, Vyhlídky nad Velkou Sněžnou jámou, Mužské a Dívčí kameny). Vč. Sb. Přír. – Práce a studie 13: 105–114.
- WILD J. & WILDOVÁ R. 2002: Interactions between dwarf pine shrubs and grassland vegetation under different management. Opera Corcontica 39: 17–33.
- WILD J. & KYNCL T. 2004: Studium dynamiky přirozené klečo-travné vegetace pomocí prostorově explicitního modelu – předběžné výsledky. In: ŠTURSA J., MAZURSKI K. R., PALUCKI A. & POTOČKA J. (eds), Geoekologické problémy Krkonoš. Opera Corcontica 41: 441–451.
- WILLARD B. E., COOPER D. J. & FORBES B. C. 2007: Natural Regeneration of Alpine Tundra Vegetation after Human Trampling: a 42-year Data Set from Rocky Mountain National Park, Colorado, U.S.A. Arctic, Antarctic and Alpine Research, 39, 1: 177–183.