

¹**Botanický ústav AV ČR, v.v.i.**

²**Výzkumný ústav pro krajinu, v.v.i.**

³**Agrovýzkum Rapotín s.r.o.**

Schválená metodika

**Vegetační dynamika (sub)alpínských krátkostébelných trávníků
a návrh opatření k jejich obnově a dlouhodobému udržování
v příznivém stavu**



Brno

2025

Martina Fabšičová (**Editor**)

Autorský kolektiv:

Přemysl Bobek, Lydie Dudová, Martina Fabšičová, Radim Hédľ, Péter Szabó (Botanický ústav AV ČR, v.v.i.)

Jakub Houška, Olha Kachalová, Hana Skokanová, Marie Vymazalová (Výzkumný ústav pro krajinu, v.v.i.)

Hana Bilošová, Oldřich Láťal, Marie Mrázková (Agrovýzkum Rapotín, s.r.o.)

Dedikace výsledků typu „N_{met}“

Schválená metodika vznikla za podpory řešení výzkumného projektu TAČR reg. č. SS03010065 s názvem „Příčiny úpadku a systém účinné obnovy prioritních typů stanovišť subalpínských trávníků“.



Určení publikace:

Publikace je určena státní ochraně přírody, a dále samosprávám dotčených obcí, učitelům, studentům a veřejnosti se zájmem o oblasti subalpínského a alpínského bezlesí v Hrubém Jeseníku, Krkonoších a na Králickém Sněžníku.

Oponovali:

Mgr. Stanislav Březina, Ph.D., Správa Krkonošského národního parku

Mgr. Martin Kočí, Ph.D., nezávislý expert

Metodika byla schválena Ministerstvem životního prostředí České republiky (odborný garant – Mgr. Pavla Klabanová).

OBSAH

Abstrakt/Abstract.....	5
Key words.....	6
I. Cíl metodiky	7
II. Vlastní popis metodiky.....	7
2.1. Úvod.....	7
2.1.1. Tundra a kontrastní místa biodiverzity na jesenických hřebenech (R. Hédľ).....	9
2.1.2. Flóra a vegetace jesenické tundry (M. Fabšičová).....	12
2.1.3. Paleoekologická rekonstrukce přírodního vývoje (P. Bobek, L. Dudová).....	14
2.1.4. Historie hospodaření a antropogenní vlivy v subalpínském stupni Jeseníků (P. Szabó).....	21
2.1.5. Tundra i pastvina: rekonstrukce vývoje horského bezlesí Jeseníků (P. Bobek, L. Dudová).....	25
2.1.6. Managementová opatření používaná k regeneraci a obnově původních ekosystémů v subalpínském bezlesí (P. Bobek, M. Fabšičová, M. Mrázková).....	28
2.2. Výzkum aktuálního stavu vegetace a vegetačních změn, rozkladu celulózy a kvality půdy subalpínských trávníků.....	38
2.2.1. Mapa aktuální vegetace hlavního jesenického hřebene (O. Kachalová).....	38
2.2.2. Mapa zdravotního stavu subalpínských trávníků (O. Kachalová).....	40
2.2.3. Mapa topograficky podmíněných rizik (O. Kachalová).....	41
2.2.4. Monitorovací plochy – přirozená sukcese (M. Fabšičová, R. Hédľ, M. Vymazalová).....	42
2.2.5. Experimentální plochy – managementová opatření (M. Fabšičová, M. Mrázková, M. Vymazalová).....	63
2.3. Doporučení pro praxi (P. Bobek, M. Fabšičová, M. Vymazalová).....	78
III. Srovnání „novosti postupů“ (M. Fabšičová, M. Mrázková).....	88
IV. Popis uplatnění metodiky.....	89

V. Ekonomické aspekty.....	90
VI. Seznam použité související literatury.....	92
VII. Seznam výsledků a publikací, které předcházely metodice.....	104
VIII. Poděkování.....	107

Vegetační dynamika (sub)alpínských krátkostébelných trávníků a návrh opatření k jejich obnově a dlouhodobému udržování v příznivém stavu

Publikace prezentuje základní informace o biotopech (sub)alpínských krátkostébelných trávníků a jsou v ní shrnuty poznatky získané na základě komplexního studia historického vývoje využívání subalpínského bezlesí Hrubého Jeseníku, recentní dynamiky vegetace subalpínských krátkostébelných trávníků a víceletého hodnocení managementových experimentů založených na třech lokalitách v horských polohách Hrubého Jeseníku. Metodika poskytuje detailní a ucelený pohled na dynamiku a regeneraci subalpínských krátkostébelných trávníků po dosud výjimečných událostech jejich odumírání a popisuje implementaci některých opatření k obnově a dlouhodobému udržování těchto evropsky významných stanovišť v příznivém stavu. Metodika také umožňuje formulovat strategii péče o příslušná přírodní stanoviště. Metodiku bude státní ochrana přírody bezprostředně aplikovat při obnově struktury a druhového složení recentně odumírajících subalpínských trávníků v NPR Praděd, NPR Šerák-Keprník a PR Břidličná. Metodika také umožní aplikovat dosažená řešení obecněji, v analogických typech situací a ekosystémů.

Klíčová slova: Hrubý Jeseník, subalpínské trávníky, historický vývoj bezlesí, regenerace trávníků, managementová opatření

Vegetation dynamics of (sub)alpine grasslands and proposed measures for their restoration and long-term maintenance in a favourable condition

The publication presents basic information on the biotopes of (sub)alpine shortgrass meadows and summarizes the knowledge obtained on the basis of a comprehensive study of the historical development of the use of the subalpine treeless area of the Hrubý Jeseník Mountains, the recent vegetation dynamics of (sub)alpine shortgrass meadows and a multi-year evaluation of management experiments based on three sites in the mountains of the Hrubý Jeseník. The methodology provides a detailed and comprehensive view of the dynamics and regeneration of (sub)alpine shortgrass meadows after so far exceptional events of their dieback and describes the implementation of some measures for the restoration and long-term maintenance of these habitats of European importance in a favourable condition. The methodology also enables the formulation of a management strategy for the relevant habitats. The methodology will be directly applied by the State Nature Conservancy in the restoration of the structure and species composition of recently dying subalpine grasslands in the NPR Praděd, NPR Šerák-Keprník

and PR Břidličná. The methodology will also enable the application of the achieved solutions more generally, in analogous types of situations and ecosystems.

Key words: Hrubý Jeseník Mts., subalpine grasslands, historical development of treeless areas, grassland regeneration, management measures

I. Cíl metodiky

Metodika poskytuje základní informace o biotopech (sub)alpínských krátkostébelných trávníků (t.j. vyfoukávaných a zapojených alpínských trávníků dle klasifikace NATURA 2000), jejich historickém vývoji i současném stavu. Shrnuje nové poznatky získané na základě víceletého zkoumání historických a fosilních záznamů studovaného území a předkládá výsledky hodnocení recentní dynamiky vegetace po náhlých epizodách odumření trávníků, a výsledky experimentálních zásahů založených na třech lokalitách situovaných v horských polohách Hrubého Jeseníku. Hlavním cílem metodiky je na základě současných průlomových poznatků o dynamice subalpínského bezlesí v Jeseníkách poskytnout experimentálně ověřená řešení pro zpracování plánů péče a implementaci managementových opatření k regeneraci, monitoringu a dlouhodobému udržování evropsky významných stanovišť (sub)alpínských krátkostébelných trávníků v příznivém stavu zejména v případě náhlých a opakujících se epizod odumírání vegetačního krytu. Navrhovaná opatření se neomezují pouze na území Hrubého Jeseníku, ale jsou aplikovatelná i v jiných územích s výskytem podobných typů stanovišť.

II. Vlastní popis metodiky

2.1. Úvod

Plošné odumírání subalpínských krátkostébelných trávníků je v České republice zcela novým fenoménem. Ani v zahraničí nenacházíme přímé paralely, pouze obdobné procesy v odlišných typech prostředí, například na západoevropských vřesovištích. Tento jev byl poprvé zaznamenán v roce 2003 v Hrubém Jeseníku a představuje jeden z nejzávažnějších problémů ochrany přírody v této oblasti. Bezprostřední příčinou plošného odumírání je pravděpodobně kombinace extrémního sucha a vln horka v klíčových fázích vegetačního období. Travná vegetace je silně ovlivněna průběhem počasí v předchozích dvou letech (Fischer et al. 2020), srážkový propad po suché sezóně tak může způsobit rozsáhlé odumírání, i když je následně zbytek sezóny již vlhký a roční průměry tomu nenasvědčují. Problematické je hodnocení srážkových úhrnů na hřebenech v zimním období, kdy meteorologické stanice v nižších polohách zaznamenají průměrné úhrny srážek, ať už sněhových či dešťových, na hřebeni však může snadno dojít vlivem silného větru k obnažení vrcholových partií a odvanutí sněhu do závětrných poloh. Hřeben tak může být ochuzen o zimní srážky a jarní přísušek se může stát kritickým.

(Sub)alpínské krátkostébelné trávnický v Hrubém Jeseníku se rozkládají na několika stovkách hektarů a zahrnují více typů přírodních stanovišť chráněných v rámci evropské soustavy Natura 2000. Jejich odumírání a zejména jeho maloplošnost a lokalizovanost jsou překvapivé, neboť tato společenstva jsou považována za dlouhodobě stabilní. Jednotlivé epizody odumírání mohou hrát významnou roli v krátkodobé dynamice, ale zda mohou být také ohrožením pro rezistenci či resilienci zasažených společenstev je otázkou dlouhodobého výzkumu. Po desetiletí byla ochrana subalpínského bezlesí založena na striktní bezzásahovosti, vycházející z předpokladu, že jde o prostředí minimálně ovlivněné člověkem. V posledních letech se však ukazuje, že historický vliv člověka byl značný – například rozsáhlá pastva mohla sehrát klíčovou roli v udržení původních „květnatých“ subalpínských holí. Opuštění pastvy je proto některými autory považováno za jeden z faktorů jejich současného ústupu.

V důsledku těchto poznatků dochází k přehodnocení ochranné strategie ve prospěch aktivní péče o ekosystémy. Důvodem je nejen viditelný úbytek cenných druhů v důsledku sukcese (zarůstání konkurenčně silnějšími druhy, zejména keřičky), ale i historické doklady o intenzivním hospodaření v minulosti. V současnosti probíhá pastva na vybraných lokalitách, například na Švýčárně a Ovčárně, a v nejcennějších částech NPR Praděd se provádí mechanické odstraňování porostů borůvky. Významný byl i historický vliv ohně – analýzy četnosti požárových horizontů uchovaných v rašeliništi na Velkém Máji ukazují, že v období 16. a 17. století docházelo na hřebenových partiích k opakovaným požárům s frekvencí přibližně 50 let.

Plošné odumírání se týká zejména dvou biotopů (vyfoukávané a zapojené alpínské trávnický) a dvou dominantních druhů (sub)alpínských trávnicků v Hrubém Jeseníku – kostřavy nízké (*Festuca supina*) a metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*). Tento proces obvykle postihuje celé populace, čímž se dané biotopy dostávají do kritického stavu z hlediska ochrany přírody. Ačkoli dochází k regeneraci, její rychlost je různá a může být ovlivněna jak pokračující sukcesí v důsledku absence hospodaření, tak klimatickými extrémy posledních let.

K objasnění příčin tohoto jevu jsme využili observační metody zaměřené na srovnání podmínek v odumřelých a živých trávnicích. Identifikace vhodných forem aktivního managementu pro obnovu a dlouhodobé udržení těchto stanovišť vyžadovala experimentální ověření. Dosavadní zásahy testovaly faktory, které v minulosti mohly ovlivňovat stabilitu subalpínských trávnicků, přičemž jejich účinnost je sledována v rámci dlouhodobého výzkumu. Širší pochopení dynamiky vegetačních změn umožnil také komplexní historicko-ekologický výzkum lidského vlivu na hřebenové partie Hrubého Jeseníku.

2.1.1. Tundra a kontrastní místa biodiverzity na jesenických hřebenech

Tundra je bezlesý ekosystém, který se vyskytuje v polárních a vysokohorských oblastech s extrémními klimatickými podmínkami. V těchto regionech po většinu roku mrzne a půda bývá celoročně promrzlá. Léta jsou krátká a chladná, což výrazně ovlivňuje složení vegetace – tundru pokrývá mozaika na chlad adaptovaných trav, keříčků a zakrslých stromů. Nejrozsáhlejší plochy tundry nalezneme v Arktidě, Antarktidě a Skandinávii, zatímco v horských oblastech se vyskytuje alpská tundra, která v nižších nadmořských výškách plynule přechází v horský les.

V České republice se alpská tundra dochovala pouze na nejvyšších a klimaticky nejdrsnějších hřebenech Jeseníků, Krkonoš a Králického Sněžníku. Před desítkami tisíc let, během poslední doby ledové, pokrývala tundra většinu území dnešní České republiky, podobně jako dnes ve vzdálených severních oblastech. S koncem doby ledové, přibližně před 11 700 lety, však došlo k rychlému oteplení a tundra ustoupila do horských oblastí, kde přechází současné relativně teplé období – holocén. Tento cyklus střídání delších chladných a kratších teplých období se na Zemi opakuje přibližně posledních 2,6 milionu let.

Přestože jsou ekosystémy tundry dlouhodobě adaptovány na extrémní podmínky, vykazují vysokou citlivost na změny klimatu. Probíhající globální oteplování proto představuje jednu z největších hrozeb pro jejich biodiverzitu.

„Chladná místa“ biodiverzity: travnatá a keříčková tundra

Na hřebenech Jeseníků se tundra vyznačuje extrémně nízkou druhovou bohatostí. Tato oblast může být považována za „chladné místo“ biodiverzity, tedy ekosystém s minimální rozmanitostí druhů. Vegetaci zde tvoří pouze několik odolných druhů, které jsou díky dlouhodobé stabilitě prostředí postupně nahrazovány konkurenceschopnějšími složkami ekosystému. Spontánní sukcese zde probíhá velmi pomalu a prakticky bez vnějších narušení, s výjimkou místy vysokých stavů populací jelení a kamzičí zvěře (Obr. 1).

Obr. 1: Jednotvárná horská tundra na hřebenové plošině nad Medvědíím dolem. Drsné, ale stabilní podmínky umožnily dominanci několika málo konkurenčně silných druhů.



„Horká místa“ biodiverzity: kary a karoidy

Naopak ledovcové kary a karoidy, skalnaté výběžky a místa, kde se nejdéle hospodařilo, představují tzv. „horká místa“ (hotspoty) biodiverzity. Jejich vysoká druhová rozmanitost je udržována dynamickými přírodními procesy, zejména lavinovou aktivitou, která pravidelně narušuje vegetační kryt. Tato neustálá disturbance podporuje existenci široké škály rostlinných a živočišných druhů, které by jinak v konkurenčně stabilním prostředí horského lesa neměly šanci přežít. Ledovcový kar Velké kotliny je typickým příkladem tohoto fenoménu – na pouhých 100 hektarech se zde vyskytuje pestrá směsice druhů, která nemá v České republice obdoby (Obr. 2).

Obr. 2: Ledovcový kar Velké kotliny s extrémně vysokou biodiverzitou zejména díky pravidelnému narušování vegetace lavinami.



Ochrana a obnova biodiverzity tundry

Cílem obnovných managementových opatření v krátkodobém i dlouhodobém horizontu je udržení biodiverzity těchto unikátních ekosystémů v příznivém stavu. Vzhledem k rozdílné dynamice tundrových stanovišť je nutné zvolit specifické přístupy pro jednotlivé typy prostředí – zatímco „horká místa“ vyžadují ochranu narušujících procesů jako klíčového faktoru biodiverzity, „chladná místa“ mohou naopak vyžadovat aktivní zásahy k podpoře druhové rozmanitosti. Takové zásahy (kosení, pastva) se v současné době uplatňují například v druhově bohatých smilkových trávnících, které tvoří společně s druhově bohatými stanovišti na svazích karů a v okolí pramenišť přechodové zóny mezi horkými a chladnými místy biodiverzity.

2.1.2. Flóra a vegetace jesenické tundry

Subalpínské trávníky vrcholových partií Hrubého Jeseníku byly po staletí udržovány pastvou dobytka a senosečí. Po druhé světové válce však došlo k definitivnímu ukončení tradičního obhospodařování a následná ochrana přírody v podobě zcela bezzásahového režimu vyústila v pozvolnou sukcesí vegetace celého subalpínského stupně, pokles druhové bohatosti, zapojování a přerůstání vegetace subalpínských trávníků konkurenčně silnějšími druhy a nahrazování lišejníkového patra vyfoukávaných trávníků graminoidy.

Vegetace nad hranicí lesa je poměrně jednotvárná a druhově chudá. V současné době tvoří v hřebenových partiích dominanty společenstev dvě trávy: metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) a kostřava nízká (*Festuca supina*), na svazích se uplatňuje fyziognomicky vyšší tráva třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*) a na vlhčích místech též bezkolenec modrý (*Molinia caerulea*). Z literárních údajů však plyne, že se v době od konce 19. století do konce 2. světové války v (sub)alpínském stupni uplatňovaly i jiné dominanty a druhová diverzita společenstev byla větší (Bednář 1956; Jeník 1961; Klimeš & Klimešová 1991).

V poválečném období až do počátku 90. let 20. století se na hřebenech Jeseníků stále více uplatňovaly druhy metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*) a ostružiník maliník (*Rubus idaeus*), zatímco bojínek alpský (*Phleum alpinum*), bika bělavá (*Luzula luzuloides*) a jestřábníky z okruhu *Hieracium alpinum* agg. postupně mizely. Pravděpodobně kvůli pokračující vysoké depozici dusíku se šířily druhy jako třtina chloupkatá (*Calamagrostis villosa*), rdesno hadí kořen (*Bistorta officinalis*) a šťovík horský (*Rumex arifolius*), zatímco druhy smilka tuhá (*Nardus stricta*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) a b. brusinka (*V. vitis-idaea*) ustupovaly (Klimeš & Klimešová 1991). Pravděpodobně v důsledku globální klimatické změny dochází v poslední době naopak k opětovnému šíření borůvky a také smilky a k celkovému posunu vegetačních typů od druhově bohatších k druhově chudým trávníkům a také k druhově chudým vysokobylinným nivám (Klinkovská et al. 2023), až k úbytku vysokobylinné vegetace v celých Vysokých Sudetech (Fabšičová, Kočí; ústní sdělení).

V Jeseníkách je pravidelně na 73 trvalých plochách na hlavním hřebeni v (sub)alpínském bezlesí monitorováno 12 biotopů Natura 2000. Nejohroženější biotopy, kde zároveň dochází k odumírání trávníků a které byly objektem našeho studia představují vyfoukávané a zapojené alpínské trávníky. Se zmírňujícím se klimatem v průběhu zimy (méně drsné zimní počasí) z porostů mizí konkurenčně slabé, avšak silně stres tolerantní lišejníky na úkor konkurenčně silných travin (Obr. 3, 4).

Obr. 3: Vegetace zapojených subalpínských trávníků na vrcholu Jeleního hřbetu (1367 m). Na snímku z dronu je vidět čtvercová monitorovací plocha o velikosti 5x5 m. Dále část šachovnice terénního experimentu – plochy se strženým drnem, každá o velikosti 4x4 m.



Obr. 4: Odumřelé subalpínské trávníky s metličkou a kostřavou - vrstva suché stařiny. Příčinou je zřejmě extrémní počasí (sucho), ve kterém již přestárlé drny trav nedokáží přežít.



2.1.3. Paleoekologická rekonstrukce přírodního vývoje

Paleoekologický výzkum poskytuje komplexní pohled na vývoj a stav jesenického bezlesí v dlouhodobém časovém horizontu. Zkoumali jsme 97 cm hluboký profil (Obr. 5) rašeliništěm Velký Máj (Obr. 6). Spodních 7 cm profilu obsahuje velké množství minerální příměsi, a podle radiokarbonového datování pokrývá období od 790 před naším letopočtem (tj. od počátku doby železné) až přibližně do roku 1000 našeho letopočtu. Zbylých 90 cm je tvořeno čistou rašelinou, a bez výrazných mezer podrobně pokrývá celé poslední tisíciletí až do současnosti. Podle izotopového datování představuje 1 cm hloubky tohoto rašelinného sedimentu průměrně 12 kalendářních let.

Obr. 5: Profil vrchoviště Velký Máj (1385 m n. m.), odebraný pro paleoekologické analýzy. (Foto L. Dudová)



Obr. 6: Panorama rašeliniště Velký Máj s jezírkem (šlenkem) a kvetoucím suchopýřem pochvatým (*Eriophorum vaginatum*). Foto L. Dudová.



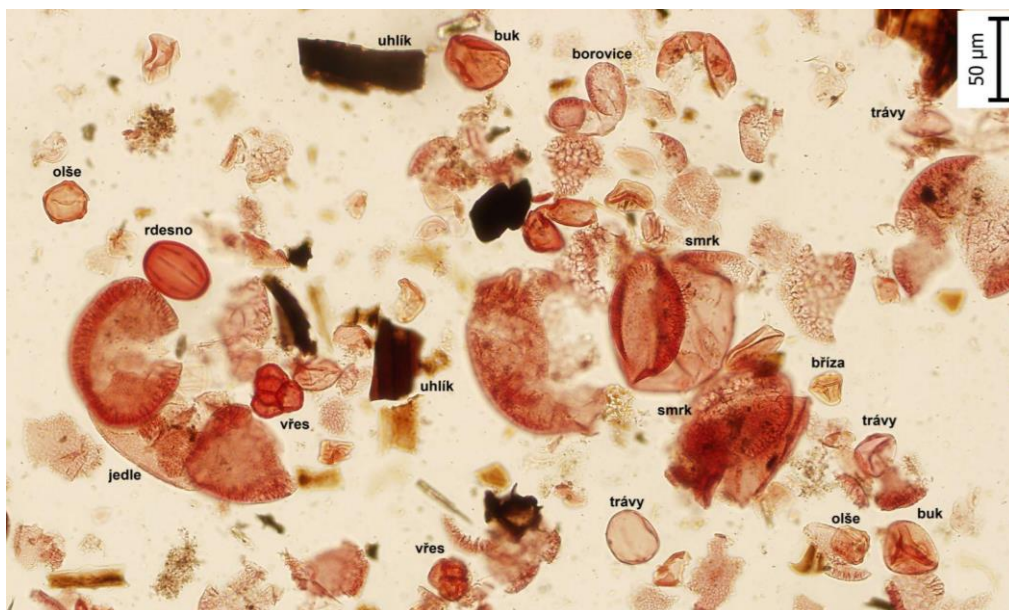
Pomocí analýzy pylu, spor, nepylových objektů a uhlíků (Obr. 7) jsme získali informace o vývoji přírody na hřebeni Velkého Máje za poslední téměř tři tisíce let. Ze složení pylu (Obr. 8) lze vyvodit, že v nejstarším období od 790 př. n. l. do 650 n. l. zde existovalo rozsáhlé, přirozené a druhově bohaté vysokohorské bezlesí. Zaznamenali jsme mnoho pylu trav (Poaceae), bylin, keřů brusnic (*Vaccinium* t., t. = pylový typ) a vřesu (*Calluna vulgaris*).

Přítomnost četných bylin, např. rdesno hadí kořen (*Polygonum bistorta*), druhy rodu silenka (*Silene*), mochna (*Potentilla* t.), sasanka (*Anemone* t.), oměj (*Aconitum* t.), protěž/starček (*Senecio* t./*Gnaphallium* t.), zástupci čekankovitých (*Cichoricaceae*) a také četné kapradiny společně indikují druhově bohatou vegetaci, pravděpodobně mozaiku dnešních vysokobylinných subalpínských niv a alpínských trávníků. Velmi nízké množství apofytů (tj. rostlin provázejících člověka, např. jitrocel kopinatý *Plantago lanceolata*) svědčí o tom, že toto prastaré bezlesí bylo přirozené a nebylo vytvořeno člověkem. Jeho existence byla pravděpodobně podmíněna extrémními klimatickými podmínkami na vrcholech.

Nízký podíl pylu dřevin (60 %) oproti bylinám (40 %) v pylovém spadu v nejstarším období (v době železné, římské a v době stěhování národů) svědčí o mnohem větší rozloze přirozeného bezlesí oproti současnosti. V recentním pylovém spadu z Velkého Máje je 90 % pylu dřevin a 10 % pylu bylin, ovšem v současnosti je v Jeseníkách celkem asi 1100 hektarů (sub)alpínského bezlesí. Z toho vyvozujeme, že (sub)alpínská vegetace v tomto nejstarším období pokrývala mnohem větší plochu než dnes.

Později, kolem 650 n. l. (období Sámovy říše), začíná podle pylového záznamu expandovat les a plocha bezlesí se postupně zmenšuje, až dosáhne svého minima kolem roku 1020 n. l. Na příštích asi 300 let pak zůstane množství pylu dřevin kolem 90 %, tedy podobné dnešním hodnotám. Tedy, v období raného středověku dochází k zarůstání bezlesí a v období vrcholného středověku je rozloha bezlesí na svém minimálním rozsahu. V tomto období nemáme žádné pylové indikátory hospodaření, avšak v profilu jsou přítomné mikrouhlíky svědčící o požárech, které mohly být přirozeného původu nebo souviset s lidskou činností. Důkazem požáru přímo ve vrcholových partiích Velkého Máje je výrazná vrstva uhlíků zachovaná v hloubce 91 cm zkoumaného rašelinného profilu. Analýza makroskopických uhlíků potvrdila přítomnost smrku, a to jak ve formě zuhelnatělého dřeva, tak i jehlic. Radiokarbonové datování zařazuje tuto požárovou událost do období mezi lety 674 a 824 n. l. Můžeme spekulovat, zda tento požár byl pokusem o zastavení procesu zarůstání hřebenů. Z dřívější antrakologické studie (Novák a kol. 2010) je zřejmé, že v období zarůstání lesem (raný středověk) byly požárové události častější než v době, kdy les dosáhl maxima (vrcholný středověk).

Obr. 7: Pylová zrna a mikrouhlíky ve vzorku z hloubky 94 cm, datovaném do doby železné, z rašelinného sedimentu odebraného na Velkém Máji.



Kolem roku 1330 n. l. vidíme zřetelný úbytek dřevin a nárůst trav, bylin a apofytů, což ukazuje na první rozšiřování bezlesí. Objevují se opět byliny charakteristické pro pravěké bezlesí, např. rdesno hadí kořen (*Polygonum bistorta*), čekankovité (Cichoriaceae) a starček či protěž (*Senecio* t./*Gnaphalium* t.). Ve stejné době byl zaznamenán nárůst spor koprofilních hub indikujících pastvu (*Sporormiella*, *Sordaria*), a také zvýšený přínos minerálních částic svědčící o narušování povrchu půdy v blízkém okolí. Proběhly také požárové disturbance, které jsou zřetelně rozpoznatelné zvýšenou depozicí makroskopických uhlíků na ploše vrchoviště. Stopy požárů jsou nicméně rozptýleny napříč celým jesenickým subalpínským bezlesím, jak dokládá výskyt smrkových uhlíků v půdě, jejichž radiokarbonové stáří se převážně pohybuje v intervalu let 1300–1600 n. l. (Novák et al. 2010). Tato kombinace paleoekologických indikátorů s vysokou pravděpodobností dokládá počátky pasteveckého využívání jesenických hřebenů kolem 1330 n.l.

Kolem roku 1630 n. l. dochází k dalšímu rozšíření bezlesí, podle nárůstu pylu bylin a ústupu dřevin v pylovém spadu. Objevují se i nové byliny, například úrazník (*Sagina* t.), kýchavice (*Verathrum* t.), zástupci miříkovitých (Apiaceae), jetel (*Trifolium*), a také větší množství trav a apofytů. Část těchto pylových indikátorů lidské činnosti mohla být větrem donesena z podhůří, ale například jitrocel kopinatý (*Plantago lanceolata*) a šťovík (*Rumex*) mohly růst přímo v (sub)alpínské zóně, což spolu s nálezy pylů jetele plazivého (*Trifolium repens* t.), lučního (*T. pratense* t.) a jitrocele velkého či prostředního (*Plantago major*/P. *medium* t.), spolu s častějším

výskytem spor koprofilních hub svědčí o intenzivnější pastvě. Tyto nálezy časově poměrně přesně odpovídají počátku organizované pastvy volů na hřebenech, které jsou doložené prostřednictvím archivních pramenů. Přítomnost mikrouhlíků dokládá pravidelný výskyt ohně v subalpínské zóně, který byl pravděpodobně spjatý s pastevectvím.

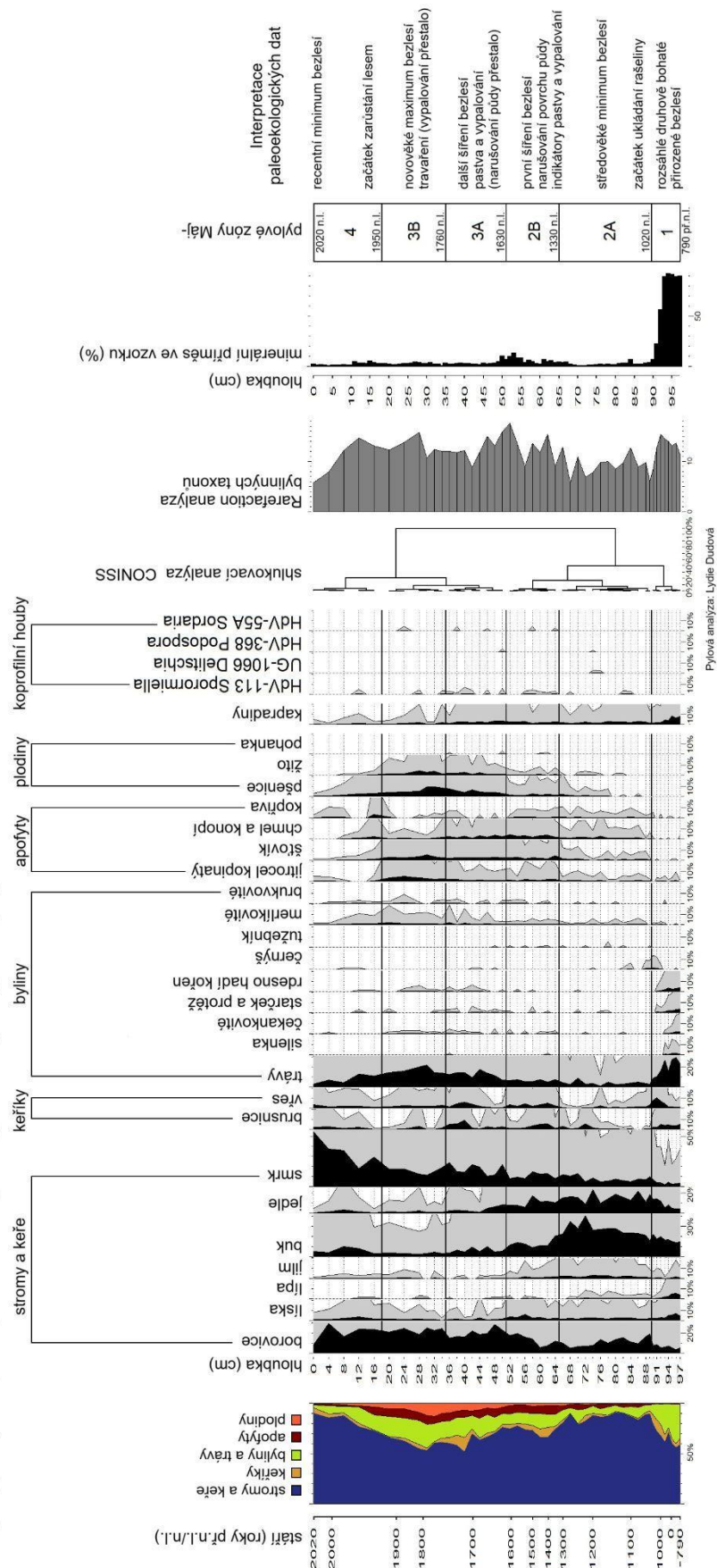
Okolo roku 1760 začalo další rozšiřování (sub)alpínského bezlesí, avšak pylový spad v této době ukazuje spíše na nárůst pylu trav (Poaceae) než bylin, což může demonstrovat změnu hospodaření z pastvy na travení – tedy na sečení trávníků a svážení sena do podhůří. V tomto období dochází k výraznému poklesu koncentrace mikroskopických uhlíků, což naznačuje zásadní změnu v režimu hospodaření (Obr. 9). Zatímco v předchozích fázích byly požáry pravděpodobně běžnou součástí pastevního managementu, s přechodem k produkci sena jejich význam zjevně ustoupil. V období 1760–1900 je v pylovém záznamu zachyceno maximální novodobé odlesnění, srovnatelné s hodnotami z nejstaršího období, zejména z doby železné. Vrchol odlesnění je datován kolem 1800 n. l., po něm začíná pozvolné zarůstání bezlesí, které zrychluje po roce 1950 a pokračuje až do současnosti.

Pylový záznam zde opět velmi přesně koresponduje s historickými událostmi, tentokrát po druhé světové válce, kdy došlo k náhlému ukončení předchozího hospodaření. V pylovém diagramu náhle mizí apofyty, a dále se zvyšuje množství pylu dřevin (zejména smrku) na úkor bylin a trav. Zarůstání vysokohorských trávníků lesem bylo později ještě podpořeno přechodem k bezzásahovému ochrannému režimu (Obr. 12). Dochází také k poklesu počtu druhů pylových typů, což může odrážet postupný pokles druhové diverzity (sub)alpínské vegetace. Vysazování borovice kleče a limby se v pylovém spadu neprojevovalo. Posledních několik desetiletí je obdobím novodobého minima (sub)alpínského bezlesí v pylovém záznamu, které hodnotami odpovídá minimu v době vrcholného středověku.

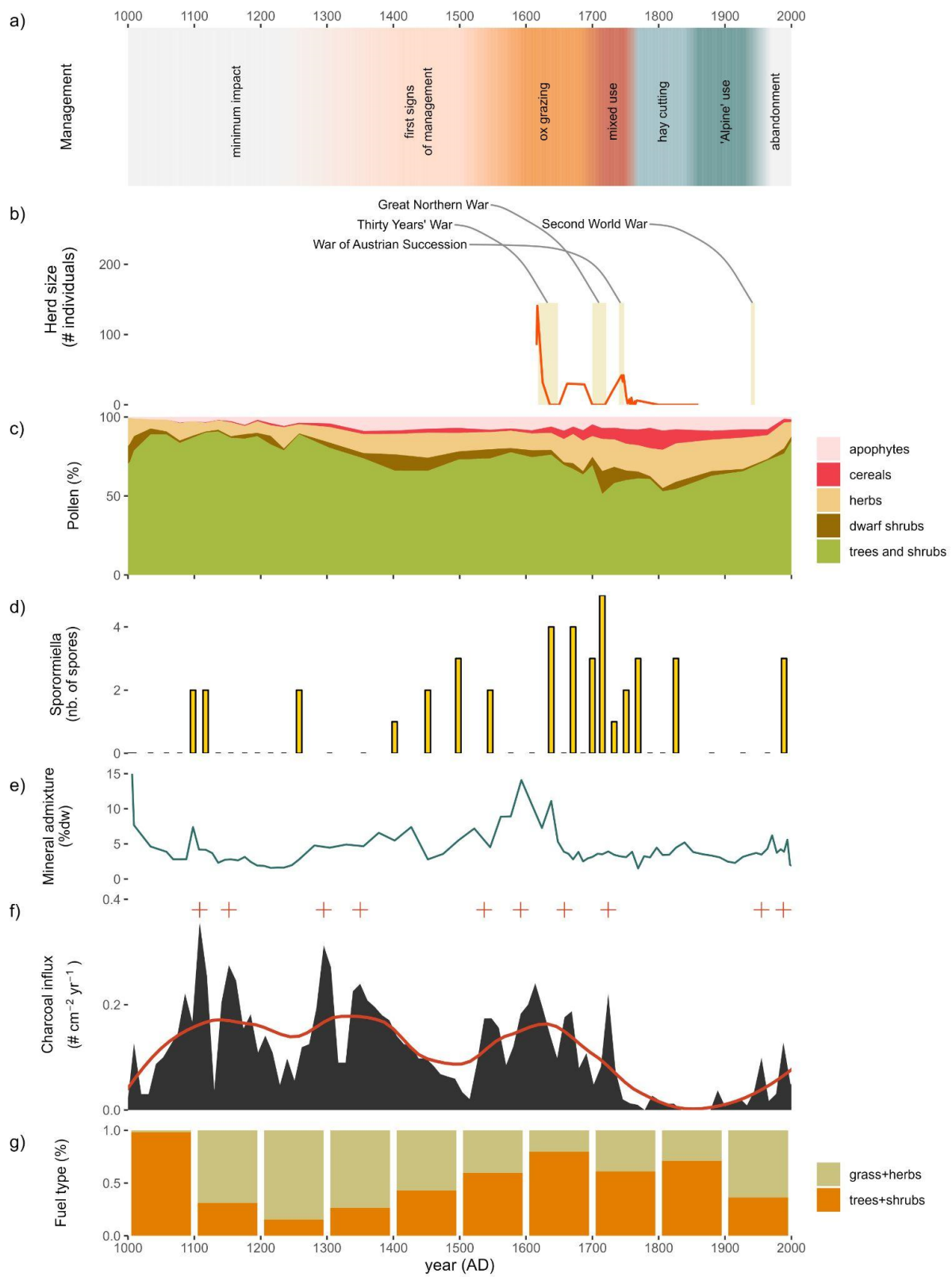
Obr. 8: Pylový diagram rašelinného profilu Velký Máj pokrývající téměř tři tisíce let.

Vlevo časová osa a osa hloubky, vedle kumulativní diagram zobrazující procentický podíl funkčních skupin v pylovém vzorku, dále jednotlivé křivky dominantních nebo významných pylových taxonů, spor kapradin a koprofilních hub (rostoucích na trusu zvířat). Dále shlukovací analýza CONISS zobrazující podobnost jednotlivých pylových vzorků, analýza druhové bohatosti Rarefaction, množství minerální příměsi v sedimentu, zonace diagramu podle pylového složení s přibližným datem hranice zóny, a nakonec interpretace paleoekologického záznamu.

Velký Máj (1385 m n. m.), Hrubý Jeseník, ČR - vybrané pylové taxony a nepylové objekty



Obr. 9: Souhrnný diagram znázorňující vegetační vývoj a hospodaření v subalpínské zóně Hrubého Jeseníku v minulém tisíciletí. a) Fáze převládajících forem hospodaření zjištěných na základě kombinace informací z paleoekologických a archivních zdrojů. b) Zastoupení hlavních funkčních skupin rostlin ve fosilním pylovém záznamu. c) Počet spor koprofilní houby *Sporormiella*, která indikuje přítomnost pasoucích se býložravců (volně žijících i domestikovaných). d) Minerální příměs (anorganické látky) stanovená metodou ztráty žíháním (LOI). Hodnoty jsou uvedeny v procentech hmotnosti sušiny (% dw). e) Výskyt lokálních požárů (červené křížky) odvozený z míry depozice mikroskopických uhlíků (černá plocha). Hlavní trend depozice mikrouhlíků (červená křivka). f) Klasifikace typů paliva historických požárů.



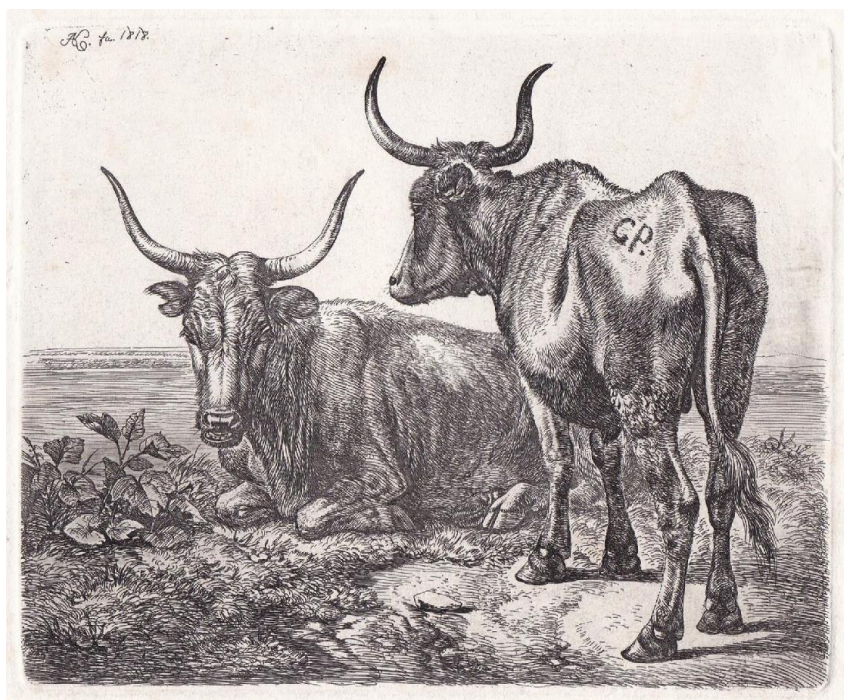
2.1.4. Historie hospodaření a antropogenní vlivy v subalpínském stupni Jeseníků

Na základě studia archivních pramenů (zejména dokumentů uložených v archivech v Opavě a Olomouci), zahrnujících historické písemnosti a mapové podklady, doplněného o analýzu terénních reliktní lidské činnosti, byla provedena rekonstrukce způsobů hospodaření na hřebenech Hrubého Jeseníku. Díky novým poznatkům můžeme sledovat vývoj využívání této krajiny přibližně od poloviny 16. století.

Horská pastva a evropský trh: Období volského hospodářství (1550–1700)

Nejstarší písemnosti pocházejí z roku 1610 a dokumentují již fungující organizovaný chov speciálního plemene volů a jejich pastvy v nejvyšších polohách Jeseníků. V období kolem 1550–1700 představovala pastva těchto tzv. polských volů patrně hlavní hospodářskou činnost v oblasti jesenických hřebenů (obr. 10). Každoročně bylo během letního období vyháněno na tyto hřebenové pastviny až sto kusů masného skotu (doložené maximum na panství Janovice 140 kusů v roce 1617). Tento způsob chovu byl součástí rozsáhlého celoevropského systému dálkového obchodu s dobyt看em, kdy desítky tisíc volů byly pravidelně převáděny z východní Evropy směrem na západ. Po dosažení cílových lokalit byli voli poraženi, a jejich maso, kůže a další produkty byly následně dodávány na městské trhy, např. v Norimberku či Benátkách. Část těchto volů byla odkoupena pro letní pastvu na jesenických vrcholech, a jejich maso se následně prodávalo na místních trzích, zejména v Šumperku.

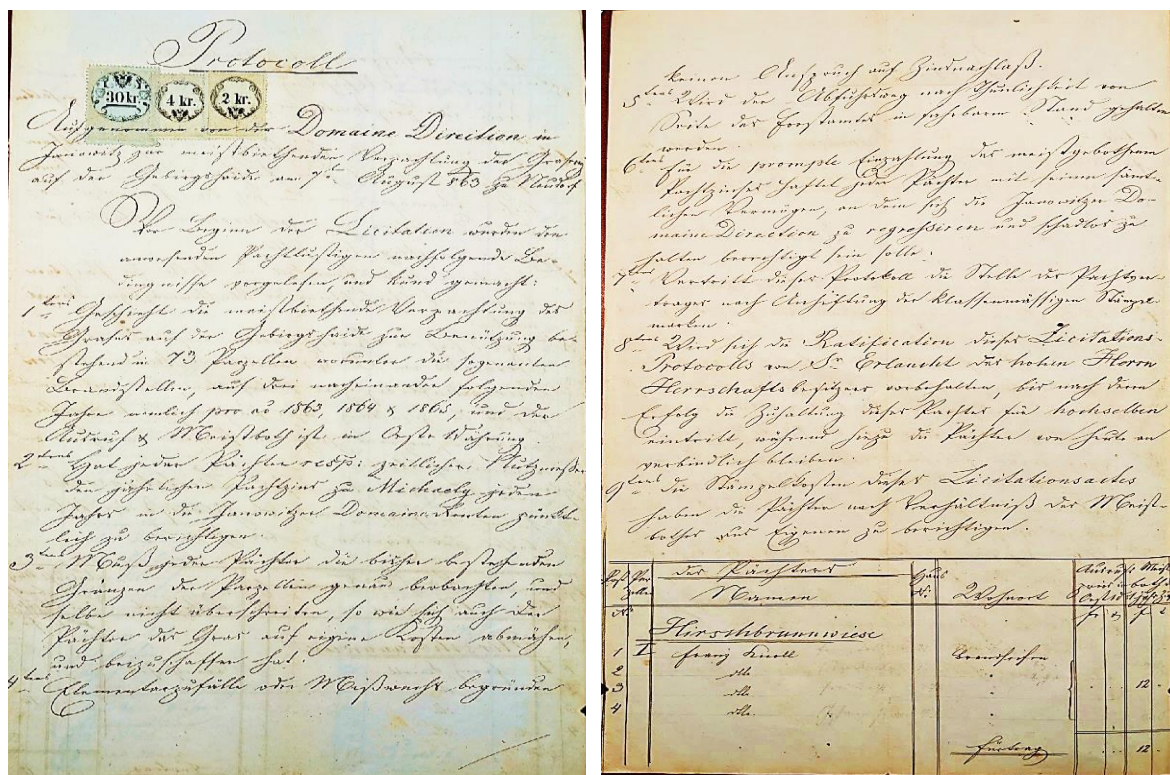
Obr. 10: Johann Adam Klein (1818): Die beiden polnischen Ochsen am Wasser.



Ústup pastvy a hledání alternativ (1700–1760)

V první polovině 18. století přestávala být pastva volů v oblasti jesenických hřebenu ekonomicky rentabilní. Důvodem byl útlum dálkového obchodu s dobytkem, způsobený mimo jiné ozbrojenými konflikty v Polsku a narušením tradičních obchodních tras. V reakci na tuto situaci začali vlastníci pozemků hledat alternativní způsoby hospodářského využití, aby nedocházelo k opuštění subalpínských pastvin. V tomto období dochází k postupnému přechodu od extenzivní pastvy k travení a produkci sena, které se postupně stává dominantní formou využívání horské vegetace. (Obr. 11).

Obr. 11: Protokol z dražby na sečení trávy z části horských holí (Gebirgshaide) na tři roky (1863–1865). Trávníky byly rozděleny na 73 parcel. Právo sečení trávy na prvních čtyřech parcelách na louce u Jelení studánky (Hirschbrunnwiese) vyhrál Franz Knoll ze Žďárského Potoka (Brandseifen). Zemský archiv v Opavě, pobočka Olomouc, Velkostatek Janovice, karta 425, inv. č. 3326, fol. 1.



Produkce sena na jesenických holích (1760–1850)

V období přibližně od 1760 do 1850 sloužily jesenické hole především k produkci sena. Po ústupu tradiční volské pastvy představovalo sečení trávy nejefektivnější formu hospodářského využití subalpínské vegetace. První archivní zmínky o této formě hospodaření pochází z roku 1685 a 1710. Seno představovalo důležitou komoditu pro zimní krmení hospodářských zvířat

v nižších polohách. Zpočátku byla činnost organizována prostřednictvím robotních povinností poddaných, kteří seno sklízeli na základě přímého nařízení vrchnosti. Postupem času se však tento systém ukázal jako ekonomicky neefektivní. V důsledku toho přistoupili vlastníci půdy k pronájmům dílčích ploch, které byly často zadávány formou veřejných dražeb.

„Alpský styl“ hospodaření a proměna využití horských holí (1850–1950)

Zhruba od poloviny 19. století se v Jeseníkách prosazuje nový způsob hospodaření inspirovaný alpským modelem. Pod jeho vlivem dochází k zavedení pastvy skotu a ovcí, za účelem produkce mléčných výrobků, zejména sýrů. Výrobky z horských salaší byly distribuovány například do lázeňských zařízení v Karlově Studánce, čímž vzniklo propojení mezi horským zemědělstvím a rostoucím lázeňstvím a turismem. Koncept tzv. „alpského stylu“ byl již v té době chápán jako moderní a progresivní způsob využití horské krajiny. Prvním nájemcem známé Švýcarsky byl dokonce hospodář původem ze švýcarských Alp, což dokládá snahu o cílenou adaptaci alpského hospodaření na podmínky Jeseníků.

S úpadkem ekonomické životaschopnosti tohoto modelu během první poloviny 20. století došlo k postupné transformaci původních salaší na zařízení sloužící turistickému ruchu. Posledním významnějším pokusem o oživení horského pastevectví bylo založení Desensko-pradědského pastevního družstva ve Velkých Losínách roku 1921 (obr. 12). Tato etapa hospodářského využívání však byla ukončena událostmi spojenými s druhou světovou válkou, které zásadně proměnily vlastnické, demografické i hospodářské poměry v regionu.

Obr. 12: Neuskutečněný plán Desensko-pradědského pastevního družstva z let 1934-1935.

Cílem bylo postavit mlékárnu přímo pod Pradědem. Zde se mělo prodávat „horské mléko a máslo“ (Gebirgs-MilchundButter), pro turisty byly připraveny stoly s lavičkami. Na Praděd se vine příjemná pěšina, nahoře je rozhledna Habsburgwarte. Zemský archiv v Opavě, pobočka Olomouc, Velkostatek Vízmbek, karton 224, inv. č. 975.



Zánik hospodaření a nástup ochrany přírody

Po druhé světové válce došlo v Jeseníkách k zásadní proměně socio-environmentálních vztahů. V důsledku poválečného odsunu obyvatelstva německého původu byly přerušeny tradiční formy hospodaření. Založením Státní přírodní rezervace Vrchol Pradědu v roce 1955 a následným rozšiřováním režimu přísné ochrany na většinu subalpínských lokalit byly veškeré zbývající hospodářské aktivity na hřebenech ukončeny a byl prosazen koncept ochrany přírodních hodnot. Horská krajina, dříve významně formovaná člověkem, byla ponechána působení čistě přírodních procesů. Paralelně se však rozvíjel turismus, zejména zimní sporty, které i nadále představují významný antropogenní vliv.

Shrnutí historie hospodaření

Nejstarší doklady o hospodaření na Jesenických hřebenech pocházejí z počátku 17. století a svědčí o organizovaném chovu speciálního skotu jako o podnikatelské činnosti vlastníků půdy. Majitelé panství chtěli využít specifické podmínky na hřebenech a inspirovali se hospodařením v jiných regionech. Náročnost této činnosti v drsném přírodním prostředí a společenské a politické události jejich podnikání narušovaly, až majitelé panství chov volů ukončili a přešli k travení, prostřednictvím robotní povinnosti nebo veřejné dražby. Pozdější alpské hospodaření

a turismus byl přerušen druhou světovou válkou, což vedlo k zániku tradičního hospodaření na jesenických hřebenech.

Vysokohorské hospodaření v Jeseníkách se v porovnání s jinými pohořími Střední Evropy jeví jako relativně marginální činnost. Hospodaření začalo poměrně pozdě, v porovnání například s Alpami, a nebylo klíčové pro obyvatelstvo v podhůří ani pro majitele panství. Důvodem je zřejmě odlehlost a relativní izolovanost nejvyšších vrcholů, a fakt že v podhůří byl zřejmě dostatek zdrojů a prostoru k hospodaření.

2.1.5. Tundra i pastvina: rekonstrukce vývoje horského bezlesí Jeseníků

Otázky o původu a minulosti (sub)alpínského bezlesí Hrubého Jeseníku může zodpovědět syntéza jednotlivých paleoekologických analýz a výsledků historického výzkumu. Kromě rozboru pylových zrn a spor byla provedena také analýza mikroskopických uhlíků, makrozbytků a chemismu rašelinného profilu Velký Máj. Máme tedy nově k dispozici multi-proxy paleoekologický záznam přírodního vývoje během téměř třech tisíců let přímo na hlavním jesenickém hřebeni. Díky podrobné chronologii bylo možné paleo záznamy propojit s poznatky o hospodaření, které přinesl historický výzkum, a které velmi dobře odpovídaly vysledovaným environmentálním změnám.

Zaznamenali jsme několik fází rozsahu vysokohorského bezlesí na hřebeni v blízkosti Velkého Máje: dvě fáze maximálního rozsahu bezlesí – v době železné a v době přibližně 1750–1850, a dvě fáze minimálního rozsahu bezlesí – v době 1000–1330 a posledních zhruba 30 let. Pro ochranu přírody je podstatná fáze minima ve vrcholném středověku, protože je to poslední období před začátkem prokazatelného vlivu člověka. Pylová analýza dokázala, že i v tomto období – době maximálního rozvoje lesa – existovalo na hlavním hřebeni klimaticky podmíněné (sub)alpínské bezlesí. Na druhou stranu, přítomnost uhlíků smrku v půdě na mnoha lokalitách hlavního hřebene (Novák et al. 2010), a také uhlíky a jehlice smrku nalezené v sedimentu Velký Máj dokládají přítomnost této dřeviny i na samotných vrcholech. Avšak jak mohlo existovat bezlesí a smrk současně na stejném místě? Domníváme se, že mezi (sub)alpínským bezlesím a nejvyšším zonálním pásmem lesa neexistovala ostrá hranice, která je pro současný ekoton horní hranice lesa v Hrubém Jeseníku charakteristická (Tremel, Banaš 2005). V období před výraznějším antropogenním ovlivněním se zde patrně nacházela široká přechodová zóna, v níž se les a bezlesí vzájemně prolínaly a koexistovaly. Zápoj smrkového lesa se stoupající nadmořskou výškou postupně klesal, porost řídnul až k osamoceným jedincům zakrslého vzrůstu na vrcholových plošinách. Tuto interpretaci podporuje míra depozice pylových zrn smrku na povrch rašeliniště na Velkém Máji, která se v posledním

tisíciletí pohybovala okolo průměrné hodnoty 254 zrn cm⁻² rok⁻¹. Tyto koncentrace odpovídají výsledkům z dlouhodobého monitoringu pylového spadu v Krkonoších (H. Svitavská, nepublikováno), kde byly v rámci ekotonu horní hranice lesa (nadmořská výška 1250-1450 m n.m.) zaznamenány hodnoty v rozmezí 170–490 zrn cm⁻² rok⁻¹. Mezernatá struktura porostu poskytuje dostatek prostoru pro koexistenci lesní i (sub)alpínské vegetace. Jedná se tedy o difúzní horní hranici lesa (Harsch a Bader 2011, Trembl 2017), podle dosavadních poznatků tvořenou převážně smrkem. Kromě smrku, jeřábu, břízy, vrby a jalovce (Novák et al. 2010) nebyla zatím během paleoekologických výzkumů na jesenických hřebenech nalezena žádná jiná dřevina – buk, jedle, borovice kleč, ani líska, o které uvažovali někteří autoři jako o možném zástupci chybějící kleče (Rybníček a Rybníčková 2004). Takováto difúzní horní hranice lesa tvořená smrkem bez kleče je v Evropě poměrně ojedinělý jev (Czajka et al. 2015).

Díky pylové analýze máme nyní informace o druhovém složení přirozeného jesenického bezlesí před prokazatelným začátkem hospodaření. Je zjevné, že mnoho bylinných druhů, které z pylového záznamu zmizely v době vrcholného středověku (maximum lesa), se vrátilo či začalo šířit po 1330 n. l., kdy se prokazatelně začalo na hřebenech s pastvou a vypalováním. Rarefakční analýza provedená na pylových taxonech bylin (Obr. 7) ukazuje, že druhová bohatost pylového spektra byla vyšší v období doby železné a intenzivnějšího hospodaření. Naopak během vrcholného středověku a v současnosti, kdy byl vliv hospodaření minimální nebo zcela chyběl, byl počet pylových taxonů bylin výrazně nižší. Z těchto poznatků vyplývá, že druhová bohatost rostlinných společenstev (sub)alpínské bezlesí reagovala na hospodářské aktivity člověka pozitivně. Vliv pastevectví na ekosystémy horských trávníků je totiž komplexní a pastva nemůže být považována za výlučně degradační faktor, jak byla v minulosti často chápána. Její přiměřená intenzita mohla podporovat heterogenitu stanovišť, omezovat expanzi konkurenčně silných druhů a vytvářet prostor pro přežití světlomilných taxonů. Významnou roli hrály i doprovodné aktivity jako je řízené vypalování pastvin, které dále pomáhalo redukovat rozsah keříkové vegetace, zrychlovalo mineralizaci stařiny a vytvářelo podmínky pro generativní rozmnožování mnoha druhů bylin. V takových podmínkách mohlo docházet ke zvýšení druhové diverzity, zejména bylin a trav, které jsou adaptované na disturbance a otevřená stanoviště. Tyto poznatky ukazují, že extenzivní pastva mohla sehrát klíčovou roli při formování a udržování druhově bohatých bezlesých biotopů v nejvyšších partiích Jeseníků. Pro současné i budoucí ochranné přístupy je proto důležité zohlednit nejen přírodní podmínky, ale také historický kontext využívání horské krajiny člověkem.

Paleoekologický a historický výzkum nejvyšších poloh Hrubého Jeseníku přinesl nové a významné informace:

- 1) Přirozené (sub)alpínské bezlesí bylo v oblasti Hrubého Jeseníku přítomno kontinuálně po dobu téměř tří tisíc let. Jeho rozsah kolísal v závislosti na klimatu a intenzitě lidského vlivu. Ani v obdobích s klimatickými podmínkami příznivými pro expanzi lesa – například během římského nebo středověkého teplého optima – nedošlo k jeho úplnému ústupu na azonální stanoviště, jako jsou skalní výchozy či lavinové dráhy.
- 2) Přirozená horní hranice lesa měla charakter široké přechodové zóny mezi supramontánní smrčinou a (sub)alpínskou vegetací bez ostrých hranic (difúzní horní hranice lesa). Dřeviny mohly růst izolovaně i přímo na vrcholových plošinách.
- 3) Přirozenou horní hranici lesa tvořil převážně smrk, doplněný o další druhy jako jeřáb, bříza, vrba a jalovec.
- 4) Vegetaci (sub)alpínského bezlesí tvořila přirozeně druhově bohatá společenstva, zahrnující široké spektrum trav, keřů (např. brusnice rodu *Vaccinium* a vřes *Calluna vulgaris*), rozmanitých bylinných taxonů a kapradin.
- 5) Nejstarší prokazatelný antropogenní zásah představuje rozsáhlý požár v období raného středověku. Výraznější lidské ovlivnění krajiny lze datovat přibližně od roku 1330 n. l., přičemž největší rozsah bezlesí je doložen kolem roku 1800 n. l.
- 6) Od 14. století sehrála v dynamice bezlesí klíčovou roli pastva spojená s vypalováním, která významně ovlivnila vegetační strukturu.
- 7) Nejvyšší druhová diverzita bylinné složky (sub)alpínského bezlesí byla zaznamenána během doby železné a následně v období intenzivního hospodářského využívání (pastva, vypalování).

Získané poznatky jednoznačně potvrzují, že současná struktura a druhové složení subalpínské vegetace v Jeseníkách byly zásadním způsobem formovány dlouhodobou interakcí člověka s přírodním prostředím. Tradiční formy extenzivního hospodaření (pastva, travení, kontrolované vypalování) přispívaly k udržování otevřeného charakteru krajiny, podpoře druhové diverzity a utváření specifických, ekologicky cenných společenstev horských luk. Naopak některé novodobé zásahy, jako jsou velkoplošné výsadby nepůvodních dřevin nebo introdukce kamzíka horského, vedly v řadě případů k degradaci stanovišť, poklesu biodiverzity a úbytku ohrožených druhů. Z výše uvedeného vyplývá, že zachování a obnova společenstev horského bezlesí vyžaduje aktivní přístup založený na pochopení historického vývoje a

cílených managementových opatřeních, která budou reflektovat přirozenou dynamiku vegetace i její kulturně-ekologický kontext.

2.1.6. Managementová opatření používaná k regeneraci a obnově původních ekosystémů v subalpínském bezlesí

Pastva

Pastva a související hospodaření, které ovlivňovaly dynamiku vegetace subalpínského a alpínského bezlesí od středověku, měly dlouhodobý vliv na zdejší ekosystémy. Doklady o novodobé pastvě skotu, zejména v oblastech Vysoké Hole (Obr. 13) a Švýcárny (Obr. 14), ukazují na pokračující vliv člověka.

Historie pastvy ve vrcholových polohách Hrubého Jeseníku

Současný stav parkovité horní hranice lesa v Hrubém Jeseníku a vegetace nad touto hranicí je výslednicí jak přírodních procesů, tak i dlouhodobých vlivů člověka (Buček, 2010). První zmínky o pastvě hospodářských zvířat ve vrcholových partiích Hrubého Jeseníku obsahují již první lesní řady z let 1541-1574 (Sokol 1965), počátek intenzivního vlivu člověka je většinou datován až do začátku 17. století (Jeník & Hampel, 1991 in Tremml & Banaš 2005; Rybníček & Rybníčková 2004). Zajímavé nové poznatky přinesla analýza uhlíků v půdních profilech nad současnou hranicí lesa. Výsledky datování vybraných uhlíků dokládají nástup středověké kolonizace nejvyšších partií Jeseníků už od přelomu 13. a 14. století, uhlíky z vrstev s jejich nejvyšším zastoupením byly datovány na přelom 14. a 15. století. Je pravděpodobné, že právě tyto vrstvy souvisí s počátky hospodářského využívání nejvyšších poloh Jeseníků, tj. s pastvou a sklízením sena, kdy byly pastevci z důvodu rozšíření plochy luk klučeny skupinky smrků na holích a vypalováno borůvčí, které se k pastvě ani sklizni sena nehodilo a historie hospodaření v jesenickém bezlesí je tak podstatně delší, než se dosud předpokládalo (Novák & Hédli 2007). Během 18. století se už prokazatelně páslo a sklízelo seno na celé řadě míst na hřebenech Hrubého Jeseníku, zejména v okolí Pradědu, Malého Dědu, Petrových kamenů a na celém Vysokoholském hřbetu, včetně Malé a Velké kotliny, jak o tom svědčí např. staré mapy a místy dosud patrné zbytky základů někdejších chlévů a salaší (např. „Volská stáj“ na SV výběžku Vysoké hole z roku 1736, stáje u pramene Mertvy pod Vřesníkem, stáje u Jelení studánky z roku 1759, salaš z konce 18. století v sedle mezi Velkým Májem a Jelením hřbetem v blízkosti Tří Studánek a další) (Jeník & Hampel 1992; Banaš & Tremml 2005), tehdejší místní názvy,

například Senné louky na jihozápadním výběžku Pradědu, či Volské louky východně od Mravenečníku nebo doposud zachovalá napajedla.

Ve vrcholném období (18. stol.) se zde údajně páslo až 300 kusů dobytka; zprvu se zde dopásali mladí volí, nakupovaní v Polsku a Uhrách (kvetl volský byznys), později je v menší míře a pouze krátkodobě nahradily ovce, jejichž chov byl méně náročný. Dovoz levné vlny z Austrálie a taktéž hrozba poškození lesů vedla k postupnému úpadku zdejšího pastevectví v druhé polovině 19. století (Koranda 1993).

Historie pastvy v okolí dnešní Švýčárny a Ovčárny

V okolí dnešní turistické chaty Švýčárna se s jistotou provozovala pastva a travní hospodářství již v 1. pol. 18. století (Koranda 1994). Když se podíváme blíže do historie Švýčárny, zjistíme, že okolí svádělo k pastevectví svým snadným přístupem a bohatým zdrojem vody pod hřebenem. Na mapě panství Velké Losiny ze začátku 18. stol. je v místech pod Malým Dědem vyznačen – tzv. Knoblochhaus (Česnekový dům), který sloužil jako sklad mléčných výrobků a obydlí pro pastýře. Majitelé oblasti chtěli zvýšit zdejší výnosy z pastevectví přenesením zkušeností z alpských luk. Budovali proto nové salaše, na které usazovali švýcarské salašníky. A právě v místě, kde stál mnohem starší, tehdy již opuštěný pastýřský příbytek - Česnekový dům, byla knížetem Lichtenštejnem v roce 1829 vybudována nová salaš, jejíž nájemníci byli původem ze Švýcarska (rodina Aegerterova). Tomuto místu se brzy začalo říkat Švýčárna. Objekt sestával z kamenné stáje pro více než sto kusů dobytka a několika dalších dřevěných budov. Velmi brzy ji začali vyhledávat také první turisté.

Později se pastevectví přestávalo vyplácet a v polovině 19. stol. (po r. 1860) bylo v podstatě zastaveno. Poté salaš sloužila už jen myslivcům a turistům. Když salaš vyhořela, nechali ji v roce 1887 Lichtenštejnové nahradit moderně vybavenou chatou, určenou výhradně pro turisty. Dále jsou zmínky o pastevectví v okolí Švýčárny ze začátku 20. stol., kdy po založení Desensko-pradědského pastevního družstva (v roce 1921) dosáhla pastva dobytka (především jalovic a býků) velkého rozmachu.

Oblast Ovčárny má také bohatou historii. Už její jméno (dříve byla též zvaná Ovčírna, německy Schäferrei) napovídá, že její historie spadá do dob, kdy se na vrcholcích jesenických hor pásli skot a ovce. Pastevectví s sebou přinášelo spolu s výstavbou hospodářských objektů pro ustájení dobytka také výstavbu salaší pro ovčáky. První salaš vybudoval Řád německých rytířů již v 18. století na bruntálském panství pod Malou holí. Ta však byla nakonec opuštěna. Z pramenů je známa další salaš, zřízená v r. 1820 při cestě z Karlovy Studánky na Vidly na úbočí Lyrového vrchu, později zvaná Stará Ovčárna, která však pro svou vzdálenost od hlavního hřebene časem

přestala vyhovovat potřebám pastvy, takže také zanikla. Jako nejvhodnější místo bylo nakonec vybráno úbočí pod Petrovými kameny, kde byla v roce 1863 vybudována tzv. Nová Ovčárna, na svou dobu poměrně dobře vybavená salaš. Protože byl objekt umístěn na hranici několika panství, stal se záhy oblíbeným místem setkání lesníků, profesorů a studentů při přírodovědných vycházkách. Zaměření chaty se začalo s úpadkem rentability pastvy na holích přesouvat stále více z oblasti pastevectví do oblasti pohostinství. Koncem 19. stol. (v r. 1889) byla Ovčárna přebudována na turistickou ubytovnu a chov ovcí zde byl ukončen pravděpodobně v tomto období. 22. prosince 1910 chata vyhořela, Řád německých rytířů brzy po požáru nechal vybudovat chatu novou, kterou postupně rozšiřoval. Po roce 1945 převzaly Ovčárnu do svého majetku Státní lesy a provoz se na čas dostal do soukromého nájmu. V roce 1949 přebrala chatu čs. armáda a vlastní ji dodnes (Hošek 1973; Koranda 1993).

Pastva ve vrcholových polohách Hrubého Jeseníku ve 20. století

V roce 1921, kdy bylo založeno Desensko-pradědské pastevní družstvo se sídlem ve Velkých Losinách, byla velká poptávka po půdě, přičemž tehdy nebylo možno získat vhodný půdní areál v blízkosti sídla družstva, takže nezbývalo než se zaměřit na vrcholy Jeseníků.

Středisko tehdejšího pastevectví bylo soustředěno na místě dnešní Kurzovní chaty vybudované pastevním družstvem právě za účelem sezónní pastvy skotu. Původně to byl přízemní objekt o rozměrech pouhých 40 x 10 m postavený z volně ložených kamenů, přesto poskytoval dostatečné místo pro plánovaný počet 150 zvířat. (Podle uzavřené smlouvy bylo družstvo oprávněno využít travního porostu spásáním od 15. května do 15. září 150 kusy skotu). Pasení a ošetřování zvířat vykonávalo 5-9 lidí (podle počtu kusů). Skot se pásal volně bez oplůtkového zařízení, přičemž ošetřovatelé udržovali stádo pohromadě pomocí cvičených psů. Na pradědskou pastvinu se zvířata dopravovala povozem do Koutů nad Desnou, a dále pak se jednotlivě vedla lesní cestou směrem na Švýcarsnu nebo do Vernířovic a dále cestou kolem Františkovy myslivny.

V roce 1924 získalo pastevní družstvo z pozemkové reformy od velkolosinského panství osamělý objekt v katastrálním území Vikýřovic o výměře 21 ha (dnešní Annov). Po dobu intenzivního růstu travního porostu byla tato údolní pastvina vždy zvířaty nadměrně zatížena. Každým rokem kolem 10. června docházelo zde k roztřídění mladého skotu; menší zvířata do živé váhy 220 kg v počtu 25-30 kusů zůstala na Annově a většími kusy se doplňovalo pradědské stádo.

Takový systém pastvy se uplatňoval také během druhé světové války, kdy se na pradědské pastvině pásal mladý skot i nečlenů družstva a početní stav stáda tehdy dosáhl 350 - 400 kusů.

V té době se dobytek pásal i na vzdálenějších místech mimo původně stanovený rozsah, bez ohledu na majitele půdního fondu.

Pradědská pastvina byla naposled obeslána v roce 1943, neboť v následujícím roce sloužily hřebeny Jeseníků vojenským účelům. V posledním roce činnosti (1944) disponovalo pastevní družstvo jen údolními objekty Maršíkov a Annov. Pokud jde o faktografický materiál o provozu pastvinářství na severní Moravě během okupace (1939-1944), zdá se s největší pravděpodobností, že se nezachoval ani jediný písemný záznam o výsledcích pastvy a hospodaření. Údaje zde uvedené za tento časový úsek byly získány na základě autentického ústního podání žijícího pamětníka, bývalého zaměstnance Severomoravského pastevního českého družstva, Miroslava Laštovičky (Mareček et al. 2005).

Obnova pastvy skotu a ovcí v okolí chat Švýcárna a Ovčárna ve 21. století

Kromě občasného sekání porostů u Švýcárny nebyl od poválečného období až do roku 2004 u travních společenstev v okolí chat Švýcárna a Ovčárna uplatňován žádný řízený management, což se projevilo pozvolným zarůstáním lokalit expanzivními druhy rostlin, jako je zejména brusnice borůvka nebo bika lesní.

Přestože efekt pastvy, kterou v 1. pol. 20. století ve vrcholových partiích Hrubého Jeseníku provozovalo tehdejší Desensko-pradědské pastevní družstvo, nebyl z hlediska výživy zvířat a živočišné produkce úměrný vynaloženým nákladům, dnes na problematiku horské pastvy a její význam můžeme nahlížet také z jiného aspektu, který byl v předešlém století velkou měrou opomíjen. Ze současných poznatků víme, že biodiverzita polopřirozených travních porostů střední Evropy stále klesá, a to jak z důvodu intenzivního hospodaření, tak z důvodu ponechávání málo produktivních ploch ladem (Merunková & Chytrý 2012). Travní hospodářství ve vrcholových partiích Hrubého Jeseníku mělo jako vedlejší efekt význam i z ochrannářského hlediska, neboť bránilo šíření některých silně konkurenceschopných či expanzivních druhů rostlin v travních porostech, které díky tomu byly v minulých dobách druhově bohatší, než je tomu dnes. O tom, že bezlesí v okolí Švýcárny a Ovčárny bylo ještě před několika desítkami let druhově podstatně pestřejší než v současnosti, svědčí celá řada floristických údajů z tohoto území (Kunz 1925; Laus 1927; Jeník & Hampel 1992). Po ukončení hospodaření začalo vlivem sukcese na dříve poměrně intenzivně pasených plochách během následujících desetiletí postupně docházet k šíření konkurenčně silnějších druhů a k poklesu druhové rozmanitosti cévnatých rostlin a živočichů.

Unikátní flóra a fauna Hrubého Jeseníku je v mnoha případech úzce vázána na biotopy, jež byly v minulosti prokazatelně ovlivňovány pastvou, proto si zachování druhové pestrosti i v dnešní

době žádá cílený management. Některá květnatá společenstva (*Thesio-Nardetum*, *Poo-Deschampsietum*) v Hrubém Jeseníku jsou z toho důvodu každoročně udržována a stabilizována kosením s cílem zabránit šíření expanzivních druhů, např. třtiny chloupkaté a brusnice borůvky (Bureš 2013).

Pastva se ve srovnání s kosením projevuje celou řadou odlišných aspektů (Krahulec et al. 1996; Mládek et al. 2006). Vlivem sešlapu a návratnosti živin na porost se mění fyzikální a fyzikálně-chemické vlastnosti půdy. Při pastvě většina živin zůstává na stanovišti, kde dochází k jejich zpřístupnění rostlinám. Podle Cartera (2002) in Holubík & Fučík (2013) vstup organických látek do půdy podněcuje vyšší aktivitu půdních mikroorganismů, což vede k rychlejší látkové výměně a k utváření stabilnější půdní struktury. Po čase, kdy dojde k ustálení dynamické půdní rovnováhy, se pastva projevuje i změnou vegetace.

Vzhledem k těmto skutečnostem se v posledních letech kromě kosení začíná opět obnovovat pastva na řadě míst v chráněných územích, kde byla v dřívějších dobách prokazatelně provozována (např. Bílé Karpaty, Krkonoše, Beskydy aj.). Zpravidla je testováno, zda znovuzavedení pastvy v určitých lokalitách povede ke zvrácení probíhajících negativních projevů sukcese po ukončení hospodaření a k opětovnému zvýšení druhové diverzity.

V posledních letech byla za podpory Agentury ochrany přírody a krajiny ČR - Správy CHKO Jeseníky experimentálně obnovena sezónní pastva hospodářských zvířat také v Hrubém Jeseníku v okolí chat Švýčárna (od roku 2012) a Ovčárna (od roku 2014). V roce 2018 se po více než 70 letech vrátily krávy i na úbočí Pradědu. Jde o vhodné lokality, neboť jsou to místa v minulosti pastvou prokazatelně dlouhodobě ovlivňovaná, zároveň hojně navštěvovaná turisty, pro které je pasoucí se dobytek vítaným zpestřením, zvířata jsou zde pod stálým dohledem provozovatelů chat a je zde dostupný přívod elektřiny pro elektrický ohradník i zdroj vody (Štencel 2012). Hlavním účelem obnovené pastvy skotu na lokalitě Švýčárna a pastvy ovcí v lokalitě Ovčárna je zejména ověřit možnosti obnovy a podpory biodiverzity (k vedlejším efektům obnovení pastvy patří např. krajínotvorná funkce, ale i atraktivita prostředí pro turistický ruch), přesto nelze opomíjet ani využití produkční funkce travních porostů, která úzce souvisí se zajištěním adekvátní výživy, potažmo zdraví a kondice pasených zvířat. Vliv pastevních aktivit na přírodní prostředí je od počátku rovněž každoročně sledován a hodnocen (Chlapek et al. 2024).

Obr. 13: Pastva skotu na Vysoké Holi



Obr. 14: Pastva u Švýčárny



Kosení subalpínských trávníků

Dobrý přehled o vzniku a obhospodařování trávníků v Evropě a v ČR podávají Hejzman et al. (2006, 2012).

Kromě pastvy bylo dalším typem obhospodařování subalpínských trávníků kosení. S kosením vybraných fragmentů trávníků a expandujícího borůvčí se ve větší míře započalo v roce 2017 v rámci komplexního projektu AOPK ČR na podporu biodiverzity horských biotopů v oblasti Pradědu (Havira et al. 2017). Projekt obsahuje opatření na podporu populací druhů a horských

biotopů, přičemž z celkové plochy bezlesí v pradědské části Jeseníků, která činí téměř 1000 ha, bylo vytypováno necelých 25 ha s dosud zachovalými zbytky druhově bohatých trávníků v minulosti jednoznačně ovlivněných hospodařením. Ty by se v následujících letech měly postupně opět kosit. Cílem tohoto opatření je do budoucna alespoň na malé ploše zachovat, případně i rozšířit zranitelné, antropicky podmíněné druhově bohaté typy vegetace a podpořit populace ustupujících vzácných a ohrožených druhů rostlin. Jsou totiž mnohdy posledními místy, kde se s některými z těchto vzácných druhů můžeme v Jeseníkách setkat.

V této souvislosti je nutné mít na paměti, že kosení je sice vhodnou alternativou a/nebo doplňkovým opatřením k pastvě, není však její plnohodnotnou náhradou (Černá et al. 2007).

Od r. 2009 jsou k dispozici v Jeseníkách dlouhodobá data ze sečení experimentálních ploch, ze kterých vyplývá, že sečení jednoznačně podporuje přežívání vzácnějších a konkurenčně slabých druhů. Prvních pět takových ploch, kde se sledoval vliv sečení na druhové složení subalpínské vegetace, založil Leo Bureš v Cimrmanově zahrádce na okraji Velké kotliny již v roce 1990 a postupně přibývaly na různých místech bezlesí další, například na Vysoké holi v roce 2004.

Po roce 2010 se sečené plochy, omezené dosud jen na experimentální čtverce, začaly rozšiřovat i do dalších partií s dosud přežívajícími vzácnými druhy, jako např. sasanka narcisokvětá, běloprstka bledavá, zvonek vousatý, zvonečník hlavatý, violka sudetská aj., s cílem zastavit zarůstání těchto ploch zejména borůvkou. Do roku 2015 se sečení provádělo už na 3–4 ha ročně. Po devíti letech provádění plošného sečení se potvrzuje jeden z očekávaných předpokladů, tedy že ne všechny typy alpínských trávníků je třeba sekat každoročně a některé typy vegetace pro své udržení zásahy nepotřebují vůbec. Vysokohorské prostředí je konzervativní a procesy jsou zde pomalejší než v nižších polohách. Pro udržení stabilizovaných typů vegetace a předcházení jejich degradaci a úbytku druhů bude stačit provádět sečení např. jednou za dva nebo tři roky. Tato skutečnost přináší tu výhodu, že i přes finanční náročnost sečení v odlehlých hřebenových polohách lze při vhodné rotaci péči optimalizovat tak, aby údržba „hotspotů“ biodiverzity v rámci přibližně 800 ha bezlesí v oblasti Pradědu byla dlouhodobě udržitelná (Chlapek et al. 2024).

Vysekávání borůvky

V roce 2015 v rámci testování managementových postupů proběhlo v Jeseníkách první odstranění borůvky na ploše přibližně 0,5 ha. V letech 2017 až 2023 již probíhalo sečení v

rozsahu cca 5–17 ha ročně. Přitom se ukázalo, že úplné potlačení borůvky je dlouhodobou záležitostí a pro její oslabení a zastavení dalšího šíření je třeba plochy s borůvkou sekat opakovaně (Chlapek et al. 2024).

Odstanění kleče

V různé míře zapojené porosty kleče porůstají okolo 350 ha subalpínského bezlesí (www.jeseniky.aopk.gov.cz). Postupné zalesňování jesenických holí klečí popisuje na jednotlivých panstvích Hošek (1964). Rozsáhlé zalesňování v okolí Pradědu a Vysoké Hole se provádělo v letech 1887–1920. Z kleče byl vytvořen široký pruh nad vrstevnicí 1390 m, který byl v roce 1920 souvisle zapojen. Výskyt kleče na dalších místech jesenického hřebene ukazuje i na jiné podobné akce (Holubičková 1980). K dalšímu rozsáhlému vysazování kleče došlo v 70. letech 20. století v prostoru západně od Petrových kamenů (Banaš et al. 2001). Rozrůstající se plochy borovice kleče mění podmínky prostředí: hromadí se zde více sněhu, což brání promrzání půdy, mění se teplotní, vlhkostní i světelné podmínky. Kleč mění chemismus i vlhkost půdy. Všechny tyto změny přímo ovlivňují vegetaci i druhy rostlin a živočichů, které byly adaptovány na drsné podmínky subalpínského bezlesí. Správa CHKO Jeseníky postupně přistupuje k odstranění kleče ve vrcholových partiích. Současně je dlouhodobě monitorována sukcese vegetace po odstarnění kleče (Zeidler & Banaš 2018).

Vypalování

Oheň může být považován za jednu z nejstarších technik používaných při klučení lesů, udržování travinných porostů či ke zvýšení kvality píce pro pastvu hospodářských zvířat, jak dokládají údaje z evropských pohoří jako jsou Alpy, Karpaty, Pyreneje nebo Massif Central, kde byly pastevní areály rozšiřovány a udržovány pomocí vypalování (Coughlan 2013; Valese et al. 2014). Stopy po této činnosti se dochovaly jak v sedimentech rašelinišť a jezer, tak i v půdním prostředí, v podobě vysokých koncentrací zuhelnatělého rostlinného materiálu. Oheň je již po tisíciletí přirozenou součástí také naší horské krajiny, jak dokládají naše výzkumy subalpínského bezlesí v Jeseníkách uvedené v předchozích kapitolách. Z hlediska ochrany přírody může metoda řízeného vypalování porostů významně podpořit výskyt vzácných a ohrožených druhů rostlin a živočichů. Vypalování vytváří mikrostanoviště s rozvolněnou vegetací a obnaženým substrátem, čímž poskytuje vhodné podmínky i pro šíření konkurenčně méně úspěšných druhů, zejména některých bylin. Řízené vypalování se napříč Evropou prosazuje jako perspektivní nástroj pro management polopřirozených přírodních ekosystémů (Vogels 2009; Goldammer & Page 2000; Bruce & Goldammer 2004). Historické vypalování

brusnicové vegetace v subalpínském stupni lze do značné míry analogizovat s tradičním managementem vřesovišť v oceanické části Evropy. Přestože nejde o totožný typ vegetace, tak druhové složení rostlinných společenstev, fyziognomie a požární charakteristika se z podstatné zčásti překrývá (Montiel & Kraus 2010; Sedláček, Marhoul & Dušek 2015). Poznatky z oblasti požárové ekologie vřesovišť tak lze s určitou mírou obezřetnosti využít i v podmínkách ČR. Brusnice borůvka reaguje na vypálení výrazným snížením pokryvnosti. Výsledky sledování sukcese po požáru u Labské boudy v roce 2018 jasně prokazují, že v původně zapojených porostech brusnic dochází k redukci keřů až o 80 % (Adámek, nepubl). Zároveň dochází k rozvoji pokryvnosti trav z 10 % až na 60 % (Adámek, nepubl). Vliv narušení ohněm je zřetelný i po 3 letech regenerace porostu. Z uvedeného vyplývá, že využití řízeného vypalování za účelem snížení dominance brusnic a podpoření trav je perspektivní nástroj. K dosažení efektu je nezbytné překročit teplotu 600 °C (Mallik & Gimingham 1985), která odpovídá požáru střední intenzity.

Hnojení

Vlivem hnojení (ať už formou minerálních nebo statkových hnojiv) dochází ke snížení druhové diverzity trvalých travních porostů. Prokázali to např. Vozár & Jančovič (2004), kteří zmiňují, že zvláště nadměrná dotace dusíku působí na složení porostu nejrychleji a nejintenzivněji, přičemž při pravidelné vyšší úrovni dusíkatého hnojení (240 kg N.ha⁻¹) může docházet ke snižování celkového počtu druhů v travních porostech o 50-60 %. Hrevušová et al. (2009) při hodnocení dlouhodobého pokusu, založeného v roce 1966 na lokalitě Černíkovec (35 km jižně od Prahy) v nadm. v. 363 m n.m., zjistili také nejnížší hodnoty druhové diverzity u porostů hnojených N₄₀₀PK, a to i 16 let po poslední aplikaci hnojiv. Je prokázáno, že hnojení pouze dusíkem podporuje nárůst biomasy trav, naopak hnojení fosforem podporuje šíření bylin a také kvetení (Krahulec et al. 1995; Pavlů et al. 2017).

Environmentálně orientované způsoby hospodaření s travními porosty by však měly zohledňovat nikoliv pouze nadměrné hnojení dusíkem, ale brát v potaz rovněž redukci dávek fosforu, jak to vyplývá ze zjištění Hejcmana et al. (2007). Autoři hodnotili dlouhodobý experiment s travními porosty, který byl založen v Německu (pohoří Eifel, Rengen, nadm. v. 475 m n.m.) na pokusné stanici univerzity v Bonnu v roce 1941. Sledovány byly kombinace aplikace minerálních hnojiv: Ca, CaN, CaNP, CaNP-KCl a CaNP-K₂SO₄ + kontrolní varianta bez hnojení. Největší rozdíly byly zjištěny mezi variantami bez a s aplikací fosforu. Pokryvnost mechů byla nejvyšší u porostů bez P hnojení a negativně korelovala s výškou porostu a

s druhovým zastoupením cévnatých rostlin (druhovou diverzitou). Druhová diverzita byla nejvyšší u porostů pouze vápněných, což autoři zdůvodňují tím, že úprava původně kyselé půdní reakce vedla k uplatnění širšího spektra rostlinných druhů. Nejnížší druhová diverzita byla zaznamenána u porostů CaNP. Aplikace draslíku druhové bohatství významně neovlivnilo. Z „rengenského experimentu“ vyplynulo, že pouze aplikace dusíku nemusí mít vždy negativní dopad na druhovou diverzitu, a to zvláště pokud není hnojení dusíkem současně doprovázeno aplikací dalšího limitujícího prvku – fosforu. Významný vliv právě fosforu na strukturu vegetace a druhovou diverzitu zmiňují také další autoři (Wassen et al. 2005; Bullock & Pywell, 2005).

Toto zjištění může být podloženo i dalšími výsledky Hejcmana et al. (2010a). Na základě vyhodnocení výsledků pomocí RDA analýzy autoři uvádějí, že nejvýznamněji druhové složení u sledovaného experimentu ovlivnil obsah P, K a Mg v půdě, dále půdní reakce a produkce biomasy. Při hodnocení stejného experimentu z hlediska výskytu vzácných druhů orchidejí (prstnatec plamatý, vemeník dvoulistý a bradáček vejčitý) v porostech využívaných dvousečným způsobem (Hejcman et al. 2010b) bylo potvrzeno, že zvýšená dostupnost dusíku v půdě může vést k vymizení orchidejí z porostu, ale pouze v tom případě pokud je dostupnost fosforu natolik vysoká, že umožní uplatnění produktivních vysoce konkurenceschopných druhů rostlin, které pak na eutrofních půdách lépe obstojí v konkurenci o světlo.

Mechanické odstranění drnu (svrchní vrstvy půdy)

Projekty obnovy s odstraněním svrchní vrstvy půdy jsou stále vzácné kvůli vysokým nákladům (Török et al. 2011) a většina výzkumů prováděných v těchto systémech se zabývala pouze krátkodobou (≤ 10 let) úspěšností obnovy. Proto je počet studií, které hodnotily dlouhodobou úspěšnost odstraňování svrchní vrstvy půdy, nedostatečný, ale pomalu se zvyšuje. Tyto studie společně ukázaly, že rostlinná a hmyzí společenstva mají z odstranění svrchní vrstvy půdy a doplnění semen prospěch a úspěšně se vyvíjejí směrem k cílovým referenčním ekosystémům. Rostlinným společenstvům prospěl úbytek živin v půdě po odstranění svrchní vrstvy půdy, o čemž svědčí vyšší počet rostlinných druhů a vyšší diverzita. Kromě toho odstranění svrchní vrstvy půdy silně podpořilo opětovné rozšíření rostlinných druhů cílového rostlinného společenstva (Resch et al. 2022).

Plošně malým managementovým opatřením na jesenických hřebenech bylo i úplné odstranění drnu na pěti plochách o celkové výměře 0,4 ha ve vrcholové části Vysoké hole v roce 2017 a následně na ploše 0,5 ha v roce 2024 (Chlapek et al. 2024).

2.2. Výzkum aktuálního stavu vegetace a vegetačních změn, rozkladu celulózy a kvality půdy subalpínských trávníků

Pokusili jsme se příčiny pozorovaných vegetačních změn a odumírání subalpínských trávníků rozklíčovat v kontextu globální klimatické změny a chybějících managementových opatření. Použili jsme jednak metody monitoringu, jednak experimentální přístupy. Na velkém měřítku (makropohled) jsme použili metody dálkového průzkumu Země (DPZ), pomocí nichž vznikaly vegetační mapy zaměřené na současný zdravotní stav trávníků, detekci jejich odumírání a také na topograficky podmíněná rizika možného odumírání trávníků v budoucnu.

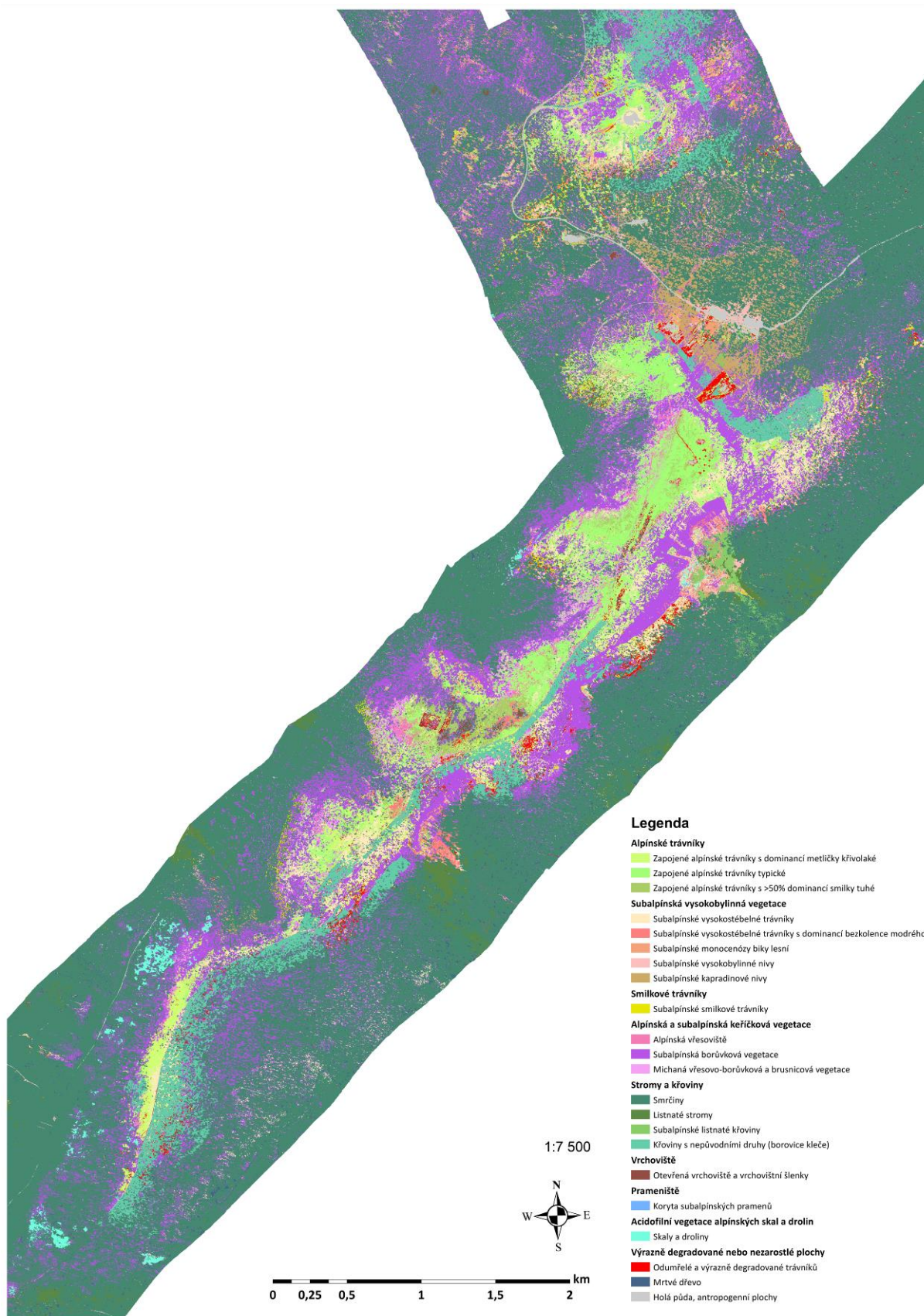
Navázali jsme studiem recentní dynamiky vegetačních změn na monitorovacích plochách (mikropohled) a na experimentálních plochách jsme simulovali tři typy obnovného managementu trávníků.

2.2.1. Mapa aktuální vegetace hlavního jesenického hřebene

K tvorbě mapy aktuální vegetace (Obr. 15) byly využity letecké hyperspektrální snímky (2021) a satelitní snímky a následně byla aplikována řízená klasifikace biotopů na základě algoritmu strojového učení Random Forest. Mapování je formou nově pořízených leteckých snímků multispektrální kamerou, kde jednotlivé kanály byly kombinovány tak, aby co nejlépe postihly vegetační typy odpovídající biotopům Natura 2000. Jako pomocné zdroje byly použity letecký snímek, multispektrální 6kanálové snímky ze září 2021 a července 2022, stejně jako digitální model reliéfu získaný z LIDARu.

Terénní kalibrace vegetačních typů byla založena na expertně určené klasifikaci přesně lokalizovaných bodů – ploch monitoringu Natura 2000 nebo nezávislých bodů identifikovaných přímo v terénu (více než 800 polygonů s popisem vegetačního pokryvu). Prostorové rozlišení rastrové mapy je 0,5 m, minimální mapovací jednotka (MMU) je 2 metry čtvereční. Prostorové pokrytí: hlavní hřeben Jeseníků (Pecný–Praděd).

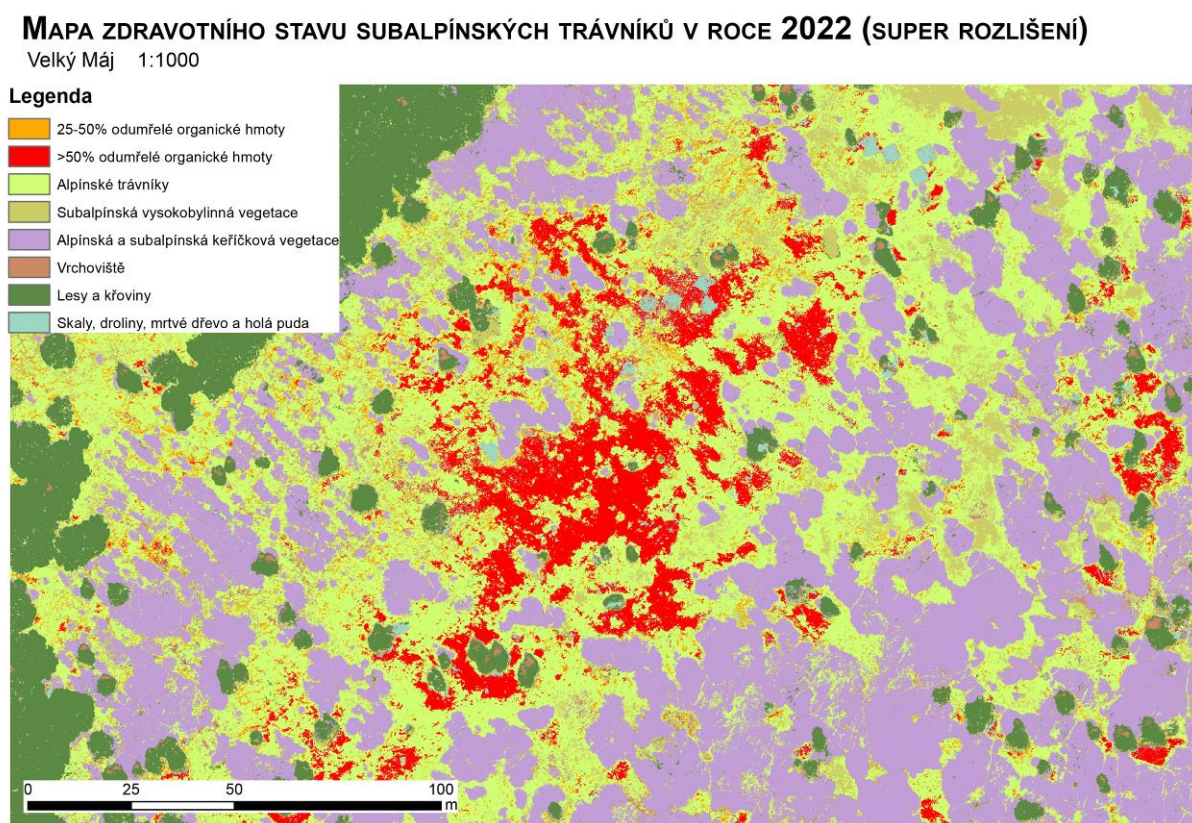
Obr. 15: Mapa aktuální vegetace jesenického hřebene. Mapa byla vytvořena pomocí analýzy leteckých snímků pořízených hyperspektrální kamerou v červenci 2022. Obsahuje 22 jednotek včetně vegetačních typů subalpínského a alpínského bezlesí.



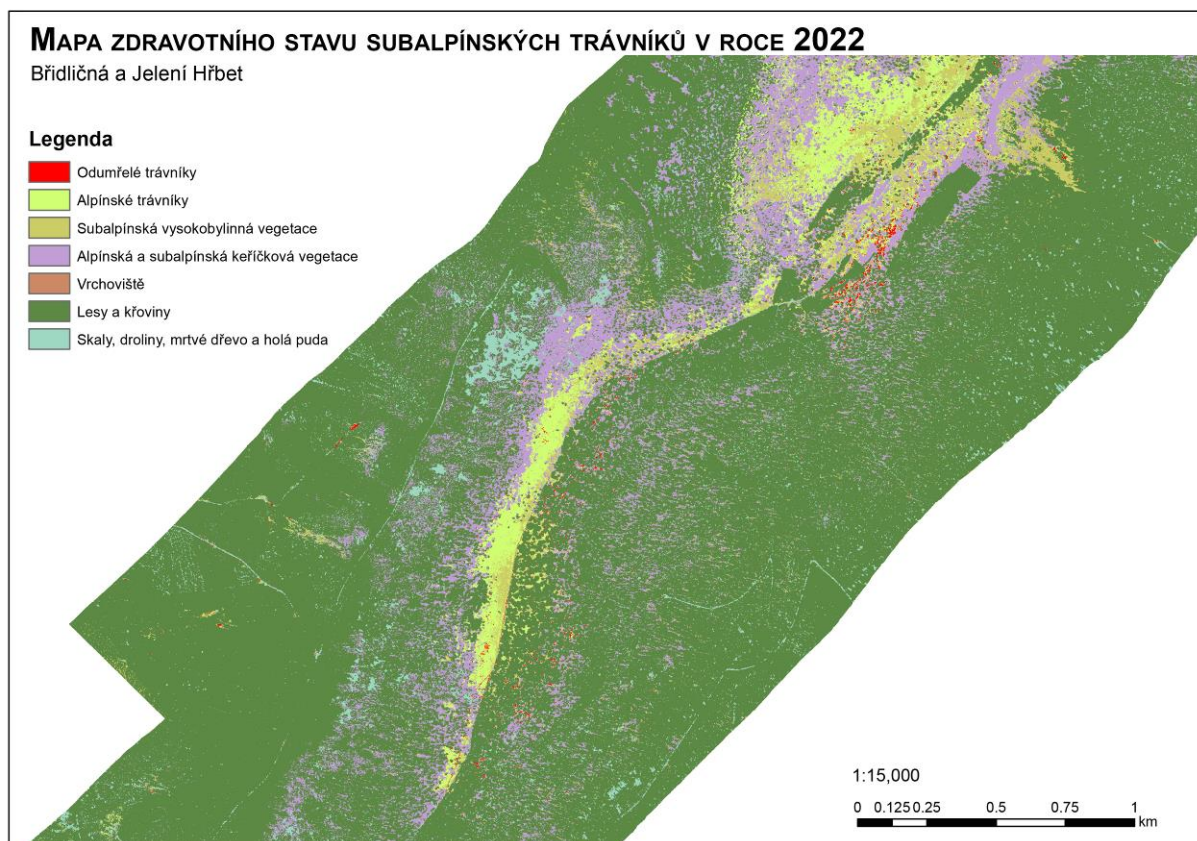
2.2.2. Mapa zdravotního stavu subalpínských trávníků

Na základě detekce odumírání trávníků, byly obdobným způsobem jako mapa aktuální vegetace vytvořeny detailní vegetační mapy zdravotního stavu trávníků v oblasti sledovaného hřebene v letech 2021 a 2022 (Obr. 16, 17). Tyto mapy mohou dále sloužit jako podklad k budoucímu monitoringu stavu trávníků včetně sledování regenerace původně odumřelých ploch.

Obr. 16: Mapa zdravotního stavu subalpínských trávníků v r. 2022 na lokalitě Velký Máj.



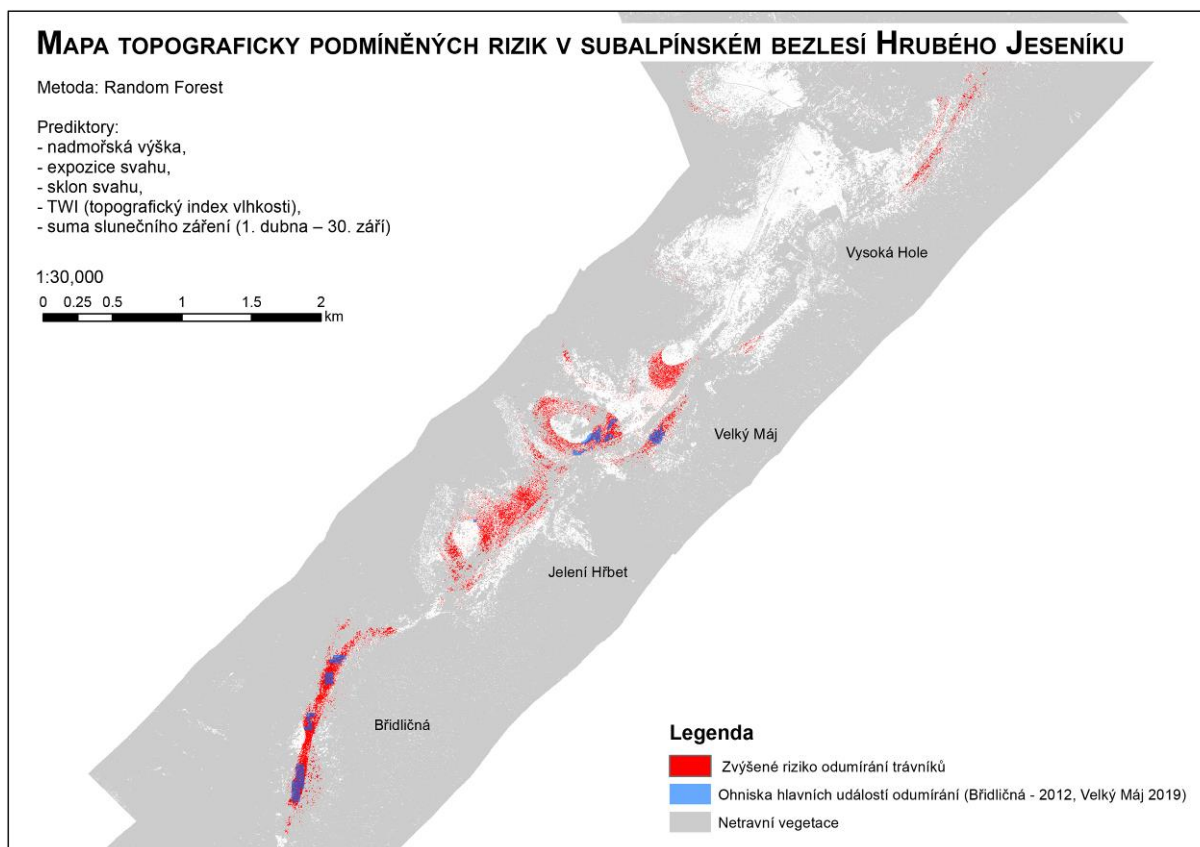
Obr. 17: Mapa zdravotního stavu subalpínských trávníků v r. 2022 na lokalitách Břidličná a Jelení hřbet.



2.2.3. Mapa topograficky podmíněných rizik

Na základě kombinace dat o místech odumírání a parametrech reliéfu (nadmořská výška, sklon a orientace svahu, topografický vlhkostní index a suma slunečního záření) byla vytvořena mapa, která identifikuje míru rizika odumírání subalpínských trávníků (Obr. 18). Příslušná analýza byla dále doplněna o mikroklimatická měření a mapování hloubky půdy jako jednoho z možných faktorů podílejících se na odumírání trávníků. Tato mapa umožní zacílit managementová opatření na místa, kde bude jejich efektivita nejvyšší.

Obr. 18: Mapa topograficky podmíněných rizik ve vrcholových partiích Hrubého Jeseníku.



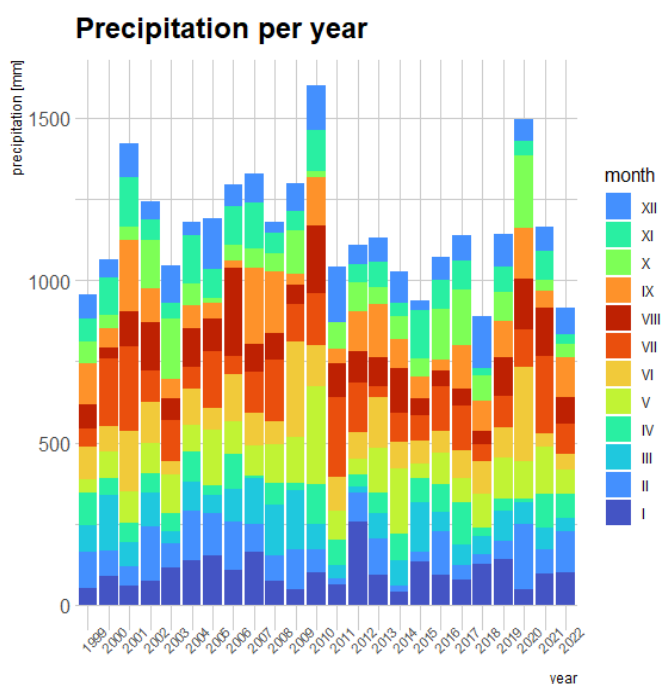
2.2.4. Monitorovací plochy – přirozená sukcese

V rámci studia vegetačních změn a regenerace subalpínských trávníků jsme se nejprve zaměřili na sledování přirozené vegetační sukcese na trvalých monitorovacích plochách.

Studovali jsme vrcholový hřeben Hrubého Jeseníku táhnoucí se od Vysoké hole (1464 m n. m.) asi 6 km jihozápadně k hoře Pecný (1330 m n. m.; 50.0629814N-50.0220636N, 17.2435897E-17.1821933E), kde bylo v letech 2003, 2012 a 2019 pozorováno rozsáhlé odumírání subalpínských trávníků. Na plošinách jižní (pod Pecným vrchem), střední (Velký Máj) a severní (Vysoká hole) části hřbetu se střídají konvexní vrcholy (Břidličná a Jelení hřbet) a konkávní reliéf sedel (např. Jelení studánka). V podloží převažují metamorfované horniny (hlavně fylity, málo metadolerity), někde jsou promíseny s deluviálními sedimenty (www.mapy.geology.cz). Velmi kyselé půdy (v rámci vegetačních ploch pH 2,3-3,2 měřeno v CaCl₂) celého hřbetu jsou zastoupeny rankery a podzoly (www.mapy.geology.cz), zatímco rašeliniště na vrcholu Velkého Máje pokrývá rašelina.

V období 1970–1990 činila průměrná roční teplota na vrcholu Praděd (1490 m n. m.; bývalá klimatická stanice; www.chmi.cz) 1,2 °C, zatímco Dolák et al. (2023) prokázali výrazný nárůst průměrných ročních teplot v severomoravské oblasti mezi obdobími 1961–1990 a 1991–2020 o 1,12 °C v nadmořských výškách 1400–1492 m n. m. a o 1,06 °C v nadmořských výškách 1300–1399 m n. m. Potvrdili také, že se zde rychleji oteplovalo v letní polovině roku než v zimní polovině roku. Současně prokázali vyšší oteplení ve vyšších polohách než v nižších nadmořských výškách v období 1991–2020, což bylo opačně než v předchozím období 1961–1990. Průměrný roční úhrn srážek za období 1999–2022 činil u dolní nádrži Dlouhé Stráně (4,5 km SZ od Vysoké hole; 823 m n. m.; www.chmi.cz) 1115 mm, přičemž za rok 2018 bylo zjištěno minimum 890 mm a za rok 2010 maximum 1600 mm (Obr. 19).

Obr. 19: Srážkové úhrny za rok - Dlouhé stráně - dolní nádrž, 823 m n. m., 4.5 km od Vysoké hole (www.chmi.cz)



Přestože v průběhu holocénu docházelo ke kolísání horní hranice lesa a bezlesí vázané převážně na teplotu muselo na určitou dobu téměř zaniknout (Tremml et al. 2008), doložený výskyt diverzifikovaných společenstev striktně závislých na bezlesí zde potvrzuje zachování alespoň ostrůvků dlouhodobých bezlesých enkláv (Jeník 1961; Bureš 2022). Intenzivnější vliv člověka je zde podrobně doložen od 17. století, kdy byla vrcholová oblast s různou intenzitou využívána jako pastviny pro voly (Szabó et al. 2024). Později se střídala pastva skotu a částečně i ovcí se senosečí a vypalováním. Tradiční hospodaření však bylo zcela ukončeno během 2. světové

války a následná přísná ochrana formou bezzásahových opatření společně s klimatickou změnou a postupným nárůstem teplot měly za následek pozvolnou sukcesi, posun horní hranice lesa, pokles druhové bohatosti a zapojování (zarůstání) vegetace vrcholové oblasti (Klinkovská et al. 2023; Zeidler et al. 2023; Bureš & Kočí 2010).

Detekce událostí odumírání subalpínských trávníků

Zjišťování rozsahu odumírání subalpínských travních porostů a historická analýza jednotlivých případů odumírání byly detekovány pomocí metod dálkového průzkumu Země. Ke zjištění rozsahu odumřelých trávníků na začátku studie (2021) jsme použili družicový snímek Sentinel-2B z 9. září 2021. Z doporučených vegetačních indexů pro zjišťování nefotosyntetické biomasy (Wang et al. 2019; Guo et al. 2021) jsme zvolili index NDT7 jako nejuniverzálnější, který lze vypočítat z dat získaných různými senzory. Prahové hodnoty pro index NDT7 založený na Sentinelu-2 pro detekci mrtvé biomasy (0,095 - 0,374) byly stanoveny porovnáním indexovaného snímku s daty z terénu. Retrospektivní analýza případů odumírání byla provedena výpočtem indexu NDT7 pomocí archivních snímků Sentinel-2 A&B (2015-2021), Landsat 7 ETM+ (2011-2015) a Landsat 5 TM (1987-2011) – blíže k metodice Vymazalová et al. in press. Tento přístup umožnil detekovat události odumírání a zmapovat rozsah odumřelých travních porostů (Obr. 20, 21) v letech 2003, 2012 a 2019 a sledovat dynamiku jejich obnovy. Byly detekovány tři události velkoplošného odumírání subalpínských trávníků: 2003 Jelení hřbet, 2012 Pecný–Břidličná, 2019 Velký Máj + Jelení hřbet.

Obr. 20: Odumřelý trávník na lokalitě Velký Máj.



Obr. 21: Detail odumřelého trávníku – vrstva stařiny místy dosahovala 20–30 cm.



Vegetační data

Historická vegetační data

Z České národní fytoocenologické databáze (ČNFD; Chytrý & Rafajová 2003) jsme vybrali 144 historických snímků subalpínské travinné a keříčkové vegetace celého hřebtu Vysoká hole–Pecný. Klasifikace vegetace 144 historických a 24 současných snímků „zdravých“ ploch vymezila pět signifikantně odlišných skupin vegetace. Dvě skupiny obsahovaly keříčkovou vegetaci, která nebyla odumíráním ovlivněna, a proto nevstupovala do dalších analýz.

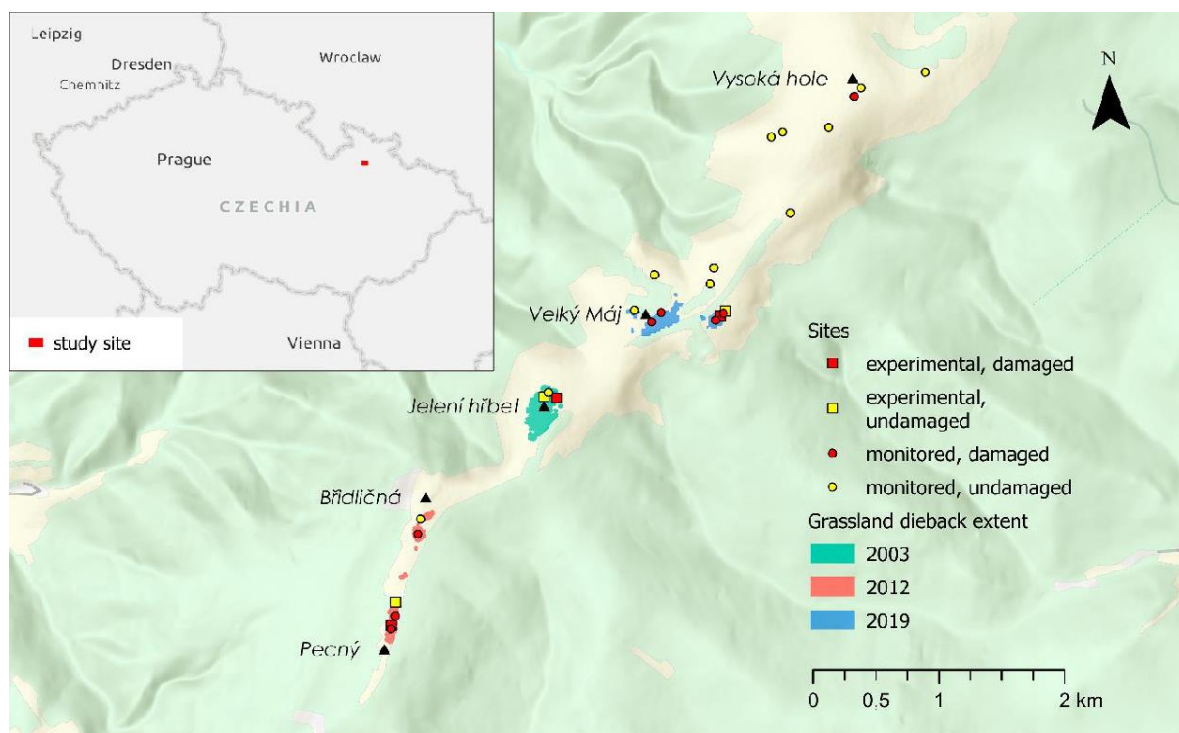
Monitorovací plochy

Použili jsme 10 trvalých vegetačních ploch založených v roce 2009 na subalpínských trávnících (jedna plocha měla vyšší pokryvnost *Calluna vulgaris*), bohužel pouze jedna z těchto ploch představuje regenerující trávníky. Všechny tyto plochy o rozměrech 5 x 5 m jsou rozmístěny po celém hřebeni a patří mezi monitorovací lokality soustavy NATURA 2000 (Bureš & Kočí 2010). V roce 2021 jsme založili dalších 10 trvalých vegetačních ploch o velikosti 5 x 5 m, které doplňují rozmístění po celém hřebeni a jsou zaměřeny především na regenerující travní porosty. Zde jsme měřili hloubku půdy a odebírali půdní vzorky pro zjištění pH půdy (na pěti místech v rámci jedné plochy). Experimentální lokality: na třech lokalitách s nejrozsáhlejšími odumřelými travními porosty (Břidličná-Pecný, Jelení hřbet, Velký Máj – JV svah; obr. 22)

jsme navíc založili latinské čtverce o 16 vegetačních plochách (každá o velikosti 4 x 4 m). Na každé lokalitě byla umístěna jedna dvojice latinských čtverců, přičemž první čtverec byl založen v homogenním regenerujícím porostu nedávno odumřelých travních porostů a druhý byl založen v homogenním zdravém travním porostu nejbližší k regenerujícímu. V dalších analýzách byly použity čtyři kontrolní plochy z každého čtverce (celkem 24 ploch). Všech popsaných 44 vegetačních ploch bylo snímkováno v letech 2021-2024 jednou ročně v červenci. Na každé ploše byly zaznamenány všechny druhy cévnatých rostlin a jejich pokryvnost byla odhadnuta v procentech. Byla odhadnuta také pokryvnost mechorostů a lišejníků, jednotlivé druhy však nebyly určovány.

Kromě dat o vegetaci jsme použili mikroklimatická čidla pro měření teploty vzduchu (10 cm nad povrchem a na povrchu půdy a pod jejím povrchem) a půdní vlhkosti. Na každé ploše jsme měřili hloubku půdy a stařiny (5 vpichů v ploše; uprostřed a na úhlopříčkách) a na okraji plochy jsme na povrch půdy instalovali sáčky s filtračním papírem a biomasou dvou dominantních druhů trav: kostřavy nízké (*Festuca supina*) a metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) pro sledování rychlosti dekompozice odumřelé biomasy.

Obr. 22: Rozmístění monitorovacích ploch na jesenickém hřebeni – od Vysoké hole (1464 m n. m.) na Pecný (1330 m n. m.). 20 monitorovacích a 6 experimentálních ploch a události odumírání v letech 2003, 2012 a 2019.



Analýza dat

Všechny záznamy o odběru vzorků vegetačních ploch byly zadány do programu Turboveg 2 (Hennekens & Schaminée 2001). Dále jsme data upravovali a analyzovali pomocí programu JUICE (Tichý 2002) a programu R (R Core Team 2023) s knihovnami vegan (Oksanen et al. 2022), indicpecies (De Cáceres & Legendre 2009), cluster (Maechler et al. 2022) a sars (Matthews et al. 2019). Abychom zjistili typ vegetace, která byla zasažena událostmi odumírání, a charakterizovali regenerující plochy, klasifikovali jsme nejprve celý soubor dat 144 historických vegetačních snímků z ČNFD a 24 záznamů zdravých travních porostů snímkovaných v letech 2021-2022. Data o pokryvnosti jsme odmocnili a poté jsme použili Bray-Curtisovu nepodobnost v rámci klasifikační metody beta-flexible ($\beta = -0,25$). Výsledkem klasifikace bylo pět ostře vymezených shluků podle rozdělení matic vzdáleností testovaných pomocí analýzy PERMANOVA (permutační MANOVA; poloha ve vícerozměrném prostoru; Anderson 2001). Test odmocninově transformovaných pokryvností a Bray-Curtisovy nepodobnosti byl signifikantní celkově, mezi všemi dvojicemi shluků a také mezi všemi shluky a skupinou 20 regenerujících ploch nezahrnutých do klasifikace ($p < 0,001$). Vícerozměrná homogenita rozptylu skupin byla testována pomocí funkce PERMDISP a byla významná pouze mezi shlukem 2 ve dvojici se shluky 3-5 (Anderson 2006; $p < 0,05$). Indikační druhy byly identifikovány pomocí víceúrovňové analýzy – (multi-level pattern analysis; De Cáceres & Legendre 2009). Výsledky této klasifikace jsme promítli do ordinačního diagramu Detrended Correspondence Analysis (DCA) spolu s 20 regenerujícími plochami zaznamenanými v letech 2021-2022. Regenerující plochy zahrnovaly pouze travinnou vegetaci, nikdy však vřesovištní vegetaci. Proto jsme z dalších analýz vyloučili tyto shluky vřesovištní vegetace číslo čtyři a pět, tj. dále jsme použili konečný soubor dat 102 zdravých travních porostů a 20 regenerujících ploch (období 1946-1955 zahrnuje 50 snímků, 1997-2010 zahrnuje 29 snímků, 2021-2022 zahrnuje 23 zdravých a 20 regenerujících snímků). Postavení regenerujících travních porostů v rámci historické a recentní zdravé travní vegetace celého hřebene bylo promítnuto do ordinačního diagramu PCoA (Bray-Curtisova disimilarita, Hellingerova vzdálenost). Další PCoA diagram byl proveden pouze pro recentní záznamy z ploch z let 2021-2024 a pomocí šipek byl znázorněn vegetační posun jednotlivých ploch, resp. centroidů ploch reprezentujících jednotlivé lokality podél hřebene. Pro odhalení rozdílů v druhové bohatosti a pokryvnosti bylin jsme nejprve použili logaritmické křivky species-area (Matthews et al. 2019), protože některé historické plochy měly různou velikost. A protože sklon fitované křivky nebyl významný, dále jsme pak porovnávali druhovou bohatost bez zohlednění rozdílů ve velikosti ploch. Druhovou bohatost a pokryvnost bylin jsme vyhodnotili také pomocí

neparametrického Kruskal-Wallisova testu ($p < 0,001$) s post-hoc Dunnovým testem upraveným Benjamini-Hochbergovou korekcí. Pro porovnání pokryvnosti původních, ale v poslední době expandujících druhů jako je *Galium saxatile* na trvalých plochách jsme použili neparametrický párový Friedmanův test ($p < 0,001$) s post-hoc Wilcoxonovým párovým testem upraveným Benjamini-Hochbergovou korekcí ($p < 0,01$).

Rozsah odumírání

První (od roku 1987) odumírání subalpínských trávníků v Hrubém Jeseníku začalo počátkem června 2003 na vrcholu Jeleního hřbetu (4,32 ha) a pokračovalo po celé léto. Další významná událost „odumírání subalpínských trávníků“ nastala počátkem jara 2012 na mírném severoseverovýchodním svahu Pecného a současně na mírném jihojihozápadním svahu vrchu Břidličné (celkem 3,44 ha), obě plochy se vyznačovaly mělkými půdami. Obnova tohoto odumřelého porostu postupovala velmi pomalu. Třetí rozsáhlé odumření subalpínských trávníků proběhlo na přelomu května a června 2019 a zpočátku zasáhlo rozsáhlou plochu na vrcholové plošině a jihovýchodním svahu Velkého Máje (19,7 ha) a opakovaně také na Jelením hřbetu (7,6 ha). Toto odumírání trvalo až do konce léta, nicméně na většině území se do roku 2021 projevila jen malá nebo vůbec žádná regenerace. Ve stejné době byly menší změny vegetace pozorovány také na 0,01 ha ploše na vrcholové plošině Vysoké hole, kde v předchozím roce proběhla experimentální seč části travních porostů. Po těchto událostech se na rozsáhlých plochách vytvořila silná vrstva kompaktní odumřelé biomasy, tvořená především travinami. Všechny postižené porosty pozvolna regenerují, především ze semen (např. *Nardus stricta*, *Calluna vulgaris*), zatímco jen výjimečně dochází k regeneraci z ojediněle roztroušených zbytků přeživších podzemních orgánů. Na počátku této studie v roce 2021 představovala zbývající odumřelá travní biomasa 0,02 ha na Jelením hřbetu, 0,36 ha na Břidličné-Pecném a 1,24 ha na Velkém Máji (celkem 1,62 ha zcela bez známek regenerace) - obr. 23.

Ordinační analýza (Obr. 24) ukázala, že odumírání a následná regenerace postihly především krátkostébelné trávníky bez *Nardus stricta* (skupina 2). Naopak některé přechodné typy trávníků na hlubších půdách uprostřed hřebene a také ve středních nadmořských výškách na Velkém Máji byly zasaženy odumíráním pouze okrajově. Skupina travních porostů (1) s významným zastoupením *Nardus stricta* se vyskytuje na poněkud hlubších půdách, zatímco skupina 2 indikovaná druhem *Carex bigelowii* představuje rovněž krátkostébelné trávníky,

avšak porosty jsou variabilnější a obsahují i plochy na nejmělkších půdách s druhově nejchudšími společenstvy mezi vrcholy Břidličná a Pecný.

Obr. 23: Zdravotní stav trávníků z DPZ

lokality	odumírání	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023
Pecný	časné jaro																					
Břidličná	časné jaro																					
Jelení hřbet	jaro																					
Velký Máj plošina																						
Velký Máj JV svah	červen																					
Vysoká hole	jaro																					

zdravý

odumřelý

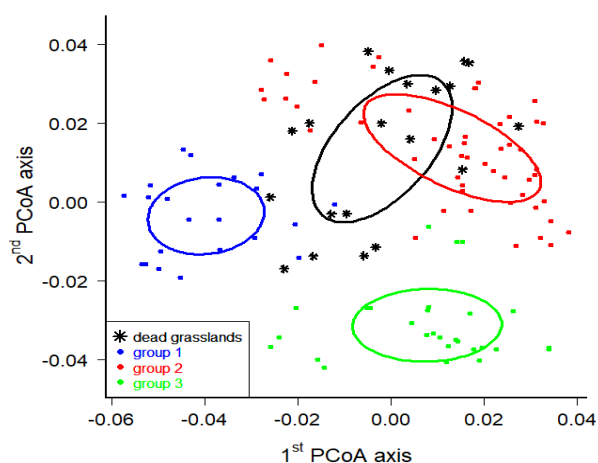
částečně odumřelý

posečený

Další barevná pole (oranžová, khaki) označují postupně regenerující trávník.

Skupinu 3 představují vysokostébelné trávníky indikované druhy *Calamagrostis villosa*, *Rumex arifolius*, *Potentilla aurea* a *Veratrum album* ssp. *lobelianum*. Odumřelé a zároveň i regenerující trávníky indikují mezičtější generalistické druhy *Juncus effusus* a *Molinia caerulea*, které se vyskytují zejména na vlhčích a větrem chráněných jihovýchodních svazích Velkého Máje. Odumřelé trávníky sdílejí s vysokostébelnými trávníky skupiny 3 také jeden indikační druh, původní, ale expanzivní *Galium saxatile*. Všechny skupiny zdravých travních porostů jsou oproti odumřelým trávníkům indikovány druhy *Solidago virgaurea* a *Ligusticum mutellina*, které se v regenerujících travních porostech zatím nevyskytují.

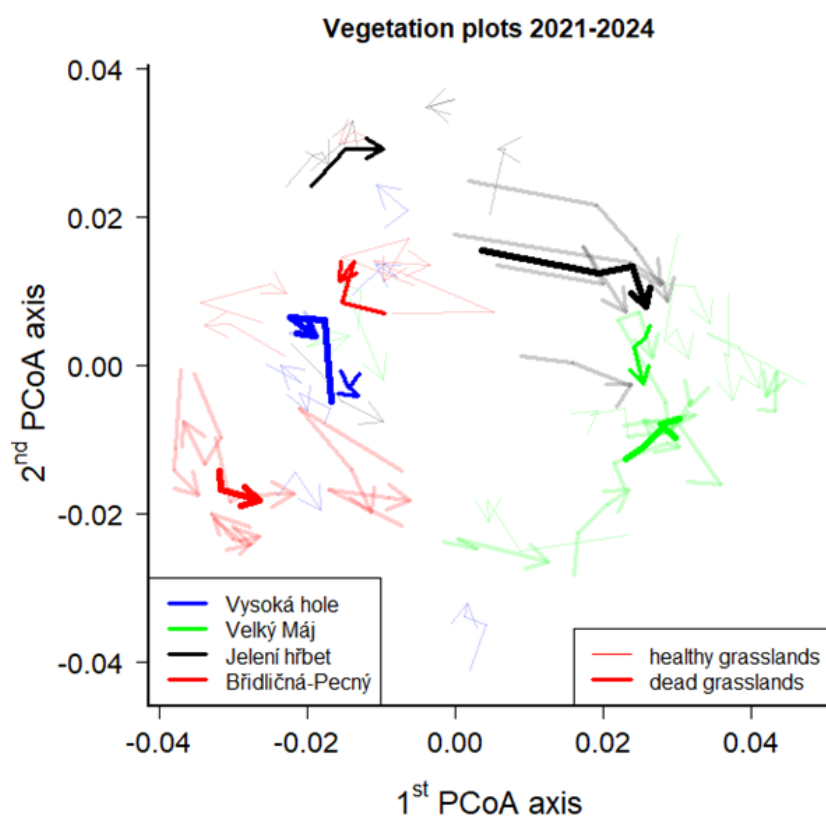
Obr. 24: Travinobylinná vegetace horského hřebene zkoumaná ve třech různých obdobích (1946-1955, 1997-2010 a 2021-2022) analyzovaná pomocí analýzy hlavních koordinát (Principal Coordinates Analysis - PCoA). Skupiny vegetace podle klasifikace pomocí beta-flexibilní metody, přičemž odumřelé obnovující se travní porosty do klasifikace nevstupovaly, nicméně zobrazeny byly všechny plochy subalpínských travních porostů.



Vegetační dynamika zdravých a regenerujících trávníků

Rychlost spontánní regenerace trávníků se lišila mezi jednotlivými lokalitami a také směr vegetační sukcese byl odlišný (Obr. 25). Celkově větší posun vegetace byl zjištěn u částečně odumřelých, avšak regenerujících travních porostů ($n = 20$) než u zdravých trávníků ($n = 24$), jak jsme očekávali. Největší posun vykázaly odumřelé travní porosty na Jelením hřbetu ($n = 4$), kde bylo odumírání zaznamenáno poprvé již v roce 2003. Sukcese však probíhá jiným směrem než k lokálním zdravým travním porostům ($n = 5$). Oproti tomu na Velkém Máji probíhá sukcese odumřelých travních porostů ($n = 8$) přímo zpět k lokálním zdravým travním porostům ($n = 8$). V nejnižší části hřbetu, mezi Břidličnou a Pecným, vykazoval posun vegetace opačný průběh jak v rámci mrtvých ($n = 7$), tak zdravých travních porostů ($n = 5$). Nejvyšší část hřebene byla odumíráním ovlivněna zatím jen okrajově, sledovali jsme zde pouze jednu regenerující plochu s částečně odumřelým porostem po seči následované vlnou veder kombinovanou s obdobím sucha.

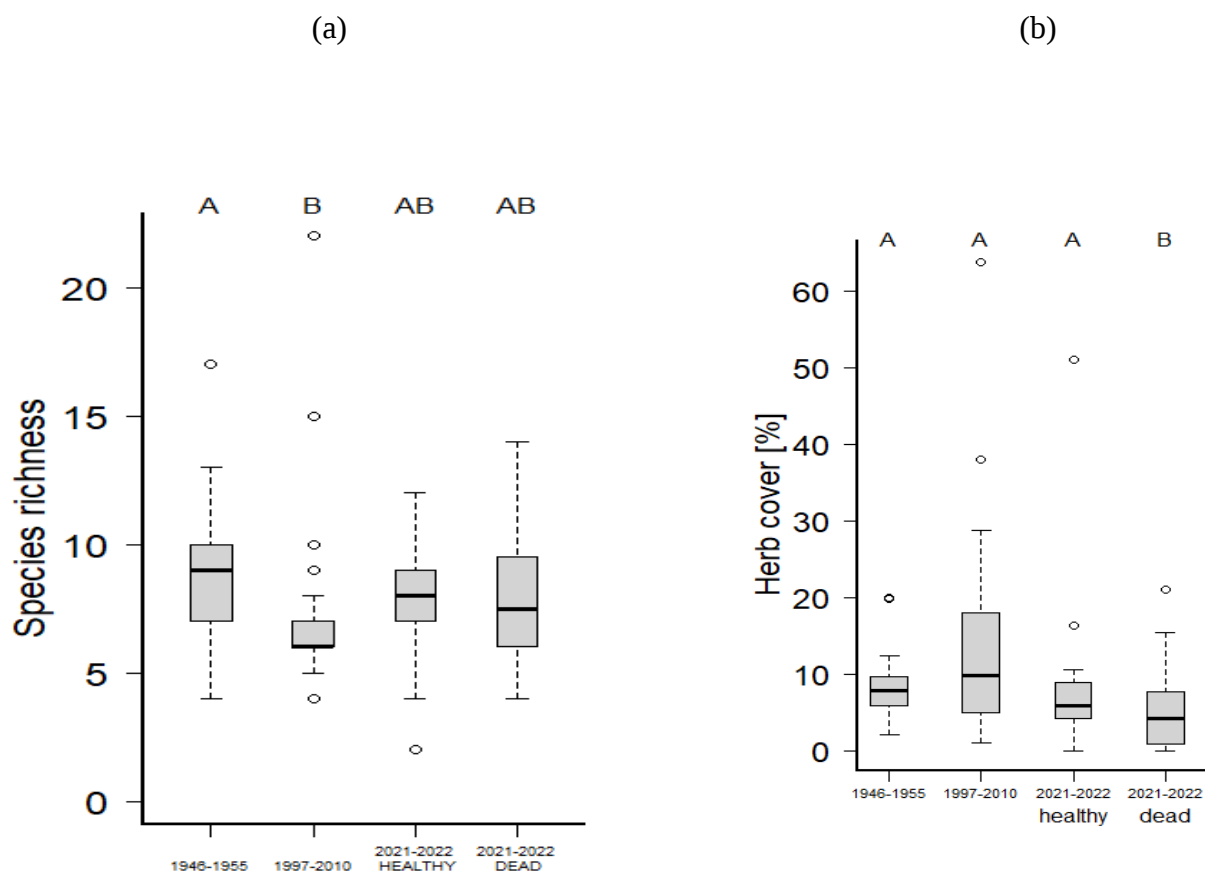
Obr. 25: Spontánní obnova odumřelých travních porostů ($n = 20$) a vegetační posun zdravých trávníků ($n = 24$) v rámci celého horského hřebene v letech 2021-2024. Posun jednotlivých trvalých ploch je znázorněn v pozadí, zatímco šipky v popředí představují medoidy na lokalitách podél horského hřebene.



Pokles druhové bohatosti současných subalpínských trávníků nejvyššího hřebene Jeseníků oproti polovině 20. století není statisticky významný.

Stejně tak druhová bohatost odumřelých obnovujících se travních porostů zůstává srovnatelná. Pokles pokryvnosti bylin není významný u zdravých travních porostů oproti pokryvnosti bylin předchozích časových období, podle očekávání je však významný u regenerujících odumřelých travních porostů (vzhledem ke všem ostatním srovnávaným skupinám; Obr. 26).

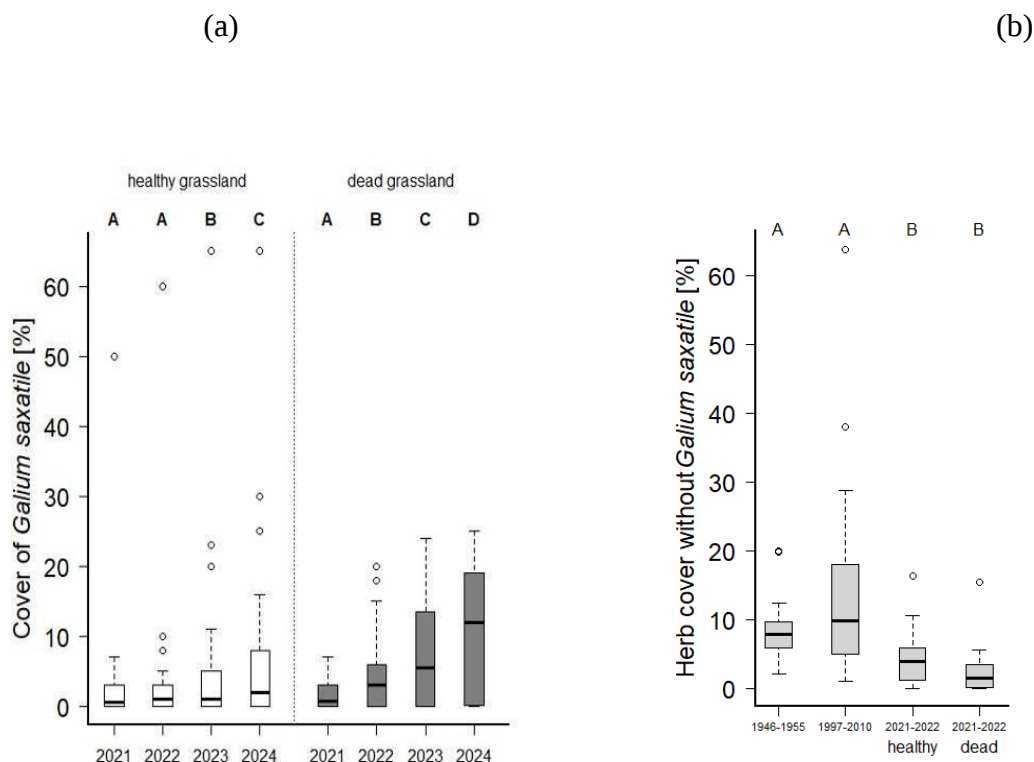
Obr. 26: Srovnání druhové bohatosti (a) a pokryvnosti bylin (b) subalpínských trávníků horského hřebene ve třech odlišných obdobích (1946-1955 n = 50, 1997-2010 n = 29, 2021-2022 zdravé n = 23, 2021-2022 mrtvé n = 20). Rozdíly byly testovány pomocí neparametrického Kruskal-Wallisova testu ($p < 0,001$) s post-hoc Dunnovým testem upraveným Benjaminiho-Hochbergovou korekcí ($p < 0,001$ pro a; $p < 0,03$ pro b).



Nicméně byl zjištěn významný pokles pokryvnosti bylin, když byl z analýzy vyloučen expanzivní druh *Galium saxatile*, a to jak ve zdravých, tak v regenerujících odumřelých travních porostech ve srovnání s oběma předchozími časovými obdobími (Obr. 27). Pokles zastoupení bylin je problémem pro hmyz, zejména motýly, protože expandující, ale drobné a na obsah nektaru chudé *Galium saxatile* je jako potravní zdroj nedostatečné.

Sukcese byla spojena také s rychlým generativním šířením některých původních, avšak expanzivních druhů (*Galium saxatile*, *Nardus stricta*, *Trientalis europaea*) v odumíráním zasažených plochách. Expanze původního druhu *Galium saxatile* byla v poslední době tak rychlá, že jeho nárůst je statisticky významný i v průběhu pouhých čtyř po sobě jdoucích let jak v mrtvých, tak ve zdravých subalpínských travnících (Obr. 27).

Obr. 27: Pokryvnost expanzivního druhu *Galium saxatile* (a) a pokles druhové bohatosti travníků po vyloučení tohoto druhu z analýzy (b).



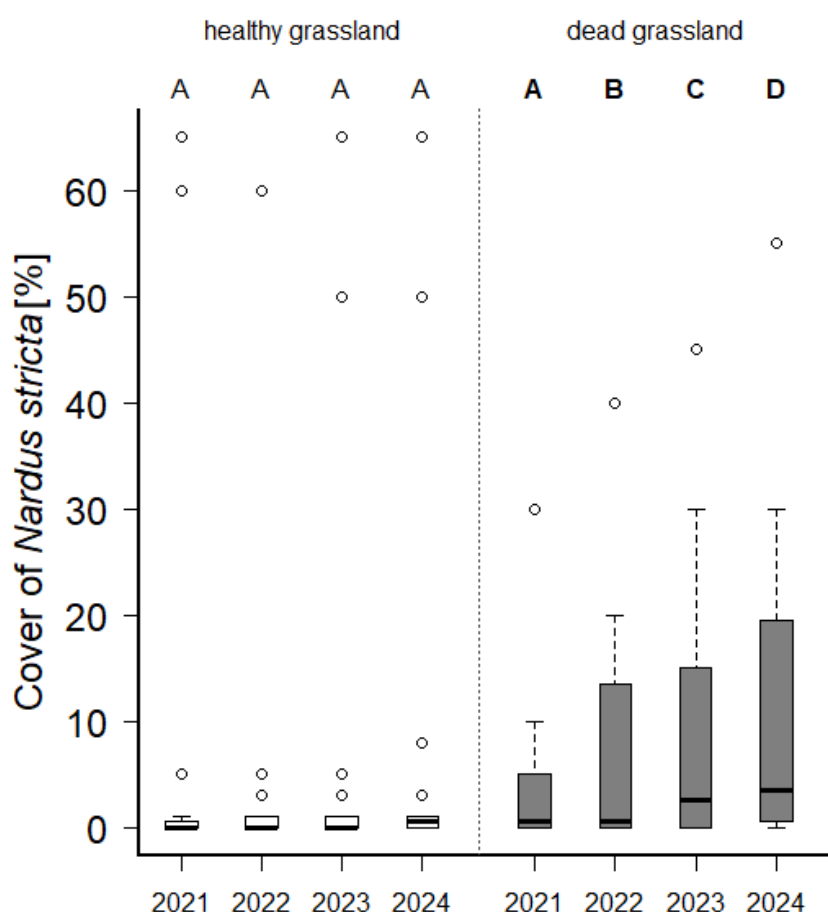
Rozsáhlé odumírání postihlo především nejrozšířenější krátkostébelné travníky s dominancí *Avenella flexuosa* a *Festuca supina* na velmi mělkých půdách nejvyššího hřebene Jeseníků. Naproti tomu vysokostébelné travníky s *Calamagrostis villosa* a druhý typ krátkostébelných travníků s dominancí *Nardus stricta* zůstaly nepoškozeny, snad i díky tomu, že se v rámci

studovaného hřebene vyskytují na poněkud hlubších půdách. Navíc *Calamagrostis villosa* zde měla tendenci se mírně šířit v rámci probíhající sukcese během 90. let 20. století (Klimeš & Klimešová 1991) ve zdejších již delší dobu opuštěných travních porostech (Szabó et al. 2024), tj. obdobná, avšak silnější expanze než v Krkonoších (Hejzman et al. 2009). Šíření je podobně jako odolnost vůči vláhovému deficitu podporováno klonálním růstem *C. villosa*. Naopak po roce 2000 byl však pozorován úbytek *C. villosa* (Klinkovská et al. 2023), přestože byla tato třtina identifikována jako expanzivní druh v rámci 11 krajů ČR a 10 stanovišť (Axmanová et al. 2024). Její úbytek ve Východních Sudetech je pravděpodobně důsledkem regulace-spásáním jelenem evropským (*Cervus elaphus*) a introdukovaným kamzíkem horským (*Rupicapra rupicapra*) (Schütz et al. 2003; Schütz et al. 2006), kteří se zde přemnožili (Koubek & Homolka 1996; Homolka & Heroldová 2001), ale také důsledkem zarůstání kompetičně silnější borůvkou (Kočí; ústní sdělení). Vysokostébelná širokolistá *C. villosa* vytváří oproti ostatním subalpínským travinám velkém množství pro zvěř snáze stravitelné biomasy, je však citlivá na defoliaci (Hejzman et al. 2009). Tato regulace je ve shodě s Bednářem (1956), který popsal výskyt vysokých travních porostů *Calamagrostis villosa* převážně na svazích jako důsledek dřívějšího tradičního hospodaření na náhorní plošině hřebene. Pokud jde o obnovu vegetace, hodnotili jsme pouze tři ze čtyř studovaných lokalit na vrcholovém hřebeni. Vysoká hole s nejvyšší nadmořskou výškou 1 464 m n. m. byla zatím odumíráním postižena jen okrajově, i když byl zjištěn zvyšující se vliv extrémních klimatických jevů v závislosti na nadmořské výšce (Rajczak et al. 2013). Zatímco v roce 2022 byl zaznamenán druhý nejnižší celkový úhrn srážek (roční; po roce 2000; www.chmi.cz; klimatická stanice Dlouhé Stráně), žádná další událost odumírání nenásledovala. Je to pravděpodobně způsobeno dvěma předchozími srážkově normálními a bohatými roky, které rovněž ovlivňují krátkodobou (meziroční) dynamiku vegetace (Fischer et al. 2023). Nicméně odumíráním postižené lokality vykazovaly odlišný průběh regenerace. Největší posun v regeneraci porostu byl zjištěn během čtyř po sobě jdoucích let na Jelením hřbetu (střední část hřebene nad sedlem). Sukcese se však nevrátila zpět ke zdejším zdravým travním porostům, ale vývoj vegetace směřoval přímo ke zdravým travním porostům sousedního Velkého Máje. Velké změny zde vykazovaly zejména tři druhy; *Carex bigelowii* se zde zatím neobnovuje, ačkoli všechny zdejší zdravé plochy pokrývají 1-4 % jejího porostu. Naopak lokálně velmi vzácný druh *Nardus stricta* (v rámci zdravých ploch a jejich okolí nebyl zaznamenán) zde vyklíčil ze semen v rámci všech regenerujících ploch s maximální pokryvností 45 % v roce 2023. Obě tato zjištění jsou v souladu s Hejzmanem et al. (2005), kteří zkoumali opuštěnou školku *Pinus mugo* včetně orné půdy v Krkonoších (1435 m n. m.). Podobně jako na našich plochách se *Carex bigelowii*

vyskytovala v okolí (průměrná pokryvnost 14 %), ale na opuštěnou ornou půdu se téměř nešířila (průměrná pokryvnost pouze 1 %). A současně *N. stricta* se v okolí vyskytovala jen vzácně, avšak v Krkonoších se také generativně šířila a na opuštěné orné půdě po 48 letech vytvořila hustý homogenní porost s pokryvností 80 % (Hejčman et al. 2005). To však odporuje předchozím zjištěním Štursové (1985), která došla k závěru, že *N. stricta* není schopna kolonizovat holou půdu v subalpínském pásmu. Nedávno byla *N. stricta* identifikována v ČR jako expanzivní druh v rámci pěti montánních oblastí České republiky na čtyřech typech stanovišť (Axmanová et al. 2024), což podporují i naše zjištění, protože mnoho semenáček se etablovalo v rámci odumřelých regenerujících travních porostů, a dokonce se některé semenáčky objevily i ve zdravých travních porostech (Obr. 28).

Obr. 28: Nárůst pokryvnosti smilky tuhé (*Nardus stricta*) na trvalých plochách

(vlevo zdravé a vpravo odumřelé trávníky).



Toto současné šíření by mohlo být způsobeno značnou odolností travních porostů s dominancí *Nardus* vůči letnímu suchu, jak ukázali Staník et al. (2021). Možná, že v budoucnu dojde k výměně dominantních trav krátkostébelných subalpínských trávníků podobně, jako byl zdokumentován posun dominance travin v nížinných oblastech mírného pásma vyvolaný v důsledku sucha (Orbán et al. 2023). Větší plochy smilkových trávníků zde byly popsány již na počátku 20. století (Laus 1910), v průběhu 20. století pak jejich rozloha výrazně poklesla pravděpodobně v závislosti s ukončením pastvy během 2. světové války (Klimeš & Klimešová 1991). Nyní je možné, že se smilka navrácí jako součást dlouhodobé dynamiky subalpínských trávníků. Vegetace nejvyšších nadmořských výšek postižená odumíráním se pravděpodobně na Velkém máji obnovuje zpět směrem ke zdravým porostům. *N. stricta* v rámci zdravých travních porostů (pokryvnost 5 % pouze na jedné ploše v roce 2021) zde regeneruje v rámci odumřelých ploch ze semen dobře podobně jako na Jelením hřbetu. Přestože v klimaticky nepříznivých letech vyklíčí pouze 1 % semen (Málková & Matějka 2004), kolonizace odumřelých travních porostů se postupně navyšuje. V průběhu let 2021-2024 každý rok klíčily nové semenáčky, nárůst pokryvnosti byl meziročně signifikantní. Kromě toho se zde smilka tuhá (*Nardus stricta*) mírně rozšířila i v rámci zdravých travních porostů obsahujících množství silné vrstvy stařiny s mezerami.

To odpovídá rychlejšímu oteplování klimatu ve vyšších polohách (Láska et al. 2023; Daniel et al. 2009) a lepšímu klíčení trav v rámci klimaticky mírnějších let (Málková & Matějka 2004). Nicméně i tato lepší klíčivost může být omezená, protože skleníkový experiment simulující oteplení půdy o 4 °C vedl k 44% poklesu klíčivosti semen vysokohorských lipnicovitých (Hoyle et al 2013).

Na jihovýchodním svahu Velkého Máje jsme v rámci odumřelých a zároveň i regenerujících travních porostů zaznamenali i šíření některých druhů s vazbou na disturbovaná místa, které se v okolí nevyskytovaly, např. *Agrostis capillaris*, *Carex leporina*, *Carex echinata*, *Carex canescens*, *Juncus filiformis*, *Rubus idaeus*. Vlhkomilné druhy *Juncus effusus* a *Molinia caerulea* tolerující široké rozmezí teplot (generalisté) byly přiřazeny k indikačním druhům odumřelých regenerujících travních porostů, druhá jmenovaná roste v blízkých terénních depresích vzniklých ostřelováním po 1. světové válce. Toto šíření mohlo být důsledkem kombinovaného působení oteplování klimatu, některých topoklimatických výhod jako závětrí, akumulace sněhu a oslunění (Jeník 1961); a přemnožených kopytníků (Koubek & Homolka 1996) využívajících zde závětrí, oslunění a potravy. Velká část svahu mezi horním pásem vysazené nepůvodní borovice kleče (*Pinus mugo*) a z nižších poloh expandujícími keři borůvky

(*Vaccinium myrtillus*) je silně ovlivněna kopytníky, kdy mezi zdravými travními porosty převažují silně přepásané monodominantní plošky metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) v mozaice s narušenými místy vyhrabané vrstvy stařiny a holé půdy (Obr. 29). I když je celý zkoumaný horský hřeben značně hnojen trusem kopytníků (v nižších polohách silněji), právě tato rozsáhlá část je jejich nejvyhledávanějším odpočinkovým místem. A to je právě mechanismus, který zde udržuje „políčka“ *A. flexuosa*, protože zejména samice jelenovitých preferují k pastvě živinami bohaté trávníky (Gordon 1989; Schütz et al. 2006) a právě metlička tvoří hlavní druh jejich potravy na hřebenech Jeseníků ve vegetačním období (Kamler et al. 2011). Současně zůstává *A. flexuosa* dobře stravitelná pro zvěř po celý rok (van Wieren 1996).

Obr. 29: Trávník „udržovaný“ jelení zvěří – preference druhu *Avenella flexuosa* na místech hnojených uměle i zvěří.



Kromě toho se ze subalpínských travin dokáže pouze *A. flexuosa* udržet vitální i při silném přepásání a hnojení (Hejcman et al. 2009) v porostech s vysokým obratem živin (Moe & Wegge 2008). Nárůst *A. flexuosa* po celém hřebeni byl prokázán již po ukončení hospodaření v průběhu 2. poloviny 20. století (Klimeš & Klimešová 1991) a později až do roku 2000 (Klinkovská et al. 2023), přičemž podobně jako další vegetační změny v přílehlých pohořích (Krkonoše, Západní Sudety, Fabšičová et al. in prep.; Králický Sněžník, Východní Sudety, Husek 2020) se jednalo především o opouštění pastvy hospodářských zvířat a senoseče. Zároveň přibývalo v území zvěře (Koubek & Homolka 1996; Schwarz et al. 2007), evidentně však s odlišnými pastevními preferencemi než dříve pasený dobytek (zejména skot a ovce). Avšak vysoké stanovištní preference zvěře v závislosti na topoklimatických výhodách hor jsou v rozporu s Rieschem et al. (2022), kteří podpořili pastvu jelení zvěře jako vhodný nástroj managementu pro vyčerpání čistých živin z travních porostů v nížinách a pahorkatinách. Naše pozorování

spíše dokládají selektivní vypásání a úbytek pokrývnosti bylin (Obr. 27b). Nárůst počtu mezických druhů (vyskytujících se zde běžně především v rámci nižších nadmořských výšek) v rámci regenerujících travních porostů nabízejících vhodné plochy pro klíčení může být způsoben také díky kopytníkům, protože ukládání trusu vede k homogenizaci fondu propagulí mezi spásanými typy vegetace napříč nadmořskými výškami (Iravani et al. 2011). Současně zde byla zaznamenána denní a sezónní migrace kopytníků (Koubek & Homolka 1996) a semena některých šířících se generalistů jsou přizpůsobena endozoochorii a klíčí přímo z trusu (Pakeman et al. 2002), např. *Juncus effusus*. Navíc nárůst počtu mezických druhů náročnějších na živiny oproti původním subalpínským je analogický nárůstu početnosti ruderalních druhů v krátkodobé (meziroční) dynamice pahorkatinných suchých trávníků po letních událostech sucha (Fischer et al. 2023).

Druhově nejchudší vegetace na mělkých půdách nejnížší části sledovaného horského hřbetu (Pecný; 1330 m n. m.) vykazovala poněkud obrácený průběh vegetační sukcese v odumřelých regenerujících i zdravých travních porostech. To je pravděpodobně způsobeno velmi nízkým úhrnem srážek v roce 2022 (za rok; 2. nejnížší po roce 2000; www.chmi.cz; klimatická stanice Dlouhé Stráně) v kombinaci s mělkými půdami. Tyto velmi mělké půdy umožnily pravděpodobně přežívání vegetace bezlesí v průběhu celého holocénu (Jeník 1961, Treml et al. 2008) a brzdí sukcesi i nyní, protože travní porosty se zde po odumírání v roce 2012 ještě plně neobnovily. Pokles druhové bohatosti subalpínských trávníků zjištěný mezi 50. lety 20. století a začátkem 21. století pravděpodobně dokumentuje sukcesi po ukončení tradičního hospodaření podobně, jak je zde již doloženo v rámci širšího spektra vegetace včetně ledovcového karu (Klimeš & Klimešová 1991; Klinkovská et al. 2023). V rámci celého hřebene se však tento efekt kombinuje s vlivem přemnožené jelení zvěře a introdukovaného kamzíka (Homolka & Heroldová 2001), kteří spásají zejména subalpínské vysokostébelné druhy rostlin (Schütz et al. 2003). Zároveň je zde důležitým faktorem také acidifikace v důsledku kyselých dešťů, která vyvrcholila v 80. letech 20. století (Kopáček & Veselý 2005). Druhová bohatost se s klesajícími hodnotami půdní reakce na alpínských a subalpínských trávnících snižuje (Güsewell et al. 2012). V poslední době jsme zaznamenali drobný nárůst druhové bohatosti, který však nebyl statisticky významný. To mohlo být způsobeno preferenčním vzorkováním v předchozích obdobích (Michalcová et al. 2011), které druhově nejchudší travní porosty v oblasti Pecný-Břidličná pravděpodobně nezahrnulo. Klinkovská et al. (2023) zde v rámci širšího spektra vegetace odhalili dokonce nárůst druhové bohatosti, který však zdůvodnili jako zkreslení pozorovatelem. Nicméně nárůst druhového bohatství nivální, alpínské a subalpínské vegetace je v poslední době alarmujícím globálním jevem (Steinbauer et al. 2018; Wipf et al. 2013;

Salick et al. 2019; Kočí 2024), protože se v důsledku klimatických změn prosazují především generalisté, ruderální také invazní druhy. V topoklimaticky mírnějších podmínkách jihovýchodního svahu Velkého Máje jsme pozorovali i šíření některých semenáčků dřevin a generalistů, velkou roli zde však hraje přemnožená jelení a kamzičí zvěř. Nepůvodní druhy jsme zde kromě vysazené borovice kleče (*Pinus mugo*) nenašli. Podobný průběh regenerace měly i mrtvé obnovující se travní porosty, semenáčky smilky tuhé (*Nardus stricta*) a vřesu obecného (*Calluna vulgaris*) se zpočátku vyskytovaly jen ojediněle. Pokles pokryvnosti bylin byl statisticky významný, když byl vyloučen původní, ale expanzivní druh *Galium saxatile*. Tento pokles odpovídá širšímu trendu homogenizace vegetace (Ross et al. 2012; Prach & Kopecký 2018), který je charakterizován úbytkem specializovaných druhů (zde většiny bylin) a rostoucí dominancí generalistů (zde především graminoidů a expanzivního *Galium saxatile*). Kromě ukončení tradičního hospodaření zde mají velký vliv také jelení a kamzíci, kteří přednostně spásají vysokostébelné druhy (Schütz et al. 2003). Tato selektivní pastva zabraňuje produkci semen, což často vede k postupnému úbytku a nakonec i vymizení těchto druhů. Současně byla doložena rostoucí dominance graminoidů pod tlakem zvěře (Chytrý & Danihelka 1993), což vede k vyšší konkurenci o prostor a živiny, snížení dostupnosti mezer pro klíčení semen a úbytku bylin. Kromě toho může hrát významnou roli i silná acidifikace způsobená kyselými dešti před koncem 20. století (Kopáček & Veselý 2005), protože většina v poslední době již vzácných bylin má Ellenbergovu indikační hodnotu půdní reakce 4 a vyšší (Chytrý et al. 2018). Naše měření však ukázala velmi úzké rozmezí pH půdy 2,3-3,2 (měřeno v CaCl₂), které umožňuje vyšší pokryvnost bylin pouze u několika acidofilních druhů, jako jsou *Trientalis europaea* a *Homogyne alpina* (EIV pro půdní reakci 3). Nízký vzrůst a růstová strategie těchto druhů, které se často ukrývají mezi trsy trav, jim navíc pomáhají přežít pod intenzivním pastevním tlakem zvěře (Kirby 1986; Schütz et al. 2003). K expanzi *Galium saxatile* může přispívat právě i extrémně nízké pH půdy, protože jeho EIH pro půdní reakci má hodnotu pouze 2 (Chytrý et al. 2018). Pokles pokryvnosti bylin však může mít kaskádové účinky na celý ekosystém, včetně snížení klíčových potravních zdrojů pro mnoho druhů hmyzu. Tento úbytek například přímo ovlivňuje populace motýlů (Bílá et al. 2013; Konvička et al. 2010) a může mít širší ekologické důsledky omezením dostupnosti potravy pro různé druhy hmyzu (Bílá & Kindlmann 2015).

Naše studie odhalila, že stále častější náhlé extrémní klimatické jevy způsobily několik plošných odumírání rozsáhlých subalpínských travních porostů, které byly dříve doloženy pouze v některých nížinách a pahorkatinách. Tato odumírání zasáhla především oblasti nižších a středních nadmořských výšek nad horní hranicí lesa a dosáhla až do výšky 1385 m n. m. Naše

zjištění naznačují rozdílné trendy ve spontánní regeneraci, ovlivněné hloubkou půdy a následky předchozí extrémní klimatické události. Navíc tato odumírání urychlila generativní šíření některých původních, ale expanzivních druhů rostlin, jako je *Galium saxatile* a v regenerujících trávnicích také *Nardus stricta* (Obr. 28). Zejména první z nich může zastírat celkový pokles pokryvnosti bylin, který byl pozorován i ve zdravých travních porostech. Tento pokles má přímý dopad na biologickou rozmanitost, protože kvetoucí rostliny jsou klíčové pro výživu mnoha druhů hmyzu. Rychlé šíření některých expanzivních druhů by navíc mohlo vést k nevratným změnám v subalpínských trávnicích. Vzhledem k našemu omezenému čtyřletému období pozorování zůstává nejisté, zda se postižené subalpínské trávníky plně zregenerují a budou vykazovat vysokou odolnost, nebo zda budou postupně kolonizovány mezičtějšími druhy z nižších poloh. Je zapotřebí dalších studií, které by dokumentovaly trendy regenerace vegetace po extrémních klimatických událostech, zejména vzhledem k tomu, že se očekává nárůst četnosti a intenzity takových událostí. Bez lepšího pochopení mechanismů odolnosti ekosystémů nelze vypracovat účinné strategie zásahů. Kromě toho je znepokojující rozšíření odumírání travních porostů až do subalpínských poloh, protože vysokohorské oblasti se dosud zdály být těmito extrémními událostmi nezasaženy.

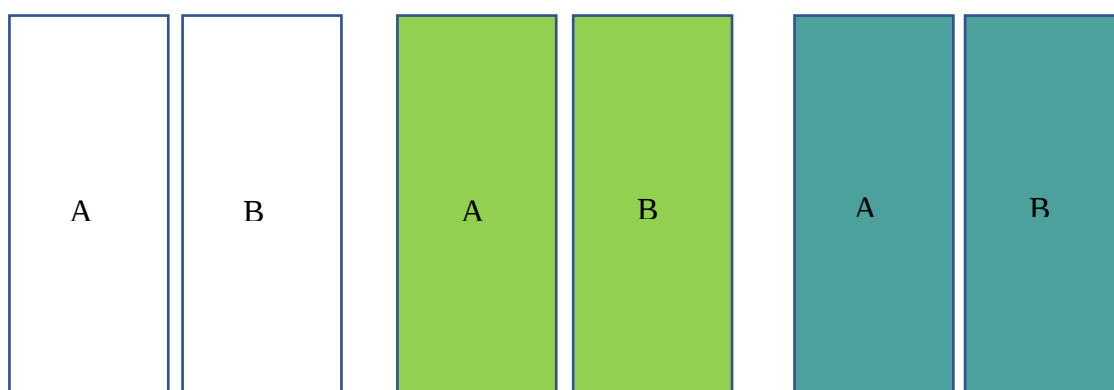
Rozklad celulózy a biomasy trav na monitorovacích plochách

Jedním z důvodů, proč v oblasti hlavního hřebene CHKO Jeseníky dochází již několik let k odumírání alpínských trávníků, může být i nahromadění značného množství stařiny – především trav – na povrchu půdy. Pro ověření této hypotézy jsme na 20 monitorovacích plochách v oblasti Břidličné, Jeleního hřbetu a Velkého Máje uskutečnili dekompoziční experiment. V červenci 2020 jsme odebrali biomasu dvou dominantních druhů trav: metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) a kostřavy nízké (*Festuca supina*). K odběru jsme použili běžné kancelářské nůžky a stříhali jsme nadzemní biomasu bez kvetoucích prýtů. Biomasu jsme převezli do laboratoře, nejprve ji usušili při pokojové teplotě a následně ji sušili v sušárně při 60 °C do konstantní hmotnosti. Abychom mohli porovnat rychlost dekompozice biomasy s dekompozicí celulózy, použili jsme běžný filtrační papír, který jsme nastříhali na proužky 5 x 10 cm, vysušili v sušárně při 80 °C do konstantní hmotnosti a zvážili na analytických vahách s přesností na tři desetinná místa. Pro expozici biomasy v terénu jsme první rok zvolili navážku 5 g, další rok 2,5 g (pro metličku i kostřavu). Ze silonové tkaniny s průměrem ok 1 mm jsme ušili sáčky o velikosti 10 x 15 cm a naplnili je biomasou. Každý sáček obsahoval 5 g metličky/kostřavy. Pro instalaci na plochy jsme připravili 20 sáčků po dvou opakováních (A, B) pro filtrační papír, metličku i kostřavu – celkem tedy 120 sáčků. Koncem července jsme sáčky umístili na okraji monitorovacích ploch u rohu směřujícího na sever. Sáčky jsme

pokládali na povrch půdy po odstranění biomasy a stařiny v pořadí: filtrační papír, metlička a kostřava – Obr. 30. Každý sáček byl na protilehlých stranách přichycen k povrchu půdy hřebíky o délce 12 cm.

Obr. 30: Schéma uspořádání dekompozičních sáčků na okraji monitorovací plochy

(v pořadí filtrační papír, metlička a kostřava – opakování A, B).



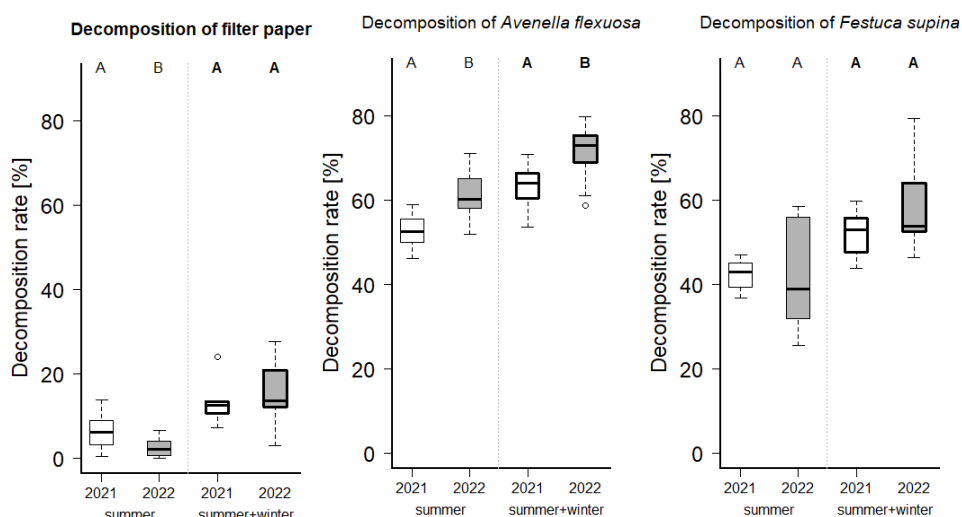
Vždy v říjnu, po dvouměsíční expozici, jsme odebrali dekompoziční sáčky opakování A a převezli je do laboratoře, kde jsme je v sušárně vysušili při 60 °C (biomasa trav) a při 80 °C (filtrační papír). Po vysušení byl obsah sáčku vyjmut a zvážen na analytických vahách. Dekompoziční sáčky opakování B zůstaly exponovány přes zimu na plochách a byly odebrány k analýze v následující vegetační sezóně na jaře po odtání sněhu (uložení sáčků v terénu ukazuje Obr. 31). Úbytek celulózy a biomasy byl spočítán z počátečních a koncových hodnot biomasy v daných obdobích.

Obr. 31: Uložení rozkladových sáčků v terénu před a po expozici



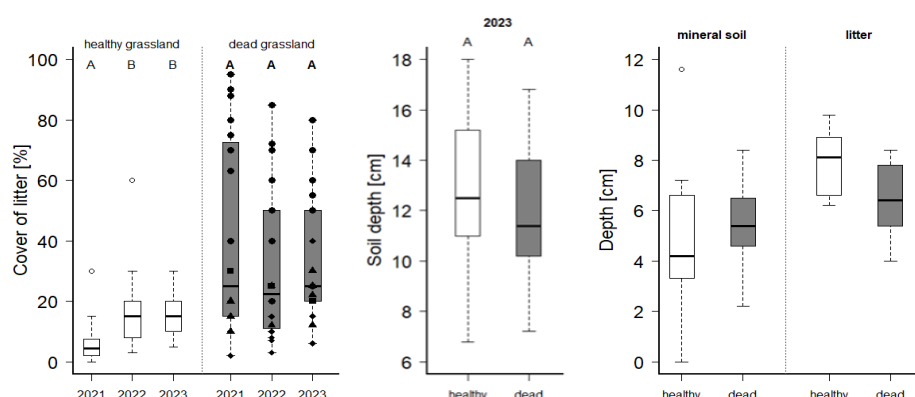
Rychlost rozkladu filtračního papíru byla poměrně nízká (jednotky procent – Obr. 32) a nebyl zjištěn signifikantní rozdíl mezi kontrolními a regenerujícími plochami. Navíc často docházelo ke znehodnocení vzorků jelení zvěří. Co se týče rychlosti rozkladu biomasy trav, lépe se díky nižšímu obsahu celulózy v pletivech listu rozkládala biomasa metličky (*Avenella flexuosa*) – 60-70 %, než biomasa kostřavy (*Festuca supina*) – 40-55 % (Obr. 32). Rozdíly mezi kontrolními a regenerujícími plochami opět nebyly statisticky průkazné.

Obr. 32: Rychlost rozkladu filtračního papíru, metličky křivolaké (*Avenella flexuosa*) a kostřavy nízké (*Festuca supina*)



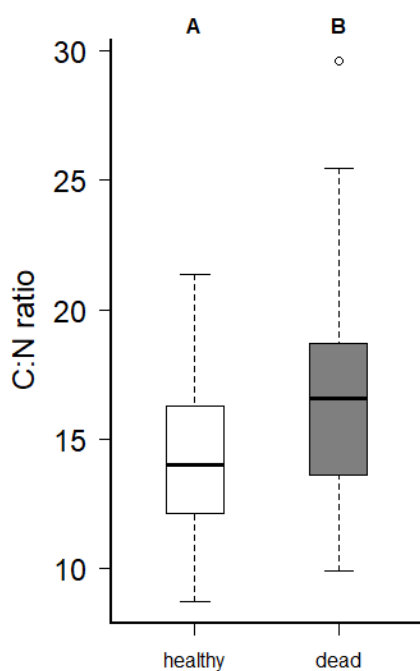
V průběhu tří let postupně docházelo k rozkladu stařiny ve zdravých i zasažených trávnících, zmenšovala se její vrstva a plocha, kterou pokrývala (Obr. 33). Celý proces byl výraznější u regenerujících trávníků, kde byla v r. 2023 naměřena mnohem menší vrstva stařiny a zároveň i větší vrstva minerální půdy, než u kontrolních zdravých porostů (Obr. 33).

Obr. 33: Stařina, hloubka půdy a regenerace trávníků spontánní sukcesí ve zdravých a odumřelých trávnících.



To znamená, že pod větší vrstvou stařiny panují příznivější (stabilnější) mikroklimatické podmínky (vyšší teplota i vlhkost), což následně ovlivňuje i aktivitu mikroorganismů a celý proces rozkladu je tak urychlen. Důležitým ekologickým ukazatelem, který se používá ke sledování živinové bilance, půdní kvality a ekosystémových procesů je poměr uhlíku a dusíku (C:N). Pro subalpínské trávníky jsou typická chladná, živinami chudá stanoviště s pomalým rozkladem organické hmoty a vyšším poměrem C:N (např. >25) v půdě. Nižší poměr C:N (např. <20) ukazuje na relativně vyšší obsah dusíku v půdě, což může být způsobeno např. exkrementy býložravců, zvýšeným vstupem dusíku z atmosféry, nebo vlivem klimatických změn (Adalla et al. 2024). V těchto půdách se organická hmota lépe rozkládá, což znamená lepší dostupnost živin pro rostliny (Volk et al. 2016). Poměr C:N v půdách pod zdravým a odumřelým trávníkem ukazuje obr. 34.

Obr. 34: Poměr uhlíku a dusíku pod zdravým (A) a odumřelým (B) trávníkem.



Je patrné, že poměr uhlíku a dusíku pod oběma porosty je spíše nižší, což svědčí pro úživnější půdy. Současně je tento poměr vyšší v půdách pod odumřelými trávníky, kde je výrazná vrstva málo rozložené stařiny trav, bohatá na lignin a další, hůře rozložitelné látky. Rozklad organické hmoty je zde pomalejší, dusík je vázán v těžko rozložitelné formě a je tak pro rostliny méně dostupný. My jsme ale na plochách s velkou vrstvou stařiny v průběhu tří let

sledovali nárůst tmavé vrstvy humusu, což je zdánlivě v rozporu s uvedenými fakty. Vyšší vrstva stařiny sice zpomaluje rozklad, ale zároveň stabilizuje mikroklima a dodává materiál pro humifikaci. Výsledkem je tvorba humusu i při vyšším poměru C:N (Wu et al. 2025).

2.2.5. Experimentální plochy – managementová opatření

Studium recentní dynamiky změn vegetace na monitorovacích plochách nám ukázalo, k jakým přirozeným procesům v trávnicích dochází. Nedává nám však odpovědi na otázky, jak rychle se vegetace mění a jakým způsobem regeneruje, použijeme-li některá vybraná obnovná opatření. Použili jsme tedy v rámci experimentálního přístupu párové uspořádání trvalých ploch a sledovali jsme vývoj vegetace po aplikaci vypalování (doloženo v dávné i recentní historii), hnojení (simulace vlivu dlouhodobého atmosférického spadu zejména dusíku) a po mechanickém stržení drnu (opatření k omezení konkurence trav a podpoře bylin). Výzkum byl prováděn na třech lokalitách (Velký Máj, Jelení hřbet a Břidličná), které jsou součástí NPR Praděd a PR Břidličná v Hrubém Jeseníku.

GPS lokalizace pokusných ploch:

Břidličná – degradované trávníky

N 50°01'25,2'', E 017°10'57,2'' (1323 m n.m.)

Břidličná – nenarušené trávníky

N 50°01'30,5'', E 017°10'59,4'' (1318 m n.m.)

Jelení hřbet – degradované trávníky

N 50°02'23,5'', E 017°12'06,5'' (1358 m n.m.)

Jelení hřbet – nenarušené trávníky

N 50°02'24,0'', E 017°12'00,8'' (1362 m n.m.)

Velký Máj – degradované trávníky

N 50°02'44,2'', E 017°13'12,1'' (1363 m n.m.)

Velký Máj – nenarušené trávníky

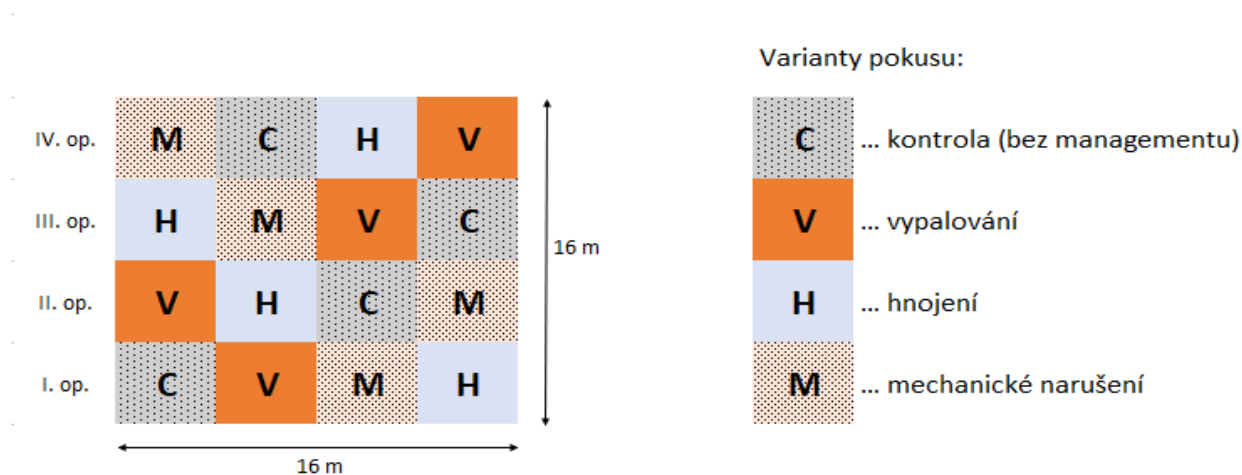
N 50°02'45,1'', E 017°13'14,5'' (1347 m n.m.)

V květnu 2021 byly na třech uvedených lokalitách založeny trvalé pokusné plochy. Na každé lokalitě byl umístěn latinský čtverec vždy v porostu **a) nenarušených trávníků** a **b)** v místě odumřelých **trávníků**. V prvním roce pokusů v červenci byla u porostů s odumřelými trávníky posouzena pokryvnost odumřelé biomasy a hloubka půdy včetně stařiny odumřelého porostu

na jednotlivých lokalitách. Největší pokryvnost stařiny (průměrně 61 %) vykazovala lokalita Velký Máj, následovala lokalita Jelení hřbet (průměrně 30 %; poslední odumírání v roce 2019) a nejmenší podíl odumřelého porostu byl na lokalitě Břidličná (průměrně 15 %; odumírání v roce 2012). Největší hloubku stařiny (průměrně 13,5 cm) vykazovala lokalita Jelení hřbet, následovala lokalita Velký Máj (průměrně 11,5 cm) a nejmenší hloubka stařiny byla zjištěna na lokalitě Břidličná (průměrně 7,3 cm). V následujících letech byly sledovány různé typy zásahů na experimentálních plochách (4 m x 4 m) vždy ve čtyřech opakováních ve znáhodněných blocích (latinské čtverce). Design pokusů zachycuje Obr. 35 a 36.

Obr. 35: Design experimentálních trvalých ploch.

Design maloparcelového pokusu založeného v místě nenarušených alpských trávníků



Varianty pokusu:

C: Kontrola – bez managementu

V: Vypalování – v červenci s použitím plynového hořáku

H: Hnojení $N_{60}P_{30}K_{60}$ (čistých živin) – každoročně do 15. 6. v jedné dávce (použitá hnojiva: ledek amonný s vápencem, superfosfát a draselná sůl)

M: Stržení drnu – jednorázově pouze v 1. roce (v červenci) s použitím sekeromotyky

Obr. 36: Pohled na experimentální plochy v místě odumřelých (degradovaných) subalpínských trávníků na lokalitě Velký Máj v roce 2022.



V roce 2021 a 2022 (v jarním a podzimním období) byly ve vzorcích půd odebraných z pokusných ploch stanoveny základní chemické parametry. Směsné půdní vzorky byly odebrány půdním vrtákem z hloubky 2–15 cm po odstranění povrchového drnu rýčem. Každý odebraný půdní vzorek vznikl ze tří vpichů půdním vrtákem a homogenizací odebrané zeminy. Vysušené půdní vzorky byly přesety přes 2 mm síto a v jemnozemi byla stanovena výměnná půdní reakce (pH/CaCl_2) a obsah živin v půdním extraktu Mehlich III (Mg, Ca, K, P v mg/kg). Půdní analýzy provedla akreditovaná laboratoř Agrovýzkumu Rapotín s.r.o. dle metodiky Zbíral et al. (2016). Kritéria hodnocení výsledků chemických rozborů půd byla srovnána dle publikace Sánka & Materna (2004).

Sledování rychlosti rozkladu odumřelé biomasy při použití různých typů managementu nám umožnil experiment se stanovením míry rozkladu celulózy půdními mikroorganismy. Proužky filtračního papíru o rozměrech 5 x 10 cm byly sušeny 4 hodiny při 105 °C, zváženy a poté umístěny do sáčků ze síťoviny s velikostí ok 1 mm (Obr. 37).

Obr. 37: Připravené sáčky s celulózou před expozicí v půdě.



Hmotnost vkládaného filtračního papíru byla v průměru $\sim 0,4$ g. Připravené sáčky byly umístěny v jarním období (květen) v letech 2021 a 2022 na jednotlivých pokusných plochách do svrchní vrstvy půdy do hloubky cca 10 cm (Obr. 38).

Obr. 38: Umístění sáčků s celulózou v půdě pod pokusnou plochou.



Na každou pokusnou plochu byly uloženy 2 sáčky (do sáčku s delší expozicí byl pro rozlišení vložen kousek hliníkové fólie). Doba expozice byla ve vegetační sezóně 2 měsíce (**t1**) a 4 měsíce (**t2**).

Po expozici byly sáčky vyjmuty z půdy (Obr. 39), zbytky očištěné celulózy byly umístěny do žíhacího kelímku a sušeny při teplotě 105 °C, následovalo zvážení žíhacího kelímku spolu s obsahem a spálení v muflové peci po dobu 5 hodin při teplotě 550 °C. Po vychladnutí byl žíhací kelímek spolu se zbylým obsahem opět zvážen. Ze získaných údajů byl vypočítán procentuální úbytek celulózy v čase t1 (po dvou měsících) a t2 (po čtyřech měsících) u jednotlivých ploch.

Obr. 39: Sáček se zbytky celulózy po čtyřměsíční expozici v půdě.



Na každé ploše byly zaznamenány všechny druhy cévnatých rostlin a jejich pokryvnost byla odhadnuta v procentech. Celková pokryvnost mechorostů a lišejníků byla zaznamenána, jednotlivé druhy však nebyly určovány. Kromě dat o vegetaci jsme také použili mikroklimatická čidla pro měření teploty vzduchu (10 cm nad povrchem a na povrchu půdy a pod jejím povrchem) a půdní vlhkosti. Ke statistickému hodnocení kvality půdy a míry rozkladu celulózy byla použita analýza rozptylu (ANOVA) hlavních efektů s následným Tukeyho HSD testem (na hladině významnosti $\alpha = 0,05$), přičemž posuzovány byly tyto faktory: lokalita, degradovaný/nenarušený porost, typ managementového zásahu. Statistické výpočty byly provedeny v programu STATISTICA (StatSoft).

Analýzy vegetace viz kap. 2.2.4.

Kvalita půdy

Kvalitu půdy do značné míry odráží hodnota pH a s tím spojená dostupnost živin pro výživu rostlin. Hodnota výměnné půdní reakce (pH) byla u všech tří lokalit zjištěna velmi nízká. Lokality z pohledu pH spadají do kategorie „extrémně kyselé“ půdní reakce ($\text{pH} < 4,5$), což je typické pro horské půdy. Vzhledem k nízkému pH byl zjištěn také obsah vybraných prvků spíše v nižší koncentraci. Obsah vápníku ve všech odebraných vzorcích byl „velmi nízký“ ($< 500 \text{ mg/kg}$), obdobně se pohybovalo i množství naměřeného hořčíku, který byl ve většině případů pod limitem 80 mg/kg , tzn. „nízký“ obsah. V lehkém kontrastu byly naměřené hodnoty dalších prvků, draslíku a fosforu. Množství draslíku se na všech lokalitách pohybovalo na úrovni $82\text{--}249 \text{ mg/kg}$, obsah fosforu mezi $26\text{--}90 \text{ mg/kg}$.

Jednotlivé lokality se od sebe významně lišily ($P < 0,05$) ve všech hodnocených parametrech půdy. Především lokalita Jelení hřbet se vyznačovala i přes významně vyšší kyselost vyšším obsahem všech půdních živin i potenciálně rizikových prvků. Faktor narušené/nenarušené trávníky byl významný ($P < 0,05$) z hlediska půdní kyselosti, obsahu půdního kjeldahlického dusíku, organického uhlíku, z hlediska obsahu půdního vápníku, hořčíku a fosforu a z hlediska obsahu kadmia a zinku. Degradované trávníky vykazovaly vyšší obsahy všech těchto živin a těžkých kovů. V tabulce 1 jsou souhrnné údaje o výměnné půdní reakci a obsazích živin, resp. potenciálně rizikových prvků v půdních vzorcích, které byly získány z pokusných ploch jednotlivých lokalit v letech 2021–2023.

Tab. 1: Výměnná půdní reakce, obsah živin a potenciálně rizikových prvků v půdních vzorcích získaných z jednotlivých lokalit v letech 2021–2023.

n=288	pH (CaCl ₂)	N _{jet} (%)	C _{org} (%)	Ca (mg/kg)	Mg (mg/kg)	P (mg/kg)	K (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Cd (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Means	2,96	0,95	15,93	171,0	56,7	47,8	184,2	115,7	0,79	24,57
Sd	0,31	0,48	10,52	154,2	34,7	44,0	177,5	111,3	0,68	11,08
Means - Year										
2021	2,88 ^a	1,00	16,90	168,6	67,2 ^a	66,4 ^a	200,7 ^a	147,7 ^a	1,03 ^a	27,86 ^a
2022	2,68 ^b	0,92	15,21	185,9	58,0 ^b	44,4 ^b	212,0 ^b	102,5 ^b	0,68 ^b	23,15 ^b
2023	3,33 ^c	0,92	15,68	158,5	45,0 ^c	32,7 ^c	139,9 ^b	97,0 ^b	0,66 ^b	22,71 ^b
Means - Locality										
Velký Maj	2,99 ^b	0,77 ^a	12,51 ^a	153,7 ^a	51,7 ^a	42,1 ^a	177,0 ^a	110,3 ^a	0,61 ^a	23,38 ^a
Jelení hřbet	2,83 ^b	1,46 ^b	27,73 ^b	273,6 ^b	85,0 ^b	73,1 ^b	261,6 ^b	167,1 ^b	1,49 ^b	34,27 ^b
Brdlična	3,06 ^c	0,61 ^c	7,55 ^c	85,7 ^c	33,5 ^c	28,3 ^c	114,1 ^c	69,8 ^c	0,27 ^c	16,07 ^c
Means - Damaged/Undamaged										
Damaged	2,93 ^a	1,04 ^a	18,56 ^a	198,7 ^a	60,2 ^a	51,7 ^a	169,6	121,1	0,90 ^a	26,72 ^a
Undamaged	3,00 ^b	0,86 ^b	13,30 ^b	143,3 ^b	53,2 ^b	44,0 ^b	198,9	110,4	0,68 ^b	22,43 ^b
Means - Treatment										
Control	2,94 ^a	0,98	16,53	153,2 ^a	57,2 ^{ab}	40,9 ^a	157,9 ^a	110,6	0,83	24,50
Fertilization	2,99 ^b	0,95	16,18	264,7 ^b	63,0 ^b	73,5 ^b	198,3 ^b	114,4	0,81	25,08
Mechanical disturbance	2,96 ^{ab}	0,92	15,45	133,2 ^a	47,2 ^b	36,9 ^a	127,1 ^a	125,4	0,72	24,15
Burning	2,96 ^{ab}	0,93	15,55	132,9 ^a	59,4 ^{ab}	40,1 ^a	153,6 ^a	112,6	0,80	24,56
Factor										
P-value										
Year	< 0,001	0,065	0,083	0,240	< 0,001	< 0,001	0,001	0,001	< 0,001	< 0,001
Locality	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001
Damaged/Undamaged	< 0,001	< 0,001	< 0,001	< 0,001	0,012	0,027	0,077	0,376	< 0,001	< 0,001
Treatment	0,012	0,553	0,581	< 0,001	0,001	< 0,001	< 0,001	0,824	0,370	0,912

Legenda: Průměrné hodnoty ve sloupcích s rozdílnými indexy se statisticky významně liší na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (Tukey HSD test).

Mezi variantami obhospodařování byly zjištěny významné rozdíly ($P < 0,05$) ve výměnné půdní reakci, obsahu vápníku, hořčíku, fosforu a draslíku, přičemž nejvyšší obsahy těchto živin dle předpokladu vykazovaly varianty hnojené N₆₀PK. Koncentrace potenciálně rizikových prvků Cd, Pb a Zn v uzančním výluhu lučavky královské dokumentují, že tzv. preventivní hodnoty (Tab. 2) byly překročeny pro prvek olovo a kadmium.

Tab. 2: Preventivní hodnoty pro prvky kadmium, olovo a zinek.

Kategorie půd	Preventivní hodnota		
	Cd	Pb	Zn
Běžné půdy	0,5	60	120
Lehké půdy	0,4	55	105

Většina hodnot v Tab. 1 se liší meziročně, mezi lokalitami, typy zásahů i odumřelými a neodumřelými porosity. Uvedené rozdíly mohou souviset jednak s klimatickými podmínkami v daném roce, s typem provedených zásahů (především na aplikaci hnojiv), ale jak bylo zjištěno, velkou měrou závisí na lokalitě, tedy na podmínkách míst odběru půdních vzorků. K přírodním (geogenním) faktorům, které mohou některé zjištěné rozdíly a hodnoty vysvětlit může patřit to, že pro určitá místa je charakteristická blízkost minerálního podloží. Tato místa mohou mít přirozeně vyšší koncentrace také potenciálně rizikových prvků. Dostupnost živin závisí velkou měrou na zvětrávacích procesech.

Rozklad celulózy

Rozklad celulózy byl hodnocen ve dvou letech pokusu, a to v roce 2021 a 2022. Tabulka 3 zachycuje průměrné výsledky úbytků celulózy u jednotlivých lokalit a zásahů, jak byly zjištěny v roce 2021 v čase t₁ a t₂.

Z tabulky 3 je zřejmé, že v prvním roce sledování se po dvou měsících (t₁) expozice celulóзовých sáčků v půdě rozložilo průměrně 16,6 % celulózy a po čtyřech měsících (t₂) to bylo průměrně 59,2 % celulózy. Byly zaznamenány významné rozdíly v rámci lokalit i podle typů zásahů. **Lokalita Velký Máj se od ostatních dvou lokalit významně odlišovala vyšší mírou rozkladu celulózy**, přičemž statisticky významný rozdíl se potvrdil pouze v čase t₂.

V čase t₁ se u této lokality rozložilo průměrně 21,21 % celulózy a v čase t₂ to bylo 70,53 % celulózy, zatímco u lokality Břidličná to bylo v čase t₁ pouze 11,39 % celulózy a v čase t₂ 52,27 % celulózy.

Tab. 3: Výsledky úbytku celulózy (%) v roce 2021 u jednotlivých pokusů.

n=192	Úbytek org. hmoty (%) v čase t1	Úbytek org. hmoty (%) v čase t2
Průměr	16,6	59,2
Průměry - Lokalita		
Břidličná	11,39 ^a	52,27 ^a
Jelení hřbet	17,08 ^{ab}	54,64 ^a
Velký Máj	21,21 ^b	70,53 ^b
Průměry - Nar./Nenar.		
Nenarušený porost	15,45	63,48
Narušený porost	17,67	54,82
Průměry - Zásah		
kontrola	13,36	46,10 ^a
vypalování	12,78	51,83 ^a
mechanické narušení	17,45	64,99 ^{ab}
hnojení NPK	22,64	73,69 ^b
Faktor	P-hodnota	
Lokalita	0,031	0,005
Nar./Nenar.	0,459	0,078
Zásah	0,081	<0,001

Legenda: Průměrné hodnoty ve sloupcích se stejnými indexy se od sebe statisticky významně neliší na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (Tukeyho HSD test).

U různých typů zásahů se projevíly statistické rozdíly pouze v čase t2 (po čtyřech měsících expozice celulóзовých sáčků). Z tabulky 3 je zřejmé, že **nejvyšší rozklad celulózy nastal pod travními společenstvy hnojenými N₆₀PK (73,69 %), a dále také pod společenstvy s mechanickým narušením (64,99 %).**

V tabulce 4 jsou uvedeny průměrné výsledky úbytků celulózy u jednotlivých lokalit a zásahů v čase t1 a t2, tentokrát z roku 2022.

Ve druhém roce pokusu se po dvou měsících expozice celulóзовých sáčků v půdě rozložilo průměrně 28,7 % celulózy a po čtyřech měsících to bylo průměrně 48,1 % celulózy. Také v roce 2022 se lokalita Velký Máj od ostatních dvou lokalit odlišovala vyšší mírou rozkladu celulózy, avšak tento rozdíl byl statisticky významný pouze v čase t1. Dále byly zjištěny **statisticky významné rozdíly mezi nenarušenými a degradovanými porosty, a to v obou časech.**

V čase t1 se pod nenarušenými porosty rozložilo průměrně 24,56 % celulózy a v čase t2 průměrně 35,60 % celulózy, zatímco pod degradovanými porosty to bylo významně více (32,88 % v čase t1; 60,57 % v čase t2).

Tab. 4: Výsledky úbytku celulózy (%) v roce 2022 u jednotlivých pokusů.

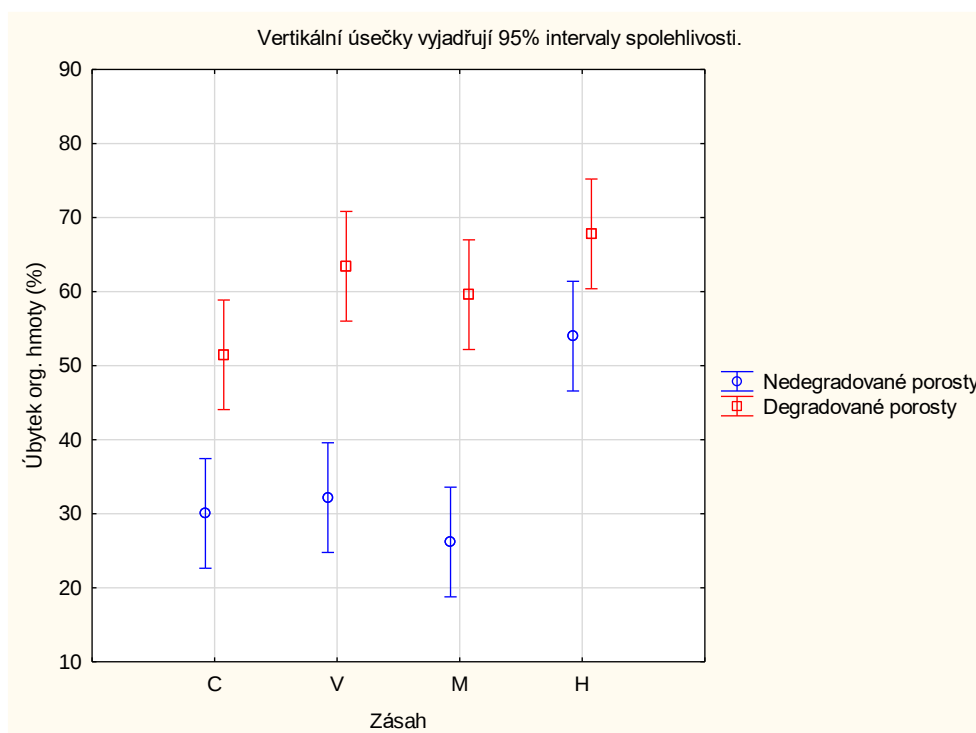
n=192	Úbytek org. hmoty (%) v čase t1	Úbytek org. hmoty (%) v čase t2
Průměr	28,7	48,1
Průměry - Lokalita		
Břidličná	18,14 ^a	50,37
Jelení hřbet	26,37 ^a	42,62
Velký Máj	41,65 ^b	51,27
Průměry - Nar./Nenar.		
Nenarušený porost	24,56 ^a	35,60 ^a
Narušený porost	32,88 ^b	60,57 ^b
Průměry - Zásah		
kontrola	18,93 ^a	40,76 ^a
vypalování	24,92 ^a	47,80 ^a
mechanické narušení	29,49 ^a	42,89 ^a
hnojení NPK	41,54 ^b	60,89 ^b
Faktor	P-hodnota	
Lokalita	<0,001	0,100
Nar./Nenar.	0,020	<0,001
Zásah	<0,001	0,001

Legenda: Průměrné hodnoty ve sloupcích se stejnými indexy se od sebe statisticky významně neliší na hladině významnosti $\alpha = 0,05$ (Tukeyho HSD test).

Zásah byl rovněž statisticky významným faktorem v obou časech, přičemž se potvrdilo zjištění z předcházejícího roku: **u varianty hnojené N₆₀PK se celulóza rozkládala ve významně vyšší míře oproti ostatním typům zásahů.** Po čtyřech měsících expozice sáčků v půdě se u varianty hnojené N₆₀PK rozložilo průměrně 60,89 % celulózy, následovala varianta s vypalováním (47,80 %), potom mechanické narušení (42,89 %) a nakonec kontrolní varianta (40,76 %). Zjištěné rozdíly jsou dobře zřejmé také z grafu na Obr. 40.

Důvodem, proč se v roce 2022 rozložilo o něco méně celulózy než v roce 2021, může být nižší úhrn srážek v roce 2022. Vztah mezi rychlostí dekompozice organické hmoty a klimatickými podmínkami je všeobecně známý (Breymer et al. 1997). Průběh dekompozice závisí především na teplotních a vlhkostních poměrech (Leirós et al. 1999; Agren et al. 2007). Fisher et al. (2006) porovnávala rychlost dekompozice organické hmoty pomocí celulózových disků na třech typech stanovišť (step, poušť, hory). **Průměrná roční rychlost dekompozice byla nejvyšší v půdách horských stanovišť (1 664 mg/g celulózy), téměř dvakrát vyšší než ve stepích (934 mg/g celulózy) a skoro třikrát vyšší než v pouštích (637 mg/g celulózy).**

Obr. 40: Rozdíly v úbytku celulózy (%) po 4 měsících expozice sáčků v půdě v roce 2022 u jednotlivých typů zásahů (průměry tří lokalit).



Legenda: C...kontrola (bez zásahu); V...vypalování; M...mechanické narušení; H...hnojení N₆₀PK

Vzhledem k tomu, že vypalování a hnojení bylo v rámci našeho výzkumu prováděno v obou hodnocených letech, mohly mít tyto zásahy kumulativní efekt, což může být důvod, proč některé rozdíly v rámci variant nebyly v roce 2021 významné, zatímco v roce 2022 ano. Příčinou, proč se organická hmota rozkládala více v roce 2022 právě pod degradovanými porosty, mohou být již zmíněné stabilní mikroklimatické podmínky, které podporují aktivitu mikroorganismů a zvyšují rychlost dekompozice.

Co se týče našeho zjištění, že nejvyšší míra dekompozice celulózy byla právě u variant hnojených N₆₀PK, je potřeba vzít v úvahu fakt, že koloběh uhlíku je vzájemně propojen s koloběhy ostatních živin. Pokud z nějakého důvodu dojde k ovlivnění koloběhu jednoho prvku, je potřeba předpokládat i změny v koloběhu ostatních živin, jak uvádí Šantrůčková (2001). Šlajsová (2009) došla na základě svých pokusů k závěru, že rozdílná rychlost dekompozice organické hmoty v půdách výzkumných ploch mohla být způsobena změnami chemických vlastností opadové vrstvy půdy, což je v souladu i s našimi zjištěními. Půdní mikroorganismy vyžadují vyrovnanou výživu a určitý poměr živin pro tvorbu biomasy.

Kovářová (1984) uvádí, že **u travinných porostů lze nalézt dvě fáze rozkladu**, přičemž **nejvyšší rychlost rozkladu je v průběhu prvních 8 měsíců expozice**. Nicméně organický

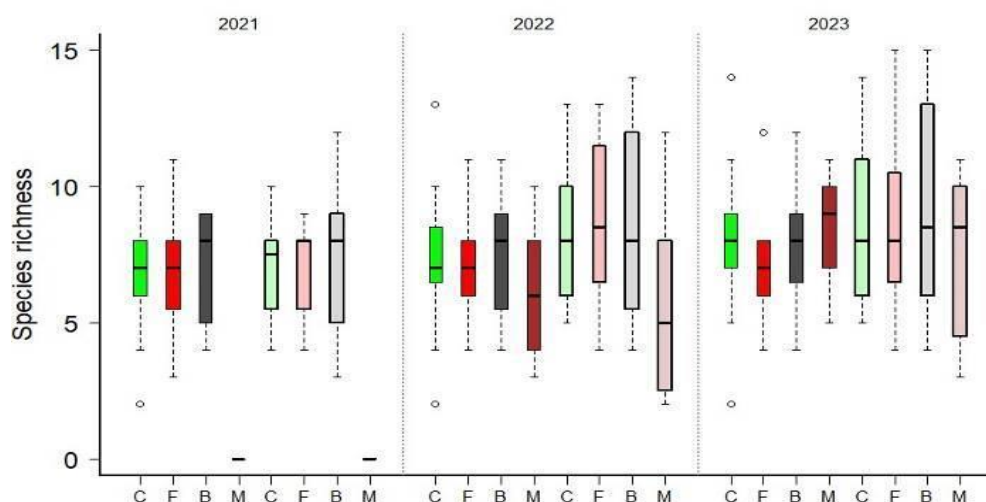
materiál hromadící se na povrchu půdy a v půdě se může rozkládat různě dlouhou dobu, a to od několika dnů až po několik set roků. Podle Satchella (Satchell 1974 in Úlehlová 1985) je rozklad velmi složitý a často velmi dlouhý proces, jehož rychlost se mění s povahou rozkládaného substrátu a charakterem prostředí. Celulolytická aktivita mikroorganismů je závislá na půdní vlhkosti, teplotě a vzrůstá s produktivitou porostu. Ve vodním prostředí může být rozklad velmi vysoký, naopak nízký rozklad byl naměřen u travinných porostů na písčích (Úlehlová 1985).

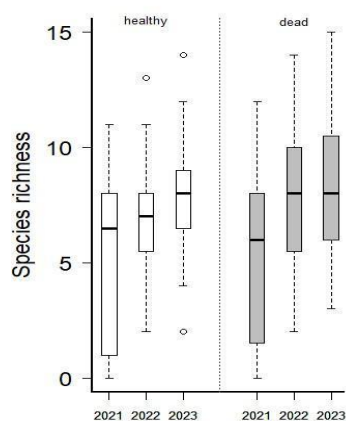
Jak zmiňuje Majkus (2007), výhodou metod posuzování mikrobiální aktivity půd v terénu oproti laboratorním metodám, kde můžeme stanovit pouze určitý aktuální stav odebraného půdního vzorku, je, že zachycují skutečnou reakci mikroorganismů v přirozených podmínkách. Aktivita mikroorganismů zjištěná v přírodních podmínkách je totiž ovlivněna komplexem vnějších faktorů, které jsou při laboratorních metodách eliminovány, ale které mají na průběh pokusů značný vliv.

Floristické složení a vegetační změny v různých variantách managementových opatření

Druhové složení na kontrolních plochách se jevílo poměrně stabilní jak u zdravých, tak u degradovaných trávníků (Obr. 41).

Obr. 41: Druhá bohatost na experimentálních plochách s různým typem opatření a ve zdravých a degradovaných porostech (C – kontrola, F – hnojení, B – vypalování, M – stržení drnu).

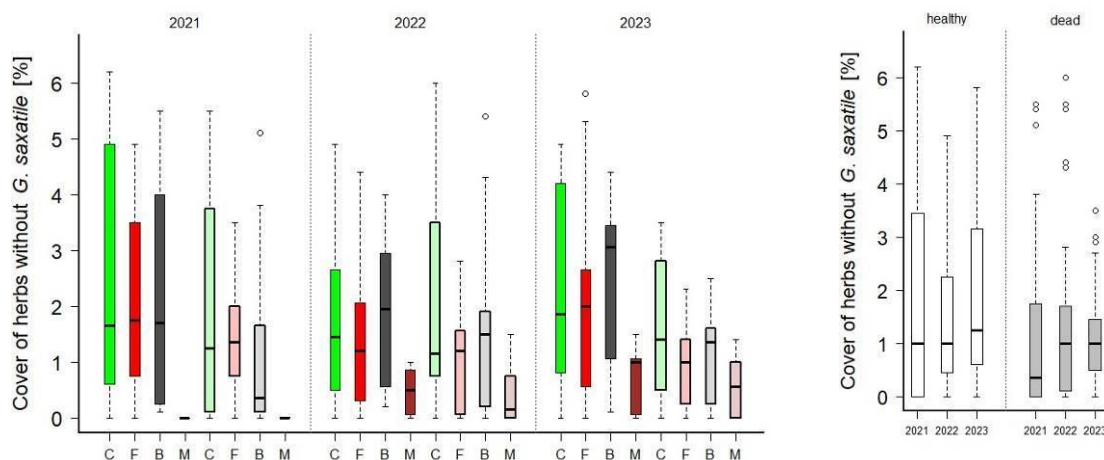




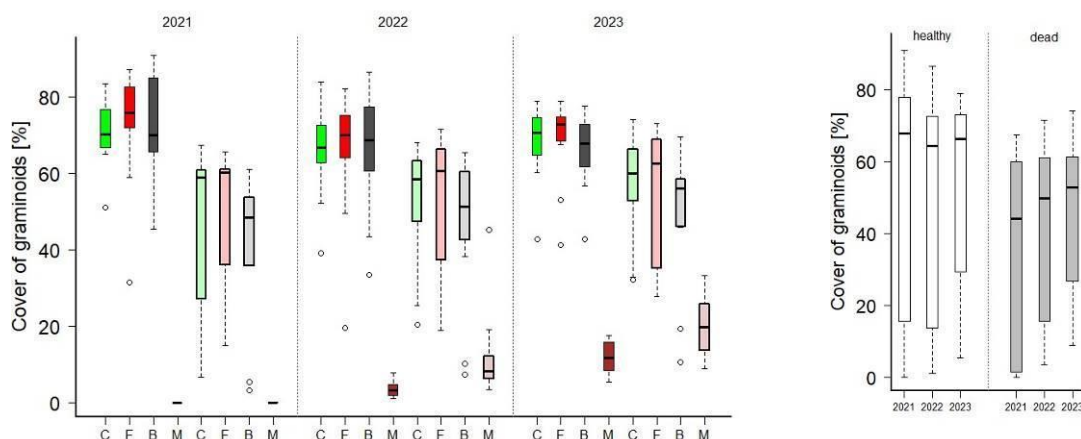
Vypalované plochy nebylo možné hodnotit, protože se vypálení zdařilo pouze zčásti, nebo vůbec. Nebyl tedy prokázán efekt vypalování na vegetaci ani stařinu. Obdobně složité bylo hodnocení hnojených ploch, kde se projevuje zkřížený efekt pastvy zvířete a hnojení. Hnojení podpořilo nárůst biomasy trav, zejména metličky. Ta je však preferenčně spásána jelení zvěří, což neumožňuje hodnotit čistý efekt hnojení. Statisticky významné rozdíly tak bylo možné nalézt pouze u ploch s mechanickým odstraněním drnu, kde přibývají semenáče dřevin, vřesu a smilky. Rychle se také šíří druh *Galium saxatile* a mechorosty. Obecně tento zásah podporuje generativní obnovu nejen trav, ale i bylin (dostatek světla, nízká konkurence) – Obr. 42.

Obr. 42: Pokryvnost bylin (a) a trav (b) na experimentálních plochách s různým typem opatření a ve zdravých a degradovaných porostech (C – kontrola, F – hnojení, B – vypalování, M – stržení drnu).

a)



b)



Naopak horší mikroklimatické a půdní podmínky způsobují usychání semenáčků. Přesto byl na těchto plochách zaznamenán poměrně rychlý proces zapojování vegetace.

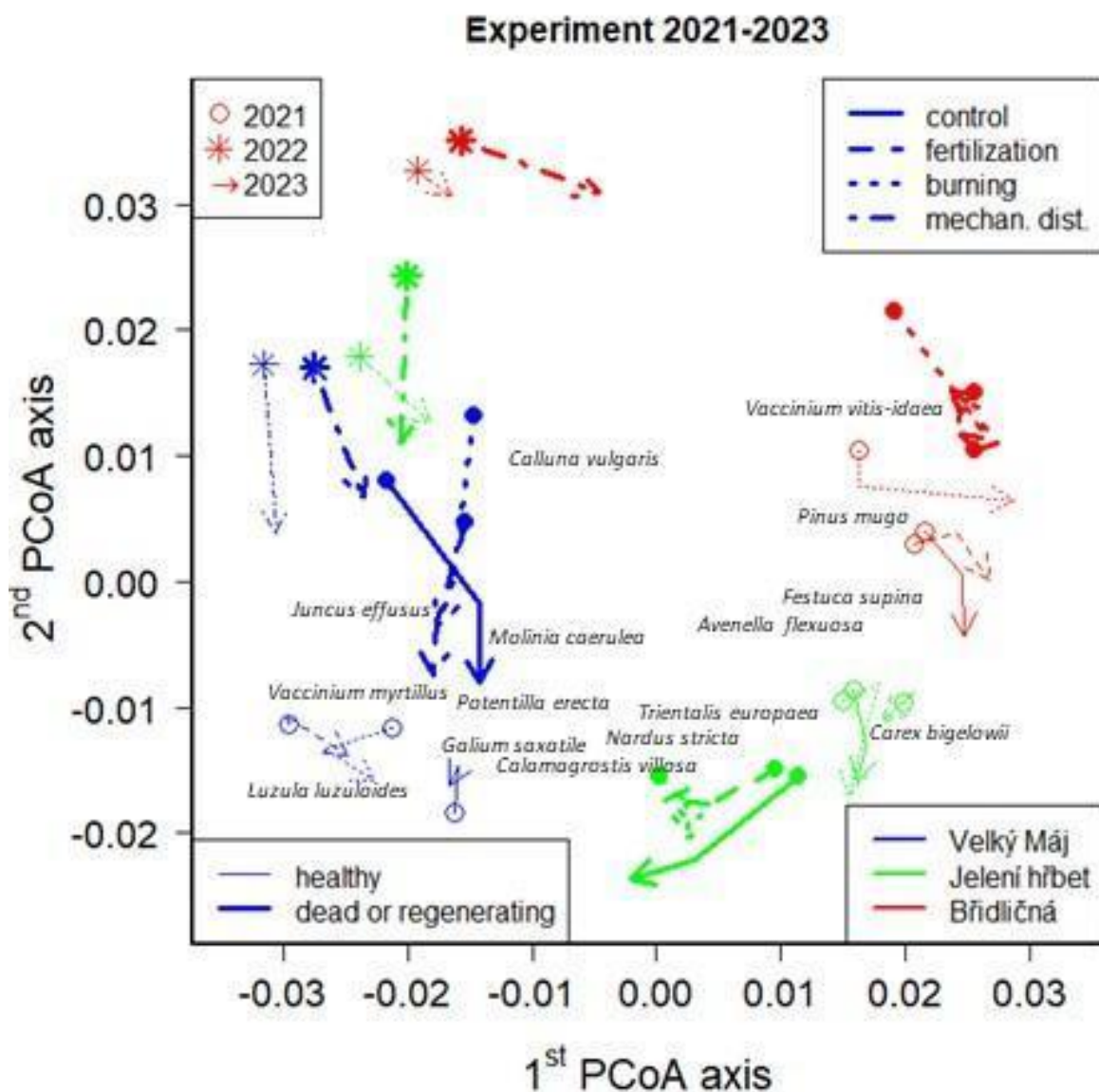
Vegetační změny, ke kterým dochází na experimentálních plochách na jednotlivých lokalitách kopírují sukcesní změny probíhající na monitorovacích plochách (Obr. 43). Na lokalitě Velký Máj se degradované i mechanicky disturbované porosty vyvíjejí rychle k porostům nepoškozeným. Na lokalitě Jelení hřbet se vegetace vyvíjí směrem k porostům typickým pro plošinu Velkého Máje, zatímco změny vegetace v lokalitě Břidličná-Pecný zatím nejeví žádný určitý trend (Obr. 43).

Závěry

Kvalita půdy a rozklad celulózy pod subalpínskými trávníky v horských polohách Hrubého Jeseníku byly významně ovlivněny lokalitou. Půda pod degradovanými trávníky vykazovala vyšší obsahy kjeldahlického dusíku, organického uhlíku, vápníku, hořčíku, olova, kadmia a zinku, a kromě toho bylo zjištěno, že pod degradovanými porosty se rozložilo významně více celulózy. U variant hnojených N₆₀PK se celulóza rozkládala v nejvyšší míře. Důvodem může být analýzou půd potvrzená zásadní změna chemických vlastností půdy, což povzbudilo činnost půdních mikroorganismů a podnítilo vyšší míru rozkladu organické hmoty. Obnova druhového složení a zapojení vegetace v místech degradovaných trávníků probíhaly poměrně rychle, což bylo zvláště výrazné na plochách s mechanickým stržením drnu. Na těchto plochách docházelo ke generativní obnově trav i bylin, a objevovaly se též semenáčky dřevin (*Pinus mugo*, *Sorbus aucuparia*, *Betula pendula*, *Calluna vulgaris* *Vaccinium* sp.) a mechorosty. Výrazné bylo zejména rozrůstání expanzivních druhů *Galium saxatile* a *Nardus stricta*.

Obr. 43: Regenerace trávníků po obnovných zásazích na jednotlivých lokalitách v letech 2021-2023

(šipky ukazují směr regenerace po jednotlivých zásazích; locality jsou odlišeny barevně a jednotlivé zásahy čerchováním čar).



Shrnutí:

V průběhu čtyřletého období se nám podařilo prokázat, že porosty subalpínských trávníků mají zatím poměrně dobrou schopnost přirozené obnovy původní struktury vegetace a rychlý obrat živin. Rychlost obnovy a směr vývoje vegetace mohou být výrazně podpořeny prostřednictvím vhodných managementových opatření, zejména stržením drnu. Nelze však s jistotou říci, zda se na všech sledovaných lokalitách trávníky plně

zotaví, nebo zda budou postupně kolonizovány mezičtějšími druhy z nižších nadmořských výšek. Také rychlé šíření některých expanzivních druhů by mohlo vést při dalších epizodách rozsáhlého odumírání subalpínských trávníků k nevratným změnám těchto společenstev, protože epizody odumírání patrně vázané především na extrémní klimatické události budou na základě predikcí vývoje klimatu s vyšším počtem těchto klimatických extrémů rapidně přibývat.

2.3. Doporučení pro praxi

V rámci výzkumného projektu byly ověřeny dvě komplementární metody obnovy degradujících subalpínských trávníků – přirozená (přírodní) sukcese a experiment, zahrnující opakované vypálení, mechanické stržení drnu a opakované hnojení. Tato ošetření byla zvolena po diskusi se zástupci uživatele projektu (AOPK ČR – CHKO Jeseníky) a jejich výsledky diskutovány v rámci konzília o alpínském bezlesí Jeseníků a Krkonoš. Jejich zavedení do praxe je proto realistické.

V následujícím textu shrnujeme efekt jednotlivých metod na regeneraci společenstev trávníků.

Přirozená sukcese probíhá na některých částech hřebenu poměrně rychle, avšak v podmínkách rychle se měnících klimatických podmínek a stále častějších extrémů by nemusela sama o sobě stačit k obnově společenstev.

Pozitiva: ekonomická nenáročnost opatření, přirozená obnova.

Negativa: šíření expanzivních druhů (v budoucnu možná i invazních), nejistý výsledek zda se dokáže obnovit všechny druhy, nedostatek diaspor v půdní semenné bance zejména pro obnovu společenstev se silně ustupujícími druhy (běžnými v 50. letech 20. století), posun společenstev k jiným vegetačním typům (produkčnější společenstva s vysokým zápojem a dominujícími generalisty - travinami).

Obr. 44: Kolonizace vrstvy stařiny druhem *Galium saxatile* (Velký Máj, foto: M. Vymazalová).



Vypálení – jednorázově/opakovaně s použitím plynového hořáku (pouze v 1. roce v červenci, na některých plochách i ve 2. roce). Působení ohně může přinášet významná pozitiva a žádoucí ekologické efekty (Davies et al. 2016; Harper et al. 2017), jako je podpora biodiverzity, potlačování sukcese dřevin, snižování požárového rizika. Z pohledu nákladů je používání řízeného vypalování ekonomicky výhodnou alternativou k finančně náročnějším managementovým opatřením. Zároveň však platí, že působení ohně přináší také možná rizika, nebo určité negativní efekty. Velmi záleží na způsobu provedení, načasování a frekvenci těchto zásahů. Proto je vhodnost zavádění řízeného vypalování nezbytné ověřit a důsledně monitorovat reakci ekosystému.

Vypalování je obecně považováno za účinný management k úpravě půdních podmínek. Zlepšuje půdní pH a poměr uhlíku a dusíku v půdě, odstraňuje stařinu. Omezuje šíření trav a podporuje byliny. Ve srovnání s přirozenou sukcesí jde o rychlý zásah, který má jasná pozitiva na vegetační strukturu subalpínských krátkostébelných trávníků. Jednorázově a bez následného dalšího managementu jako je třeba pastva skotu nebo ovcí však nemusí mít dostatečný efekt, navíc je problematické (v podmínkách horského klimatu stařina ani porost často dostatečně nehoří).

Pozitiva: podpora bylin, omezení šíření trav a keříčků, semenáčů dřevin, úprava půdních podmínek.

Negativa: je třeba provádět za vhodných klimatických podmínek (sucho), s velkou intenzitou, opakovaně, časově i personálně jde o středně náročné obnovné opatření.

Obr. 45: Průběh vypalování vrstvy stařiny na jihovýchodním svahu Velkého Máje (foto: M. Mrázková).



Hnojení N₆₀PK – každoročně do 15. 6. v jedné dávce (ledek amonný s vápencem, superfosfát a draselná sůl)

Pozitiva: podporuje trávy, v menší míře i byliny; velký nárůst biomasy v krátkém časovém úseku (měsíce, jedna sezóna), změny půdních podmínek i druhového složení jsou dlouhodobé.

Negativa: větší podpora expanzivních druhů trav (*Calamagrostis villosa*, *Nardus stricta*), preference spásání až vypásání vegetace jelení zvěří (zejména *Avenella flexuosa*), střední časová i ekonomická náročnost.

V rámci našeho experimentu nebylo možné účinek hnojení hodnotit kvůli zkříženému efektu spásání a defekace zvěří (preferenční spásání metličky a tvorba tzv. “jeleních políček” v závětrří smrku a klečových porostů). Obecně půdy pod krátkostébelnými subalpínskými trávníky na sledovaných lokalitách v Jeseníkách obsahují stále poměrně značné množství dusíku. Spásání vegetace zvěří na jednu stranu živiny ze systému odčerpává, na druhou stranu je dodává prostřednictvím trusu (zejména dusík) přímo na místech spásání. Přednostně zvěř spásá byliny, pokud se na místě ještě nějaké vyskytují, následuje spásání metličky, která je nutričně hodnotnější (Kamler et al. 2011) než třeba kostřava či smilka. Vliv zvěře na regeneraci subalpínských krátkostébelných trávníků jsme však nestudovali. Obdobně bychom tedy mohli na základě literárních údajů a mnoha studií doporučit občasné hnojení dusíkem při opakovaném sečení trávníků, a pro podporu šíření bylin a jejich kvetení např. opakované hnojení fosforem (Pavlů et al. 2017). Intenzita hnojení a jeho vliv na jednotlivé složky vegetace subalpínských krátkostébelných trávníků však nebyla z výše zmíněných důvodů hodnocena, proto dále ani neuvádíme hnojení jako typ opatření, které bychom pro regeneraci vegetace těchto trávníků doporučovali.

Obr. 46: Hnojení ploch N₆₀PK (ledek amonný s vápencem, superfosfát a draselná sůl)



Mechanické narušení vegetačního krytu – jednorázové stržení drnu v 1. roce s použitím sekeromotyky

Pozitiva: podporuje generativní obnovu z půdní semenné banky (závisí však na hloubce stržení) i transportem diaspor (trávy i byliny), omezuje konkurenci trav zapojeného trávníku a umožňuje vznik pestrého společenstva, podporuje šíření mechorostů a lišejníků, odebírá nadměrné množství živin (dusíku) ze společenstva.

Negativa: nejistý výsledek – hrozí šíření expanzivních druhů (v budoucnu patrně i invazních), časově náročnější obnova, chybí diaspory z půdní semenné banky, protože kořenový systém vytváří v mělké půdě velmi kompaktní vrstvu, po jejímž stržení dochází k odstranění téměř veškeré půdy a obnažení podloží (proto by za určitých podmínek bylo vhodné dosetí cílových druhů), časově i personálně velmi náročné.

Mechanické stržení drnu se zdá být efektivní cestou k regeneraci subalpínských krátkostébelných trávníků, která může být ve srovnání s pouhou spontánní sukcesí rychlejší.

Avšak na základě prvotních výsledků naší studie lze konstatovat, že vegetace se obnovuje pouze sycením, případně rozrůstáním druhů z těsného okolí takto ošetřených ploch. Nejvíce z tohoto opatření profitují druhy jako smilka a vřes, které zde regenerují ze semen (semena vřesu klíčí na minerální půdě) a také brusnice borůvka i brusinka. Nízká konkurence trav na těchto plochách vyhovuje také semenáčům dřevin (smrk, kleč, bříza, jeřáb ptačí). Výsledkem je tedy stejný typ vegetace jako byl na této ploše před zásahem a mnohdy je vegetace obohacena o spíše nežádoucí druhy (vřes, smrk a brusnice), které mohou způsobit celkový posun vegetace od trávníku směrem ke keříčkové vegetaci, což představuje celosvětově velké riziko pro arktické, alpínské a horské ekosystémy. Pravděpodobně v důsledku ochuzení semenné banky o diaspory cílových druhů bylin jako jsou např. *Solidago virgaurea*, *Ligusticum mutellina*, *Hieracium alpinum* agg. a další druhy nedochází ke zvýšení diversity celkově druhově chudých subalpínských krátkostébelných trávníků. Tato metoda je tedy vhodná v případě, že chceme po “odumírání události” trávník uvést regenerací do stavu, ve kterém se nacházel před touto událostí. Pokud by bylo však záměrem ochrany přírody regenerovat odumírající trávník s “přidanou hodnotou” zvýšení biodiversity, pak by bylo nutné tento zásah, stejně jako v případě regenerace spontánní sukcesí, doplnit o vysetí některých z cílových druhů, které se v těchto trávnících zřejmě dříve v hojnějším počtu vyskytovaly.

Obr. 47: Mechanické odstraňování svrchní vrstvy půdy



Obr. 48: Plochy se strženým drnem.



Obr. 49: Plocha v prvním roce po stržení drnu.



Obr. 50: Kolonizace plochy se strženým drnem v prvním roce – trsy smilky tuhé (*Nardus stricta*).



Vzhledem ke krátké době sledování efektivity uvedených opatření není zatím možné jednoznačně stanovit, které z opatření je dlouhodobě nejúčinnější, trvale udržitelné a ekonomicky nejvýhodnější. Za současných klimatických podmínek se jeví jako nejvýhodnější metoda regenerace subalpínských trávníků pomocí **řízené sukcese**. To znamená, že je třeba v určité fázi spontánní sukcese do procesu vývoje vegetace aktivně vstupovat a prostřednictvím cílených managementových opatření ji žádoucím způsobem usměrňovat. Možné způsoby zásahů shrnuje Tab. 5. Rychlejšího a dlouhodobějšího efektu by bylo zřejmě možné docílit kombinací jednotlivých opatření, např. vypálením a následnou pastvou (ovce, kozy, skot) v dalších sezónách. Případně stržením drnu s ponecháním vrstvy substrátu a následným osetím

Tab. 5: Doporučení pro opatření na obnovu subalpínských trávníků

Opatření	Co dělat	Kdy	Jak (intenzita a rozsah)	Jak sledovat	Jak hodnotit
Přirozená sukcese	Nechat vegetaci vyvíjet bez zásahu	Průběžně, dlouhodobě	Bez zásahu, pouze monitoring	Pravidelný monitoring druhového složení a pokryvnosti	Sledování návratu cílových druhů, absence invazních druhů
Vypalování	Řízené vypalování travní stařiny	V předjaří (1. rok, případně i 2. rok)	Intenzivní zásah na vybraných plochách, za sucha	Monitoring reakce vegetace, půdy a výskytu semenáčů	Změna druhového složení, úbytek trav, nárůst bylin
Mechanické narušení	Stržení drnu sekerometykou	Jednorázově v 1. roce	Na vybraných plochách, hloubka dle cíle (obnova z půdní banky)	Monitoring regenerace, výskyt mechorostů, bylin	Diverzita druhů, výskyt cílových druhů, omezení trav
Kombinace opatření	Např. vypalování + pastva, stržení drnu + osetí cílovými druhy	Po vypalování/stržení drnu, následující sezóny	Nízká až střední intenzita pastvy, vysetí cílových druhů na podplošky např. 1 m ²	Sledování sukcesního vývoje, výskyt cílových druhů	Stabilita společenstva, absence expanzivních druhů

podplošek vybranými cílovými druhy zejména bylin jako je v případě Jeseníků např. *Hieracium alpinum* agg., *Campanula barbata*, *Anemone narsissiflora* nebo *Hypochaeris uniflora*. Samozřejmostí je i detailní monitoring takto ošetřených ploch zacílený na sledování populací cílových druhů, ale i na potenciální výskyt expanzivních/invazních rostlin.

Z výsledků našeho výzkumu vyplývá, že potenciál obnovy rostlinných společenstev **spontánní sukcesí** je poměrně vysoký, ovšem skrývá v sobě rizika šíření expanzivních druhů (např. *Galium saxatile*, ale i *Nardus stricta*) nebo druhů šířících se zejména prostřednictvím jelení a kamzičí zvěře z nižších nadmořských výšek (např. *Sorbus aucuparia*, *Rubus idaeus*). Současně je v této rané fázi sukcese (po čtyřech letech) dosud omezeno uchycení původních druhů zaznamenaných v okolních zdravých trávnících (např. *Carex bigelowii*, *Solidago virgaurea*, *Homogyne alpina*, *Ligusticum mutellina*). Dosud jsme na těchto plochách nepotvrdili ani výskyt dalších mizejících druhů, kterým by právě obnažená stařina či podloží mohlo vyhovovat vzhledem k jejich nízké schopnosti konkurence (např. *Hieracium alpinum* agg., *Potentilla aurea*, *Hypochaeris uniflora*). To je patrně způsobeno nedostatkem jejich diaspor v okolí, pravděpodobně i v půdní semenné bance a v některých případech také nízkým kolonizačním potenciálem.

Jak naznačují různé scénáře, v podmínkách globální klimatické změny může opakovaně docházet k velkým teplotním a vlhkostním výkyvům (častějším extrémním epizodám) a s nimi spojeným častějším událostem „náhlého“ odumírání rozsáhlých ploch subalpínských trávníků. Možnosti přirozené obnovy tak budou značně omezeny a v tomto případě bude jednou z možností použití vhodného typu managementového opatření. Výběr opatření a jeho úspěch závisí také na podmínkách prostředí v dané lokalitě (viz Břidličná – mělká půda-sucho-cyklická obnova).

Hlavní faktory, které brání úspěšné regeneraci trávníků do příznivější podoby

1) Přezvěření vrcholových partií Jeseníků a negativní důsledky lokálně příliš intenzivní pastvy a eutrofizace (mezofilizace, homogenizace) porostů.

Vlivem zvěře na vegetaci trávníků jsme se sice v naší studii nezabývali, nicméně její impakt byl všudypřítomný a proto jsme ho také v kapitole o vegetační dynamice obsáhle diskutovali. V současné době též probíhají experimenty se sledováním vlivu zvěře na lokalitě Keprník. Na jejich podkladě snad bude možné zodpovědět otázky, týkající se velikosti populace zejména jelení zvěře a kamzíků s cílem jejich regulace v budoucnosti, což by vegetaci subalpínských trávníků jistě prospělo.

2) Nedostupnost diaspor ochránářsky žádoucích druhů pro regeneraci degradovaných trávníků.

Dostupnost diaspor cílových ochránářsky cenných druhů jsme již v textu dostatečně diskutovali. Bylo by vhodné na vytipovaných lokalitách odebrat vzorky na stanovení struktury půdní semenné banky, abychom měli představu, zda jsou semena cílových druhů v půdě vůbec k dispozici, případně, zda jsou ještě životaschopná. Pro potřeby případného dosévání semen by bylo dale vhodné vytipovat dostatečně početné populace cílových druhů a postupně v jednotlivých letech odebírat zralá semena, případně v pokusné zahradě předpěstovávat sazenice těchto druhů pro jejich další maloplošné využití zřízením drobných “ostrůvků diverzity” uprostřed rozsáhlých porostů subalpínských trávníků v procesu jejich regenerace. Na současný stav a budoucnost populací těchto cílových druhů se zaměřuje další náš projekt, který navazuje na výsledky uvedené v této metodice. Jeho součástí je i podchycení vlivu různých managementových opatření na vybrané cílové druhy tak, abychom mohli lépe zhodnotit daná opatření a předpovědět jejich efektivitu v budoucnosti i v období globální klimatické změny.

3) Příliš nízké pH půdy.

Tento bod patrně představuje nejobtížněji řešitelnou situaci. Současné nízké pH půdy je výslednicí mnoha faktorů: od složení podloží, přes půdní a mikrobiální procesy, pokračující obohacování půdy o dusík prostřednictvím atmosférických depozic, až po negativní vliv přezvěření. Přesto by bylo možné na vybraných místech s cennými zbytky populace cílových druhů a případně v místech regenerace subalpínských trávníků použít některá z námi doporučených opatření. Nabízí se zejména vypalování, které má za následek úpravu pH směrem k vyšším hodnotám a jehož efekt je takřka okamžitý (případně pak maloplošně hnojení formou vápnění). V těchto případech by však bylo zapotřebí jednotlivá opatření opět vyzkoušet a po několik let monitorovat jejich efekt na vegetaci trávníků a příslušné půdní charakteristiky. V procesu diskuze je také již zmíněné snižování stavů zvěře, které by mohlo také vest ke zlepšení pH půdy pod misty degradovanými částmi trávníků.

Shrnutí a další doporučení pro ochranu přírody:

- 1) Podporovat obnovu přirozené druhové skladby v oblasti horní hranice lesa prostřednictvím odstraňování nepůvodních porostů borovice kleče.**
- 2) Zamezit sukcesnímu zarůstání bezlesí expanzivními druhy jako je brusnice borůvka.**
- 3) Zvyšovat druhovou diverzitu prostřednictvím cíleného managementu, zejména pomocí extenzivní pastvy a maloplošného kontrolovaného vypalování.**
- 4) Podporovat experimentální výzkum různých forem hospodaření, s cílem nalézt optimální nástroje péče o ekosystémy. Zejména se nově zaměřit na řízené vypalování, které může sloužit k udržení stávajícího rozsahu (sub)alpínských trávníků.**
- 5) Zvýšit povědomí veřejnosti a zainteresovaných aktérů o kulturní a ekologické historii jesenické krajiny. Vedle ochrany přírodních fenoménů (endemity, glaciální relikty, přírodní procesy) je třeba chránit také kulturní dědictví – např. druhově bohaté vysokohorské trávníky, historické salaše a stezky.**
- 6) Iniciovat chybějící archeologický výzkum a podporovat další paleoekologický výzkum.**

Tato obecná doporučení nemají být zavedena plošně, ale po pečlivém zvážení na vhodných lokalitách. Řada opatření je již v rámci CHKO Jeseníky dlouhodobě využívána a na základě výsledků našeho výzkumu doporučujeme v jejich realizaci pokračovat.

III. Srovnání „novosti postupů“

Projekt byl specificky zaměřen na řešení příčin plošného odumírání a regeneraci subalpínských trávníků v oblasti hlavního hřebene Hrubého Jeseníku. Vzhledem k dosavadní “výjimečnosti” takovýchto událostí v rámci subalpínského bezlesí a jejímu prostorovému omezení právě na oblast Jeseníků šlo o první komplexnější výzkum tohoto fenoménu.

Pro orgány ochrany přírody v současnosti není k dispozici metodika týkající se obnovy subalpínských trávníků po náhlých epizodách odumírání, ať v krátkodobém, nebo dlouhodobém časovém měřítku.

Novost postupů předložené metodiky spočívá zejména v propojení přírodovědných a historických poznatků o vývoji vegetace v jesenickém bezlesí v dlouhodobém měřítku a experimentálních postupech obnovy vegetace. Metodika obsahuje informace týkající se vlivu různých způsobů obhospodařování travních společenstev v horských podmínkách na různé složky prostředí, jejichž efektivita byla experimentálně ověřována.

Jedná se tedy o ucelený podklad pro činnost orgánů veřejné správy na základě aktuálních vědeckých poznatků a soudobého stavu poznání v ČR, který je možno využít při plánování dlouhodobých managementových opatření a přípravě plánů péče o subalpínské bezlesí.

Doporučení v této metodice respektují zásady ochrany přírody. Při jejich použití nehrozí žádná kontaminace půdy nebo spodních vod chemickými látkami a jsou aplikovatelná i v jiných horských podmínkách.

IV. Popis uplatnění metodiky

Metodika bude v praxi uplatněna prostřednictvím obou uživatelů realizovaného projektu, AOPK ČR a MŽP ČR. Jde zejména o managementová opatření aplikovaná Správou CHKO Jeseníky, na jejíž žádost byl výzkumný projekt připraven. Navržené způsoby managementu by měly mít dlouhodobější využití, nejméně v horizontu 10, ale pravděpodobně více let. Uplatnění navržených metodických postupů by mělo mít pozitivní dopady v ochraně přírody a návazně při řešení mezinárodních závazků České republiky, které se týkají péče o evropsky významné typy stanovišť v oblasti naplňování cílů směrnice 92/43/EHS o ochraně přírodních stanovišť, volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin z hlediska ochrany a obnovy dotčených přírodních stanovišť. Dlouhodobý úpadek z hlediska ochrany přírody prioritních typů přírodních stanovišť se aktuálně projevuje jako plošné odumírání, a implementace schválené metodiky by měla tento negativní vývoj podstatně zlepšit. Metodika by měla sloužit jako podklad pro praktickou ochranu biologické rozmanitosti a k vytvoření dlouhodobého monitorovacího systému s cílem zlepšit stav cenných ekosystémů. Vhodné je zahrnutí navržených managementových opatření do plánování péče a provádění konkrétních úkonů zaměřených na obnovu struktury evropsky významných stanovišť v Hrubém Jeseníku vč. možnosti jejich přenositelnosti i do jiných území v ČR s výskytem podobných typů přírodních stanovišť (Králický Sněžník, Krkonoše).

Metodika může být dále využívána ochranářskými, lesnickými a/nebo zemědělskými subjekty, které hospodaří na trvalých travních porostech v chráněných územích a zastupitelstvy dotčených obcí. Tematicky může sloužit také jako studijní materiál nebo zdroj informací studentům středních a vysokých škol se zemědělským a environmentálním zaměřením.

V. Ekonomické aspekty

Obtížně vyčíslitelným aspektem, který je potřeba brát v úvahu při údržbě porostů ve zvláště chráněných územích je podpora biodiverzity travinných společenstev. Ekonomické a environmentální přínosy biologické rozmanitosti odhadované prostřednictvím ekosystémových služeb, které tato společenstva poskytují, jsou značné. Zvláště významným argumentem je zachování a podpora ohrožených druhů rostoucích v chráněných územích. Současná celosvětová krize biodiversity představuje hrozbu nejen pro přírodní dědictví planety Země, ale i pro sociální a ekonomický vývoj lidské populace i jejích budoucích generací. Současná míra vyhynutí druhů je 1000 až 10 000krát vyšší, než je míra přirozeného vyhynutí, a pokud tento trend bude pokračovat, bude až 2 miliony druhů rostlin a živočichů na celém světě vyhubeno v příštím století.

Existují i silné etické a morální argumenty pro ochranu biologické rozmanitosti jen kvůli ní samé, pro její vnitřní hodnotu, bez ohledu na její užitkovou hodnotu pro člověka.

Další aspekt vychází z vyčíslení nákladů obvyklých opatření doporučených MŽP. V hůře přístupných podmínkách, jež jsou ve zvláště chráněných územích obvyklé, jsou náklady na posečení 1 ha travního porostu křovinořezem s likvidací (vyhrabáním a uložením biomasy na místě) 28.000 Kč, s odvozem do 2 km 35.000 Kč, nad 2 km 40.950 Kč. Navýšení nesmí překročit 120%. V případě extenzivní pastvy je sazba 31.950 /ha, v případě obnovní/intenzivní pastvy je to 35.100 Kč/ha, s možností navýšení až 95%. Náklady na hnojení NPK jsou cca 20–60.000 Kč/ha, cena závisí na typu hnojiva (např. NPK 15-15-15), dávce (např. 200–400 kg/ha) a aktuálních cenách hnojiv. V roce 2024 se ceny NPK pohybovaly kolem 10 000–15 000 Kč/tunu, což odpovídá výše uvedeným nákladům při běžném dávkování. Náklady na mechanické odstranění drnu (např. strhávání drnu, frézování) činí cca 5–15 Kč/m² (tj. 50 000–150 000 Kč/ha). Cena závisí na použité technologii (ruční vs. strojní), sklonu terénu a přístupnosti pozemku. Vyšší náklady mohou být u ekologicky citlivých lokalit nebo chráněných území. Orientační náklady na maloplošné vypalování stařiny (jednorázově) činí cca 1–3 Kč/m² (tj. 10 000–30 000 Kč/ha). Náklady zahrnují přípravu, dohled, bezpečnostní opatření a případné následné zásahy (např. dosetí). Vypalování je levnější než mechanické zásahy, ale je legislativně omezené a vyžaduje povolení (např. od AOPK ČR). Dle údajů z portálu nature.cz, vypalování stařiny jako samostatné opatření není v nákladech obvyklých opatření (NOO) MŽP uvedeno. Nicméně v rámci obnovy stanovišť v CHKO se často používá alternativní opatření: vyhrabávání stařiny a mechorostů. Toto opatření je nejbližší

legální a podporovanou alternativou k vypalování. V NOO je uvedena základní cena za vyhrabávání mechanizací 24 300 Kč/ha, ručně 11 Kč/m².

Přehledně náklady na jednotlivá opatření shrnuje tabulka 6.

Tab. 6: Náklady na managementová opatření podle dokumentu MŽP ČR pro rok 2025

(<https://mzp.gov.cz/cz/agenda/prehled-dotaci/naklady-obvyklych-opatreni>)

Kód	Položka	Jednotka	cena Kč/j. (bez DPH)	Poznámka
ZC01	Stržení drnu strojní	m2	36	Strojová samohybná mechanizace
ZC01	Stržení drnu ruční	m2	100	Ruční nářadí, křovinořez
ZC05	Rozmetání kompostu nebo hnoje	ha	7 080	Rozmetání kompostu nebo hnoje
ZC08	Vyhrabávání stařiny a mechorostů mechanizací	ha	24 300	Vyhrabávání stařiny a mechorostů mechanizací
ZC08	Vyhrabávání stařiny a mechorostů ručně	m2	11	Hrábě, ručně vedený vertikutátor

Pokud srovnáme zkoumaná managementová opatření pro podporu biodiverzity z ekonomického hlediska, z jednoznačně vychází jako ekonomicky nejvýhodnější varianta přirozená sukcese. Z časového hlediska však jde za současných klimatických podmínek o dlouhodobý proces s nejistým výsledkem. Naopak ekonomicky nejnáročnější variantou obnovy, avšak nejúčinnější z hlediska dlouhodobého udržení biodiverzity subalpínských trávníků je mechanické stržení drnu doplněné o dosetí semen vybraných bylin. Jednodušší, časově i ekonomicky výhodnější variantou z pohledu dlouhodobé efektivity, by mohlo být prosté odstranění (vyhrabání) vrstvy stařiny v nejzasaženější části porostu trávníků, a opětovné osetí takto vyhrabaných porostních mezer semeny vybraných druhů bylin.

VI. Seznam použité související literatury

Agren, G. I., & Wetterstedt, J. A. M. (2007). What determines the temperature response of soil organic matter decomposition? *Soil Biology and Biochemistry*, 39, 1794–1798.

Anderson, M. J. (2001). A new method for non-parametric multivariate analysis of variance. *Austral Ecology*, 26, 32–46. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2001.01070.pp.x>

Anderson, M. J. (2006). Distance-based tests for homogeneity of multivariate dispersions. *Biometrics*, 62, 245–253.

Axmanová, I., Chytrý, K., Boublík, K., et al. (2024). Catalogue of expansive plants of the Czech Republic. *Preslia*, 96, 299–327. <https://doi.org/10.23855/preslia.2024.29>

Banaš, M., & Trembl, V. (2005). Pozoruhodný svět horských trav a zakrslých stromů na jesenických hřebenech—historie a současnost horní hranice lesa. *Praděd*, 11, 8–9.

Bednář, V. (1956). *Společenstva holí Hrubého Jeseníku [Communities of forest-free areas of the Hrubý Jeseník Mts.]* (Unpublished master's thesis). Knih. kat. bot. PřF UK, Praha.

Bílá, K., & Kindlmann, P. (2015). Global change effects on insect diversity with examples from butterflies in the High Sudetes. In O. Urban & K. Klem (Eds.), *Global Change & Ecosystems, Vol. 1: Predictions on Terrestrial Ecosystems* (pp. 163–175). Global Change Research Centre Czech Academy of Sciences, v.v.i.

Bílá, K., Kuras, T., Šipoš, J., & Kindlmann, P. (2013). Lepidopteran species richness of alpine sites in the High Sudetes Mts.: Effect of area and isolation. *Journal of Insect Conservation*, 17, 257–267. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9504-1>

Breymeyer, A., Degorski, M., & Reed, D. (1997). Decomposition of pine litter organic matter and chemical properties of upper soil layers: Transect studies. *Environmental Pollution*, 98, 361–367.

Bruce, M., & Goldammer, J. G. (2004). The use of prescribed fire in the land management of Western and Baltic Europe. *International Forest Fire News*, 30.

Buček, A. (2010). Současné a budoucí priority ochrany přírody v CHKO Jeseníky. In *Campanula – Sborník referátů z konference ke 40. výročí CHKO Jeseníky (1969–2009)* (pp. 98–105). AOPK ČR – Správa CHKO Jeseníky.

Bullock, J. M., & Pywell, R. F. (2005). Rhinanthus: A tool for restoring diverse grassland? *Folia Geobotanica*, 40, 273–288.

Bureš, L. (2013). Chráněné a ohrožené rostliny Chráněné krajinné oblasti Jeseníky. Rubico, pp. 314.

Bureš, L. (2022). Fenomén Velká kotlina 1. Flóra, vegetace, fauna. Academia.

Bureš, L., & Kočí, M. (2010). Problematika dlouhodobých změn flóry a vegetace subalpínského stupně Hrubého Jeseníku. Manuscript deposited at Správa CHKO Hrubý Jeseník, Jeseník, CZ.

Czajka, B., Łajczak, A., Kaczka, R., Nicia, P. (2015). Timberline in the Carpathians: An overview. *Geographia Polonica* 88, 7–34. <https://doi.org/10.7163/GPol.0013>

Daniel, M., Materna, J., Hönig, V., Metelka, L., Danielová, V., Harcarik, J., ... Grubhoffer, L. (2009). Vertical distribution of the tick *Ixodes ricinus* and tick-borne pathogens in the northern Moravian mountains correlated with climate warming (Jeseníky Mts., Czech Republic). *Unpublished data*.

De Cáceres, M., & Legendre, P. (2009). Associations between species and groups of sites: Indices and statistical inference. *Ecology*, 90, 3566–3574.

Dolák, L., Řehoř, J., Láska, K., Štěpánek, P., & Zahradníček, P. (2023). Air temperature variability of the northern mountains in the Czech Republic. *Atmosphere*, 14, 1063. <https://doi.org/10.3390/atmos14071063>

Drewnik, M. (2006). The effect of environmental conditions on the decomposition rate of cellulose in mountain soils. *Geoderma*, 132, 116–130.

Fisher, Z., Niewinna, M., & Yasulbutaeva, I. (2006). Intensity of organic matter decomposition in various landscapes of Caucasus (Dagestan). *Polish Journal of Ecology*, 54, 105–116.

Fischer, F. M., Chytrý, K., Těšitel, J., Danihelka, J., & Chytrý, M. (2020). Weather fluctuations drive short-term dynamics and long-term stability in plant communities: A 25-year study in a Central European dry grassland. *Journal of Vegetation Science*, 31, 711–721. <https://doi.org/10.1111/jvs.12895>

- Gordon, I. J.** (1989). Vegetation community selection by ungulates on the Isle of Rhum. II. Vegetation community selection. *Journal of Applied Ecology*, 53–64. <https://doi.org/10.2307/2403650>
- Guo, Z., Kurban, A., Ablekim, A., Wu, S., Van de Voorde, T., Azadi, H., ... Dufatanye Umwali, E.** (2021). Estimation of photosynthetic and non-photosynthetic vegetation coverage in the lower reaches of Tarim river based on Sentinel-2A data. *Remote Sensing*, 13, 1458. <https://doi.org/10.3390/rs13081458>
- Harsch M.A., Bader M.** (2011). Treeline form – a potential key to understanding treeline dynamics. *Global Ecology and Biogeography* 20: 582–596.
- Havira, M., Chlapek, J., & Štencel, R.** (2017). Projekt podpory biodiverzity horských biotopů v oblasti Pradědu. *Ochrana přírody*, 3, 6–10.
- Hejcman, M., Nezerková, P., Pavlu, V., Gaisler, J., Lokvenc, T., & Pavlu, L.** (2005). Regeneration of *Nardus stricta* subalpine grasslands in the Giant Mountains [Krkonoše]. *Acta Societatis Botanicae Poloniae*, 74, 297–306. <https://bibliotekanauki.pl/articles/57507.pdf>
- Hejcman M., Pavlů V., Hejcmanová P., Gaisler J., Hakl J. & Rauch O.** (2006) Farmer decision making and its effect on the subalpine grassland succession in the Giant Mountains, Czech Republic. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 75, 165–174.
- Hejcman, M., Klaudisová, M., Schellberg, J., & Honsová, D.** (2007). The Rengen Grassland Experiment: Plant species composition after 64 years of fertilizer application. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 122, 259–266.
- 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 & Environment*, 129, 91–96. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.07.007>
- Hejcman, M., Češková, M., Schellberg, J., & Pätzold, S.** (2010a). The Rengen Grassland Experiment: Effect of soil chemical properties on biomass production, plant species composition and species richness. *Folia Geobotanica*, 45, 125–142.

Hejman, M., Schellberg, J., & Pavlů, V. (2010b). *Dactylorhiza maculata*, *Platanthera bifolia* and *Listera ovata* survive N application under P limitation. *Acta Oecologica*, 36, 684–688.

Hejman, M., Hejmanová, P., Pavlů, V., & Beneš, J. (2012). Origin, history, management and plant species composition of grasslands in Central Europe—a review. *Grassland Science in Europe*, 17, 554–567.

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

Holubík, O., & Fučík, P. (2013). Vliv pastvy na utváření zásob půdní organické hmoty a stabilitu půdní struktury. *Výzkum v chovu skotu, LV(2)*, 2–9.

Homolka, M., & Heroldová, M. (2001). Native red deer and introduced chamois: Foraging habits and competition in a subalpine meadow-spruce forest area. *Folia Zoologica*, 50, 89–98.
<https://www.researchgate.net/publication/285966864>

Hošek, E. (1964). Zalesňování horských holí na Králickém Sněžníku a Keprníku kolem r. 1900 [Forestation of mountain grasslands of Králický Sněžník mt. and Keprník mt. in the period near 1900]. *Časopis Slezského Muz.* 3: 65–73.

Hošek, E. (1973). Vývoj dosavadního hospodaření v nejvyšších polohách Jeseníků a jeho vliv na horní hranici lesa. *Campanula*, 4, 69–81.

Hoyle, G. L., Venn, S. E., Steadman, K. J., Good, R. B., McAuliffe, E. J., Williams, E. R., & Nicotra, A. B. (2013). Soil warming increases plant species richness but decreases germination from the alpine soil seed bank. *Global Change Biology*, 19, 1549–1561.
<https://doi.org/10.1111/gcb.12135>

Husek, V. (2020). *Dlouhodobé změny subalpínské vegetace Králického Sněžníku* [Master's thesis, Palacký University, Olomouc].

Hrevušová, Z., Hejman, M., Pavlů, V., Hakl, J., Klauisová, M., & Mrkvička, J. (2009). Long-term dynamics of biomass production, soil chemical properties and plant species composition of alluvial grassland after the cessation of fertilizer application in the Czech Republic. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130, 123–130.

Chlapek, J., Štencl, R., Březina, S., Krause, D., & Materna, J. (2024). Záludnosti péče o nejvýše položené partie Česka. *Ochrana přírody*, 6, 12–15.

Chytrý, M., & Danihelka, J. (1993). Long-term changes in the field layer of oak and oak-hornbeam forests under the impact of deer and mouflon. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 28, 225–245.

Chytrý, M., & Rafajová, M. (2003). Czech National Phytosociological Database: Basic statistics of the available vegetation-plot data. *Preslia*, 75, 1–15.

Chytrý, M., Tichý, L., Dřevojan, P., Sádlo, J., & Zelený, D. (2018). Ellenberg-type indicator values for the Czech flora. *Preslia*, 90, 83–103. <https://doi.org/10.23855/preslia.2018.083>

Iravani, M., Schütz, M., Edwards, P. J., Risch, A. C., Scheidegger, C., & Wagner, H. H. (2011). Seed dispersal in red deer (*Cervus elaphus* L.) dung and its potential importance for vegetation dynamics in subalpine grasslands. *Basic and Applied Ecology*, 12, 505–515.

Jeník, J. (1961). *Alpínská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku: Teorie anemoorografických systémů*. Nakladatelství ČSAV.

Jeník, J., & Hampel, R. (1991). *Die Waldfreien Kammlagen des Altvatergebirges: Geschichte und Ökologie*. Mährisch-Schlesischer Sudetengebirgsverein, Stuttgart, pp.104.

Kamler, J., Homolka, M., Heroldová, M. & Literáková, P. (2011). Feeding strategy of wild herbivores in habitats of limited food resources. *Wildlife Biology in Practice*, 7(1), 46–55.

Kirby, K. J. (2001). The impact of deer on the ground flora of British broadleaved woodland. *Forestry*, 74(3), 219–229. <https://doi.org/10.1093/forestry/74.3.219>

Klimeš, J., & Klimešová, J. (1991). Alpine tundra in the Hrubý Jeseník Mts., the Sudeten, and its tentative development in the 20th century. *Preslia*, 63, 245–268.

Klinkovská, K., Kučerová, A., Pustková, Š., Rohel, J., Slachová, K., Sobotka, V., Szokala, D., Danihelka, J., Kočí, M., Šmerdová, E., & Chytrý, M. (2023). Subalpine vegetation changes in the Eastern Sudetes (1973–2021): Effects of abandonment, conservation management and avalanches. *Applied Vegetation Science*, 26, e12711. <https://doi.org/10.1111/avsc.12711>

Kočí, M. (2024). Sledování stavu populací vybraných ohrožených druhů na trvalých plochách NPR Praděd 2024. Ms. Depon in: Správa CHKO Jeseníky.

Konvička, M., Beneš, J., & Fric, Z. (2010). Ochrana denních motýlů v České republice—Analýza stavu a dlouhodobá strategie. Studie pro MŽP Praha. http://www.lepidoptera.cz/file_download/49/Konvicka_Ochrana+dennich+motylu+CR2010_MZP_fin.pdf

Kopáček, J., & Veselý, J. (2005). Sulfur and nitrogen emissions in the Czech Republic and Slovakia from 1850 till 2000. *Atmospheric Environment*, 39(12), 2179–2188. <https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2005.01.002>

Koranda, J. (1993): Minulost a současnost jesenických chat. 14. Ovčárna. Vyd. Jiří Koranda. Jeseník.

Koranda, J. (1994): Minulost a současnost jesenických chat. 17. Švýcárna. Vyd. Jiří Koranda. Jeseník.

Koubek, P., & Homolka, M. (1996). A contribution to the ecology of the red deer in the Jeseníky Mts. (Czech Republic). In Proceedings of the Congress of the International Union of Game Biologists, XXII Congress: "The Game and the Man", Sofia, Bulgaria, September 4–8, 1995 (Vol. 22, p. 210). Pensoft Publishers.

Kovářová, M. (1984). Changes of several characteristics of native litter during exposure in periodically flooded biotopes. *Folia Geobotanica et Phytotaxonomica*, 19(3), 257–277.

Krahulec, F., Blažková, D., Balátová-Tuláčková, E., Štursa, J., Pecháčková, S., & Fabšičová, M. (1996). Louky Krkonoš: rostlinná společenstva a jejich dynamika. *Opera Corcontica*, 33, 3–250.

Kunz, F. (1925). O složení rostlinných porostů pastvin v Pradědských horách. *Československý zemědělec*, 7(29), 281–283, 310–311, 319–320.

Laus, H. (1910). Der Grosse Kessel im Hochgesenke. Beihefte zum botanischen Centralblatt, 26, 103–131.

Laus, H. (1927). Květena Petrštiny ve Vysokých Jesenících se zvláštním zřetelem na rozšíření našich arkticko-alpínských druhů vrb. *Časopis Vlasteneckého Spolku Musejního v Olomouci*, 39, 27–52.

Leirós, M. C., Trasar-Cepeda, C., Seoane, S., & Gil-Sotres, F. (1999). Dependence of mineralization of soil organic matter on temperature and moisture. *Soil Biology and Biochemistry*, 31(3), 327–335.

Maechler, M., Rousseeuw, P., Struyf, A., Hubert, M., & Hornik, K. (2022). *Cluster: Cluster Analysis Basics and Extensions* (R package version 2.1.4). <https://cran.r-project.org/web/packages/cluster/>

Majkus, J. (2007). *Metody sledování mikrobiální aktivity půd v polních podmínkách* (Bakalářská práce). MENDELU v Brně.

Málková, J., & Matějka, K. (2004). Klíčivost vybraných travních dominant Krkonoš [Selected Grass Dominant Germination in the Giant Mountains]. *Opera Corcontica*, 41, 250–255. <http://hdl.handle.net/20.500.11956/161605>

Mallik, A. U., & Gimingham, C. H. (1985). Ecological effects of heather burning: II. Effects on seed germination and vegetative regeneration. *Journal of Ecology*, 73(2), 633–644. <https://doi.org/10.2307/2260500>

Mareček, J., Martínek, P., & Hošek, S. (2005). *Loučná nad Desnou a Kouty nad Desnou. Historický průvodce. Pro obec Loučná nad Desnou vydal Jiří Mareček.*

Matthews, T. J., Triantis, K., Whittaker, R. J., & Guilhaumon, F. (2019). Sars: An R package for fitting, evaluating and comparing species-area relationship models. *Ecography*, 42(8), 1446–1455. <https://doi.org/10.1111/ecog.04271>

Merunková, K., & Chytrý, M. (2012). Environmental control of species richness and composition in upland grasslands of the southern Czech Republic. *Plant Ecology*, 213(4), 591–602.

Michalcová, D., Lvončík, S., Chytrý, M., & Hájek, O. (2011). Bias in vegetation databases? A comparison of stratified-random and preferential sampling. *Journal of Vegetation Science*, 22(2), 281–291. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2010.01249.x>

Mládek, J., Pavlů, V., Hejman, M., & Geisler, J. (2006). *Pastva jako prostředek údržby trvalých travních porostů v chráněných územích*. VÚRV Praha a MŽP ČR.

Moe, S. R., & Wegge, P. (2008). Effects of deposition of deer dung on nutrient redistribution and on soil and plant nutrients on intensively grazed grasslands in lowland Nepal. *Ecological Research*, 23, 227–234. <https://doi.org/10.1007/s11284-007-0367-y>

Montiel, C., & Kraus, D. (2010). *Best practices of fire use: Prescribed burning and suppression fire programmes in selected case-study regions of Europe* (Vol. 24). European Forest Institute.

Novák, J., & Hédli, R. (2007). Analýza uhlíků v půdních profilech nad současnou hranicí lesa v Hrubém Jeseníku a Králickém Sněžníku. In J. Hošek et al. (Eds.), *Zpráva o řešení projektu VaV SM/6/70/05 za rok 2007* (pp. 4–18).

Novák, J., Petr, L., & Treml, V. (2010). Late-Holocene human-induced changes to the extent of alpine areas in the East Sudetes, Central Europe. *The Holocene*, 20(6), 895–905. <https://doi.org/10.1177/0959683610365938>

Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., ... Weedon, J. (2022). *vegan: Community Ecology Package* (Version 2.6–4) [R package]. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>

Orbán, I., Ónodi, G., & Kröel-Dulay, G. (2023). The role of drought, disturbance, and seed dispersal in dominance shifts in a temperate grassland. *Journal of Vegetation Science*, 34, e13199. <https://doi.org/10.1111/jvs.13199>

Pakeman, R. J., Digneffe, G., & Small, J. L. (2002). Ecological correlates of endozoochory by herbivores. *Functional Ecology*, 16, 296–304. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00625.x>

Pavlů, V., Pavlů, L., Gaisler, J., & Hejčman, M. (2017). Hnojení a vápnění horských travních porostů-shrnutí současných poznatků. *Opera Corcontica*, 54, 107–120.

Prach, J., & Kopecký, M. (2018). Landscape-scale vegetation homogenization in Central European sub-montane forests over the past 50 years. *Applied Vegetation Science*, 21, 373–384. <https://doi.org/10.1111/avsc.12372>

R Core Team. (2023). *R: A language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing. <https://www.R-project.org>. Accessed 12 February 2025.

Rajczak, J., Pall, P., & Schär, C. (2013). Projections of extreme precipitation events in regional climate simulations for Europe and the Alpine Region. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 118(7), 3610–3626. <https://doi.org/10.1002/jgrd.50297>.

Resch, M. C., Schütz, M., Ochoa-Hueso, R., Buchmann, N., Frey, B., Graf, U., ... & Risch, A. C. (2022). Long-term recovery of above-and below-ground interactions in restored grasslands after topsoil removal and seed addition. *Journal of Applied Ecology*, 59(9), 2299–2308.

Ross, L. C., Woodin, S. J., Hester, A. J., Thompson, D. B., & Birks, H. J. B. (2012). Biotic homogenization of upland vegetation: Patterns and drivers at multiple spatial scales over five decades. *Journal of Vegetation Science*, 23(4), 755–770. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2012.01390.x>.

Rybníček, K., & Rybníčková, E. (2004). Pollen analysis of sediments from the summit of the Praděd range in Hrubý Jeseník Mts (Eastern Sudetes). *Preslia*, 76, 331–347.

Salick, J., Fang, Z., & Hart, R. (2019). Rapid changes in eastern Himalayan alpine flora with climate change. *American Journal of Botany*, 106(4), 520–530. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1263>.

Sáňka, M., & Materna, J. (2004). Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR. Ministerstvo životního prostředí.

Sedláček, O., Marhoul, P., & Dušek, J. (2015). Využití řízených požárů v ochranářském managementu se zvláštním zřetelem na jeho využití při managementu bezlesí navrhované CHKO Brdy.

Schwarz, O., Vacek, S., Podrázský, V., & Kuš, J. (2007). Vývoj stavu spárkaté zvěře a škod zvěří v bilaterální Biosférické rezervaci Krkonoše/Karkonosze. *Opera Corcontica*, 44, 499–510. http://www.infodatasys.cz/biodivkursu/p2007/OperaCorc44_453.pdf. Accessed 12 February 2025.

Schütz, M., Risch, A. C., Achermann, G., Thiel-Egenter, C., Page-Dumroese, D. S., Jurgensen, M. F., & Edwards, P. J. (2006). Phosphorus translocation by red deer on a subalpine grassland in the Central European Alps. *Ecosystems*, 9(4), 624–633. <https://doi.org/10.1007/s10021-006-0091-4>.

Schütz, M., Risch, A. C., Leuzinger, E., Krüsi, B. O., & Achermann, G. (2003). Impact of herbivory by red deer (*Cervus elaphus* L.) on patterns and processes in subalpine grasslands in the Swiss National Park. *Forest Ecology and Management*, 181(1-2), 177–188. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00131-2](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00131-2).

Sokol, F. (1965). Vliv přírodního prostředí a lidské činnosti na vznik svahových sesuvů a dosavadní zkušenosti s jejich rekultivací v Hrubém Jeseníku. Dis. práce, LF VŠZ Brno.

Stanik, N., Peppler-Lisbach, C., & Rosenthal, G. (2021). Extreme droughts in oligotrophic mountain grasslands cause substantial species abundance changes and amplify community filtering. *Applied Vegetation Science*, 24, e12617. <https://doi.org/10.1111/avsc.12617>.

Szabó, P., Bobek, P., Dudová, L., & Hédli, R. (2024). From oxen to tourists: The management history of subalpine grasslands in the Sudeten mountains and its significance for nature conservation. *The Anthropocene Review*, 20530196241266227. <https://doi.org/10.1177/20530196241266227>.

Šantrůčková, H. (2001). *Ekologie*. BF JU a ÚPB AV ČR v Českých Budějovicích, pp. 6-27.

Šlajsová, P. (2009). Rychlost dekompozice organické hmoty v půdách smrkových lesů na Šumavě. JČU České Budějovice, 46 s.

Štencl, R. (2012). Znovuobnovená pastva skotu na Švýcarské. *Ochrana přírody*, 5, 33.

Štursová, H. (1985). Antropické vlivy na strukturu a vývoj smilkových luk v Krkonoších [Anthropic effects on the structure and development of the mat-grass meadows in the Krkonoše]. *Opera Corcontica*, 22, 79–120. <http://hdl.handle.net/20.500.11956/161895>. Accessed 12 February 2025.

Tichý, L. (2002). JUICE, software for vegetation classification. *Journal of Vegetation Science*, 13(4), 451–453. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02069.x>.

Tremel V. (2017). Variabilita růstu a změn pokryvnosti dřevin na horní hranici lesa. habilitační práce, Univerzita Karlova.

Tremel, V., Jankovská, V., & Petr, L. (2008). Holocene dynamics of the alpine timberline in the High Sudetes. *Biologia*, 63(1), 73–80. <https://doi.org/10.2478/s11756-008-0021-3>.

Tremel, V., & Banaš, M. (2005). Alpínská hranice lesa v Hrubém Jeseníku. In *Campanula - Sborník referátů z konference k 35. výročí CHKO Jeseníky (1969-2004)* (pp. 50–56). Správa ochrany přírody-Správa CHKO Jeseníky.

Úlehlová, B. (1985). Rozkladači a rozkladné procesy v travinných ekosystémech. In M. Rychnovská et al. *Ekologie lučních porostů* (pp. 292). Praha: Academia.

Valese, E., Conedera, M., Held, A. C., & Ascoli, D. (2014). Fire, humans and landscape in the European Alpine region during the Holocene. *Anthropocene*, 6, 63–74. <https://doi.org/10.1016/j.ancene.2014.06.006>.

Van Wieren, S. E. (1996). Do large herbivores select a diet that maximizes short-term energy intake rate? *Forest Ecology and Management*, 88(1-2), 149–156. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(96\)03877-7](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(96)03877-7).

Vogels, J. (2009). Fire as a restoration tool in the Netherlands – First results from Dutch dune areas indicate potential pitfalls and possibilities. *International Forest Fire News (IFFN)*, 38), 23–35.

Vozár, L., & Jančovič, J. (2004). Diversity of anthropogenic impacted association Lolio-Cynosuretum Typicum R.Tx. 1937. In *Produkčné, ekologické a krajinotvorné funkcie trávnych ekosystémov a krmných plodín* (pp. 136–143). SPU Nitra.

Wang, G., Wang, J., Zou, X., Chai, G., Wu, M., & Wang, Z. (2019). Estimating the fractional cover of photosynthetic vegetation, non-photosynthetic vegetation and bare soil from MODIS

data: Assessing the applicability of the NDVI-DFI model in the typical Xilingol grasslands. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 76, 154–166. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2018.11.006>.

Wassen, M. J., Venterink, H. O., Lapshina, E. D., & Tanneberger, F. (2005). Endangered plants persist under phosphorus limitation. *Nature*, 437(7058), 547–550.

Wipf, S., Stöckli, V., Herz, K., & Rixen, C. (2013). The oldest monitoring site of the Alps revisited: Accelerated increase in plant species richness on Piz Linard summit since 1835. *Plant Ecology & Diversity*, 6(4), 447–455. <https://doi.org/10.1080/17550874.2013.764943>.

Zbírál, J., Čižmarová, E., Obdržálková, E., Rychlý, M., Vilamová, V., Srnková, J., & Žalmanová, A. (2016). *Analýza půd*. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský.

Zeidler, M., Husek, V., Banaš, M., & Krahulec, F. (2023). Homogenization and species compositional shifts in subalpine vegetation during the 60-year period. *Acta Societatis Botanicorum Poloniae*, 92(1). <https://doi.org/10.5586/asbp/171689>.

Zeidler, M., & Banaš, M. (2018). Pichlavá cesta od kleče k alpínským trávníkům v Hrubém Jeseníku. *Ochrana přírody*, 5, 13–15.

VII. Seznam výsledků a publikací, které předcházely metodice

Mapy

- 2021 – Mapa zdravotního stavu subalpínských trávníků v roce 2021

Nmap - Specializovaná mapa

- 2022 - Mapa zdravotního stavu subalpínských trávníků v roce 2022

Nmap - Specializovaná mapa

- 2022 - Mapa topograficky podmíněných rizik v subalpínském bezlesí Hrubého Jeseníku

Nmap - Specializovaná mapa

- 2023 - Mapa krajinných archeologických prvků v subalpínském bezlesí Hrubého Jeseníku a přilehlém území

Nmap - Specializovaná mapa

- 2023 - Podrobná mapa vegetačních typů na hlavním hřebeni Hrubého Jeseníku

Nmap - Specializovaná mapa s odborným obsahem

Odborné publikace

Mrázková, M., Látal, O., Bilošová, H., Hédli, R., Nováková, A. (2023): Hodnocení rozkladu celulózy pod travními porosty při různých typech zásahů. *Výzkum v chovu skotu*, č. 4, v tisku.

Szabó, P., Bobek, P., Dudová, L., & Hédli, R. (2024). From oxen to tourists: The management history of subalpine grasslands in the Sudeten mountains and its significance for nature conservation. *The Anthropocene Review*, 20530196241266227.

Vymazalová M., Fabšičová M., Mrázková M., Hédli R., Kachalova O. (2025): Spontaneous regeneration of subalpine grasslands after large-scale dieback events. *Biodiversity&Conservation* (submitted).

Hédli et al. (2025): Příčiny odumírání subalpínských trávníků a návrh opatření k obnově jejich struktury. Souhrnná výzkumná zpráva

Prezentace výsledků na dvou setkáních organizovaných aplikačními garanty projektu:

1) *Konzilium expertů k péči o alpské bezlesí, část Jeseníky, Praděd. 5.–6. 6. 2024.*

Přednášky představující výsledky projektu:

- Hédli R.: Tundra i pastvina: jesenické horské bezlesí mezi intenzivním hospodařením a přísnou ochranou.
- Dudová L.: Prehistorie a historie subalpínské vegetace v Jeseníkách - paleoekologický výzkum profilu Velký Máj
- Szabó P.: Krátký příspěvek o historii využití alpínského bezlesí v posledních 500 letech.
- Kachalová O.: Historie a možné příčiny odumírání subalpínských trávníků v Jeseníkách.
- Vymazalová M.: Regenerace odumřelých subalpínských trávníků Hrubého Jeseníku.

2) Konference k 55. výročí založení CHKO Jeseníky, Branná. 6.–7. 11. 2024.

Přednášky představující výsledky projektu:

- Dudová L.: Co se dělo na hřebenech Jeseníků aneb minulost zapsaná v pylu a uhlících
- Hédli R.: Tundra i pastvina: souhrn poznatků výzkumu zaměřeného na odumírání subalpínských trávníků
- Vymazalová M., Kachalová O.: Nedávné změny ve vegetaci subalpínských trávníků v Jeseníkách: odumírání a obnova
- Szabó P.: Od volů k turistům: historie využití alpínského bezlesí v posledních 500 letech

Komunikace výsledků projektu – prezentace na konferencích:

- priority habitat types using remote sensing / Abs. of the Conference Životní prostředí - prostředí pro život 2022 12 – 14 September 2022. Praha, CENIA: 90–91. [Link](#)
- Kachalova O., Hédli R., Houška J., Vymazalová M., Fabšičová M., Červenka J. (2023) Retrospective Analysis of The Sudden Mortality and Recovery of Subalpine Grasslands in the Czech Republic Using Remote Sensed Satellite Data / 11th IALE World Congress 2023 Book of Abstracts: 241. [Link](#)
- Vymazalová M., Fabšičová M., Hédli R., Mrázková M. (2023) Recovery of dead subalpine grasslands in the Jeseníky Mts. 11th Conference Geoecological Problems of the Krkonoše/Karkonosze Mountains „KARKONOSZE - OUTSTANDING GEODIVERSITY AND ITS IMPLICATIONS”, 6th October 2023, Jelenia Góra – Sobieszów.
- Houška J., Kachalova O., Červenka J., Biney J., Hédli R., Szabó P. (2023) Using MicaSense Altum and CASI Airborne Multispectral Imagery for the Detection of Subalpine

Grassland Mortality Events in the Hrubý Jeseník Mountain Range in the Czech Republic / 11th IALE World Congress 2023 Book of Abstracts: 356–357. [Link](#)

- Kachalova O., Hédli R., Houška J., Vymazalová M., Fabšičová M., Červenka J. (2023) Large-scale remotely sensed mapping and monitoring of subalpine vegetation in the Jeseníky mountains. 11th Conference Geoecological Problems of the Krkonoše/Karkonosze Mountains „KARKONOSZE - OUTSTANDING GEODIVERSITY AND ITS IMPLICATIONS”, 6th October 2023, Jelenia Góra – Sobieszów.

- Vymazalová M. et al. (2024) Drought legacies in the Central European mountains. Will subalpine grasslands disappear there? - poster na konferenci 32nd EVS/66th IAVS ve Funchalu 16.-20.9.2024
Výstava o projektu ve Vlastivědném muzeu Šumperk, říjen–listopad 2023

Opakování výstavy:

Botanická zahrada Masarykovy univerzity v Brně, únor 2024

Botanický ústav AV ČR v Průhonicích, Galerie Natura, květen 2024

Týden Akademie věd ČR 2024, listopad 2024, Praha

Popularizační články

Hédli R. (2022): Úpadek a obnova jeseníckých horských holí. *Jeseníky Rychlebské hory* 9: 16–17.

VIII. PODĚKOVÁNÍ

Tato práce vznikla v rámci řešení projektu TAČR reg. č. SS03010065 a za podpory dlouhodobého koncepčního rozvoje výzkumné organizace RVO67985939.

Dále děkujeme AOPK ČR – RP Olomoucko, odd. Správa CHKO Jeseníky a Lesům ČR, s.p. (Krajské ředitelství Šumperk a LS Loučná nad Desnou) za umožnění tohoto výzkumu v NPR Praděd a PR Břidličná za udělení potřebných výjimek pro vjezd na chráněné území, vstup mimo vyznačené cesty a odběry rostlinných a půdních vzorků. Za cenné rady a připomínky k prvním verzím rukopisu děkujeme Jindřichu Chlapkovi a Radkovi Štenclovi. Za kritické posouzení textu metodiky a za návrhy na jeho vylepšení děkujeme Stanislavu Březinovi, Martinovi Kočímu a Kláře Čámské. Za posouzení metodiky před jejím schválením děkujeme Pavle Klabanové.