

AKTUÁLNÍ STAV LESNÍCH A VODNÍCH EKOSYSTÉMŮ NA ÚZEMÍ EVROPSKY VÝZNAMNÉ LOKALITY KRKONOŠE

Výstup projektu č. EHP-CZ02-OV-1-023-2015



SPRÁVA KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU

www.krnep.cz



Podpořeno grantem z Islandu, Lichtenštejska a Norska.
Supported by grant from Iceland, Liechtenstein a Norway.

Aktuální stav lesních a vodních ekosystémů na území evropsky významné lokality Krkonoše

Výstup projektu č. EHP-CZ02-OV-1-023-2015



Vydala Správa Krkonošského národního parku v roce 2017

Text: © Jana Beranová, Josef Halda, Šárka Holá, Jakub Hruška,
Irena Hubálková, Václav Jansa, Jan Materna, Otakar Schwarz, Jan Špaček,
Jan Tumajer

Fotografie na titulní straně: © Kamila Antošová

PŘEDMLUVA

Od ledna 2015 do února 2017 Správa Krkonošského národního parku řešila projekt s názvem „Aktuální stav poškození lesních a vodních ekosystémů na území EVL Krkonoše a harmonizace základní monitorační sítě pro sledování jejich vývoje jako nezbytného podkladu pro managementová opatření k posílení jejich stability a biodiverzity“ (č. projektu EHP-CZ02-OV-1–023–2015). Projekt byl podpořen grantem z Islandu, Lichtenštejnska a Norska prostřednictvím EHP fondů. Na jeho realizaci se podíleli dva partneři, Česká geologická služba (ČGS) a Ústav pro výzkum lesních ekosystémů, s.r.o. (IFER).

Cílem projektu byl monitoring aktuálního stavu lesů a tekoucích vod na území národního parku a jeho porovnání se situací po imisní zátěži, která Krkonoše postihla v 70. a 80. letech 20. století a která vedla k silné acidifikaci (okyselení) půdního i vodního prostředí, následnému plošnému odumírání krkonošských lesů a významným negativním změnám v biodiverzitě lesních a vodních ekosystémů. Monitoring z velké míry vycházel z jednotné inventarizační sítě 930 reprezentativních ploch na území KRNAP.

Za účelem naplnění cílů projektu byly aktivity rozděleny do čtyř sub-projektů:

Sub-projekt 1: Vývoj chemismu půd, atmosférické depozice, kritických zátěží síry a dusíku lesních ekosystémů v EVL Krkonoše

Sub-projekt 2: Monitoring a vyhodnocení aktuálního zdravotního stavu lesních porostů na území EVL Krkonoše

Sub-projekt 3: Monitoring epifytických lišejníků jako klíčové bioindikační skupiny pro zjištění aktuálního stavu a vývoje biodiverzity lesních ekosystémů na území EVL Krkonoše

Sub-projekt 4: Vyhodnocení acidifikace a aktuálního ekologického stavu vodních toků na území EVL Krkonoše

Sub-projekt 1

Vývoj chemismu půd, atmosférické depozice, kritických zátěží síry a dusíku lesních ekosystémů v EVL Krkonoše

Shrnutí závěrečných zpráv sub-projektu „Vývoj chemismu půd, atmosférické depozice, kritických zátěží síry a dusíku lesních ekosystémů v EVL Krkonoše“ (HRUŠKA 2016)

Úvod

Krkonoše byly od 60. do 90. let minulého století výrazně zatíženy vysokými koncentracemi SO_2 a NO_x v ovzduší a následně i vysokou atmosférickou depozicí síry a dusíku. V souvislosti s vysokou imisní zátěží zde bylo nuceně odtěženo cca 8 000 ha smrkových porostů a vzniklé poimisní holiny byly opět zalesněny převážně opět smrkem.

V souvislosti s trvajícím ovlivněním přírodního prostředí imisemi představují takto vzniklé rozsáhlé stejnověké smrkové kultury značné riziko

z hlediska stability. Proto byl od roku 1994 sledován vývoj atmosférické depozice a zdravotního stavu lesních porostů. Z důvodu nedostatku finančních zdrojů byl výzkum v roce 2011 ukončen, ačkoli získané výsledky zpochybňovaly existenci smrkových porostů na 20 % území Krkonoš (SCHWARZ et al. 2011). Cílem řešení tohoto projektu bylo výsledky ověřit, zpřesnit je rozšířením měření na více lokalit a identifikovat aktuálně nejvíce ohrožené lesní ekosystémy.

Teoretická východiska a rozbor problematiky

V rámci střední Evropy vedl zrůst antropogenní atmosférické depozice sloučenin síry a dusíku k acidifikaci půd, kdy jsou do půdy vstupující oxysolující látky (SO_4^{2-} , NO_3^-) pufrovány bazickými kationty (zejména Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+ a Na^+ značných celkově jako BC) uvolňovanými do půdního roztoku z iontově výměnného komplexu půd a následně vyplavovanými z ekosystému (SCHULZE 1989). Část bazických kationtů jsou důležité živiny, o které je půdní prostředí jejich vyplavováním ochuzováno (MATZNER & MURACH 1995,

SCHULZE 1989). Za těchto podmínek se v horských oblastech s minerálně chudým geologickým podložím stávají BC živinami limitujícími existenci stávajících lesních porostů. Po jejich vyčerpání z iontově výměnného komplexu půd klesá pH půdního roztoku a z půdního prostředí se do půdní vody uvolňují vysoké koncentrace hliníku – Al^{3+} , který je v iontové anorganické formě toxický (HRUŠKA & CIENCIALA 2005).

Sloučeniny dusíku působí v cílových ekosystémech kromě acidifikace zvýšení jejich úživnosti,

neboť dusík (ve formě minerálních iontů NO_3^- a/nebo NH_4^+) představuje limitující živinu ve většině suchozemských ekosystémů (VITOUSEK 1982, TYLER & FALKENGREN-GRERUP 1998). Zvýšený vstup sloučenin dusíku se zpravidla projevuje vyšší primární produkcí ekosystémů, kdy je vstupující dusík rychle imobilizován ve tkáních živých organismů (GUNDERSEN 1991; MAGILL et al. 1997). Obvykle dochází současně ke zvýšení rychlosti mineralizace a nitrifikace v půdě (LOVETT & RUETH 1999, DIEKMANN et al. 1999) a obsahu dusíku (%) v rostlinné biomase (NÄSHOLM et al. 2000, STEFAN et al. 1997). Výsledky mnoha výzkumů potvrzují přímou souvislost mezi velikostí atmosférické depozice sloučenin dusíku a obsahem dusíku (%) v rostlinné biomase (HICKS et al. 2000, PITCAIRN et al. 2001). Při trvajícím zvýšeném vstupu dusíku do lesního ekosystému, nastává po určité době tzv. saturace ekosystému dusíkem. Některé druhy organismů jsou vyšší dostupností dusíku zvýhodněny, jiné naopak znevýhodněny (BOBBINK & HORNUNG 1995). Dochází k významným změnám zastoupení druhů v rostlinných společenstvech. Pokračuje-li vyšší přísun dusíku i ve stavu saturace ekosystému dusíkem, ekosystém jako celek se stává citlivějším vůči vnějším abiotickým i biotickým vlivům (MATZNER & MURACH 1995, FENN et al. 1998).

V ČR došlo po roce 1990 k výrazné redukci kyselých depozic (OULEHLE et al. 2016). Největší pokles byl zaznamenán v 90. letech v souvislosti s odsířením velkým elektráren a útlumem těžkého průmyslu. Depozice dusíku neprodělala tak strmý vývoj. Po roce 1990 sice dochází vedle poklesu průmyslu i k poklesu živočišné výroby, ale na významu nabývají další zdroje NO_x , a to zejména doprava. Současně s emisemi okyselujících síry a dusíku ve střední Evropě dramaticky poklesly i emise prachu. Pokles emisí (a následně i depozice) bazických kationtů, které mají ve střední Evropě původ hlavně v prachu (zejména vápník), současně mírně eliminuje pozitivní efekt snižování emisí a depozice okyselujících sloučenin síry a dusíku.

Proto prozatím nedošlo k zásadní regeneraci půdního prostředí a zásoby bazických kationtů v iontově výměnném komplexu a chronická půdní acidifikace a nadbytek dusíku v ekosystému dusíku odeznívají jen pomalu.

V rámci ČR Krkonoše patřily (a dosud patří) k oblastem s nejvyšší depozicí jak síry, tak i dusíku. Je to dáno jednak polohou nedaleko velkých zdrojů emisí, jednak s vysokou nadmořskou výškou souvisícími vysokými srážkovými úhrny. Současně i geologické podloží Krkonoš je tvořeno převážně pomalu zvětrávajícími vyvěřelými horninami, které jsou dalším limitujícím faktorem dlouhodobé odolnosti území z hlediska acidifikace.

Podstatná část Krkonoš je bohužel v současné době zalesněna smrkem. Ve velké části smrkových kultur, založených v minulosti na poimisiních holinách, jsou patrné některé z uvedených příznaků nadbytku dusíku. Stromy mají extrémně velké přírůstky biomasy, k jejich stavbě potřebují větší množství vody a v půdě deficientních prvků (již shora zmiňovaných Ca a Mg). Nadměrný příjem dusíku tak vyvolává v metabolismu stromů nerovnováhu živin, která se projevuje celkovým chřadnutím, žloutnutím a opadáváním jehlic. Poškozený strom je velmi náchylný ke zlomům (má díky rychlému růstu křehké dřevo), škodám suchem a hmyzím škůdcům (blíže např. HRUŠKA & CIENCIALA 2005).

Citlivost konkrétního ekosystému vůči atmosférické depozici sloučenin síry a dusíku lze odhadovat výpočtem tzv. kritické zátěže síry a dusíku. Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny, jež by měly dlouhodobě škodlivé účinky na nejcitlivější složky ekosystému (NILSSON & GRENFELT 1988). Velikost kritických zátěží kromě velikosti vstupu sloučenin síry a dusíku ovlivňují další vlastnosti prostředí (složení matečné horniny a rychlost zvětrávání, příjem živin vegetací, srážkoodtokové poměry atd.). Kritické zátěže jsou používány ke kvantifikaci nezbytného snížení emisí kyselinotvorných sloučenin

a nadbytečného nutričního dusíku do ovzduší a následně depozic sloučenin vzniklých oxidací

SO₂ a NO_x v ovzduší a na povrchu vegetace (např. HRUŠKA et al. 1999).

Metodika

Velikost celkové atmosférické depozice je zjišťována standardní metodou užívanou i v jiných podhořích ČR i v zahraničí. Byla určena pomocí výpočtů z látkových toků ve srážkové (gravitační) depozici a v podkorunových srážkách měřených na 8 lokalitách na území Krkonoš.

Podkorunové srážky jsou odebírány pomocí trvale exponovaných odběrových zařízení ve dvou odlišných konstrukčních variantách pro vegetační a zimní období. Pro potřeby výpočtů atmosférické depozice je každé měřištní ploše v lesním porostu přiřazeno pomocné měřištně na bezlesé ploše. Plochy v lesních porostech jsou osazeny vždy devíti odběrovými zařízeními umístěnými na dvou kolmých transektech tvořících rovno-ramenný kříž. Paralelní pomocné měřištní plochy v bezlesí jsou osazeny vždy dvěma odběrovými zařízeními shodného typu, která slouží pro měření gravitační depozice.

Po 14denní expozici je změřen zachycený objem srážek a je odebrán vzorek. Ve scelených vzorcích z podkorunového prostoru a ve vzorcích z volné plochy jsou prováděna následující stanovení: spec. el. vodivost, pH a koncentrace F⁻, Cl⁻, SO₄²⁻, NO₃⁻, NH₄⁺, Na⁺, K⁺, Ca²⁺, Mg²⁺, Fe, Mn, Al, Zn, As, Be, Cd, Pb.

Ze srážkových úhrnů a zjištěných koncentrací jsou vypočítávány látkové toky jednotlivých látek

v podkorunovém prostoru (nadále označené TF) a na volné ploše (dále PD). Celková atmosférická depozice se vypočítává pomocí metody dělení podkorunového toku látek (BREDEMEIER 1988).

Principem vyhodnocení kritických zátěží je výpočet neutralizační kapacity přírodního prostředí, především půd a vegetace, která umožní eliminovat přebytečné vodíkové ionty vznikající při atmosférické depozici síry a dusíku. V případě nutričního dusíku je pak vyhodnoceno takové množství, které ekosystém ještě dlouhodobě negativně neovlivňuje (nejvyšší dávka, která nezpůsobí změnu biodiverzity a růstové charakteristiky lesů).

Koncept kritických zátěží v tomto smyslu je oficiální metodou výpočtu imisních zátěží platných v rámci evropské konvence o dálkovém přenosu škodlivin (UN ECE Convention on Long-Range Transboundary Air Pollution) a slouží evropské komisi k posouzení vlivu emisí na ekosystémy a další strategie jejich snižování (LORENZ et al. 2006).

Mapy celkové atmosférické depozice (CAD) a kritických zátěží (CL) byly vytvořeny interpolací vypočítaných hodnot v prostředí extenze Spatial Analyst programu ArcGIS 9.1 metodou spline (typ Tension; váha 0,1; počet bodů 12; velikost buňky 100 m). Mapy překročení kritických zátěží vznikly vzájemnou kombinací příslušných gridů podle daného vztahu (CAD–CL).

Výsledky

Atmosférická depozice

Na základě údajů o chemismu srážek na volné ploše a podkorunových srážek na osmi místech, reprezentujících výškový a geografický charakter

KRNAP, byla vypočtena celková roční atmosférická depozice prvků a sloučenin pro období hydrologického roku 2016 (říjen 2015 – září 2016, Tab. 1a, b) a látkové toky vodíkových iontů

(Tab. 2). Z těchto hodnot pak byly interpolovány mapy celkové depozice jednotlivých prvků a sloučenin pro celé území KRMAP. Mapy byly interpolovány do bodů, pro které byly vypočítávány kritické zátěže síry a dusíku a jejich překročení.

Depozice síry

Celková depozice S (Obr. 1) kolísá na území Krkonoš zhruba mezi hodnotami 30–70 meq/m²/rok. Nejvyšší hodnoty se nalézají v západní a jihozápadní části, což odpovídá i umístění velkých zdrojů (uhelné pánve s elektrárnami) západně od masivu Krkonoš. Současně je zde i soustředěno lokálně více průmyslu a osídlení v Liberecko-Jablonecké aglomeraci a v okolí Vrchlabí. Naopak nejnížší depozice se nacházejí v okolí měřicího bodu Bažinky (údolní poloha chráněná okolními hřebeny) a širším okolí Černé hory.

Depozice dusíku

Celková depozice dusíku (Obr. 2) má podobné rozdělení jako depozice síry, rozptyl hodnot je ale celkově větší, a to mezi 62–180 meq/m²/rok. Nejvyšší depozice je na západní a jihozápadní části Krkonoš, což stejně jako u síry zřejmě souvisí s větší blízkostí zdrojů emisí. Východní část Krkonoš má celkově nižší depozici dusíku než západní část pohoří. V depozici mírně převažuje amoniakální dusík nad dusičnanovým (Tab. 1a, b), což je jev typický pro střední Evropu (KOPÁČEK et al. 2005, 2016).

Depozice bazických kationtů

Depozice bazických kationtů je klíčová pro pufraci kyselých depozic jednak přímo v atmosféře, kde neutralizuje silné kyseliny a zvyšuje pH srážek, ale i po dopadu na půdy se BC dále dostávají do iontovýmenného komplexu půd a spolu se zvětráváním podloží a půd efektivně brání okyselení půd. Jejich depozice je na většině území Krkonoš relativně monotónně rozdělena v rozmezí hodnot 31–50 meq/m²/rok (Obr. 3). Výjimku tvoří jižní okraj u Předního Žalého zřejmě jako důsledek

blízkosti zdrojů prachu v aglomeraci Vrchlabí. Velmi vysoká depozice byla ale změřena na stanici Rennerovky ve východní části hor (Tab. 1a, b). Jedná se o izolovaný jev, který se dosud nepodařilo exaktně vysvětlit.

Kritické zátěže a jejich překročení

Kritická zátěž síry je do značné míry dána přirozenými pufracími vlastnostmi podloží a půd v kombinaci s klimatickými faktory a velikostí atmosférické depozice bazických kationtů. Se zvyšující se nadmořskou výškou obecně klesá kritická zátěž síry, zejména proto, že zde je s klesajícími teplotami předpoklad nižšího zvětrávání půd a hornin. Tento trend se potvrzuje i v Krkonoších, kde je převážná část pohoří tvořena kyselými vyvěřilými či metamorfovanými horninami s nízkou geochemickou reaktivitou (CHUMAN et al. 2013). Výjimku tvoří vložky krystalických vápenců v jižní a východní části pohoří, které mají naopak vysokou pufrací kapacitu, a proto i hodnoty kritických zátěží jsou zde ostrůvkovitě mnohem vyšší než v blízkém okolí a nabývají hodnot nad 180 meq/m²/rok (Obr. 4). Nejnížších hodnot nabývá kritická zátěž v oblasti rašelinišť pod Černou horou (40–50 meq/m²/rok), protože rašelinné půdy mají velmi nízké hodnoty zvětrávání bazických kationtů a zrašelinělá území nejsou schopna efektivně pufrat kyselou atmosférickou depozici.

Atmosférická depozice síry v roce 2016 nevedla na žádném z bodů výpočtů k překročení kritické zátěže síry, a nutno konstatovat, že lesní ekosystémy celého území KRMAP dnes nejsou depozicí síry výrazněji ohroženy (Obr. 5). Nejbližší překročení leží oblast s nízkou kritickou zátěží v oblasti Černohorského rašeliniště (ca. pouhých -5 až -10 meq/m²/rok), ostatní části hor jsou již vzdáleny od kritické zátěže o alespoň -20 meq/m²/rok.

V kritické zátěži nutričního dusíku se opět výrazněji projevuje výškový gradient hor a velkou roli zde hraje i vlhkost půd, protože denitrifikace v zamokřených půdách značně zvyšuje kritickou zátěž (zvyšuje odolnost území). Nejnížší hodnoty kritické zátěže nutričního dusíku se tak

Tab. 1a. Celková atmosférická depozice v hydrologickém roce 2016 (říjen 2015 – září 2016).

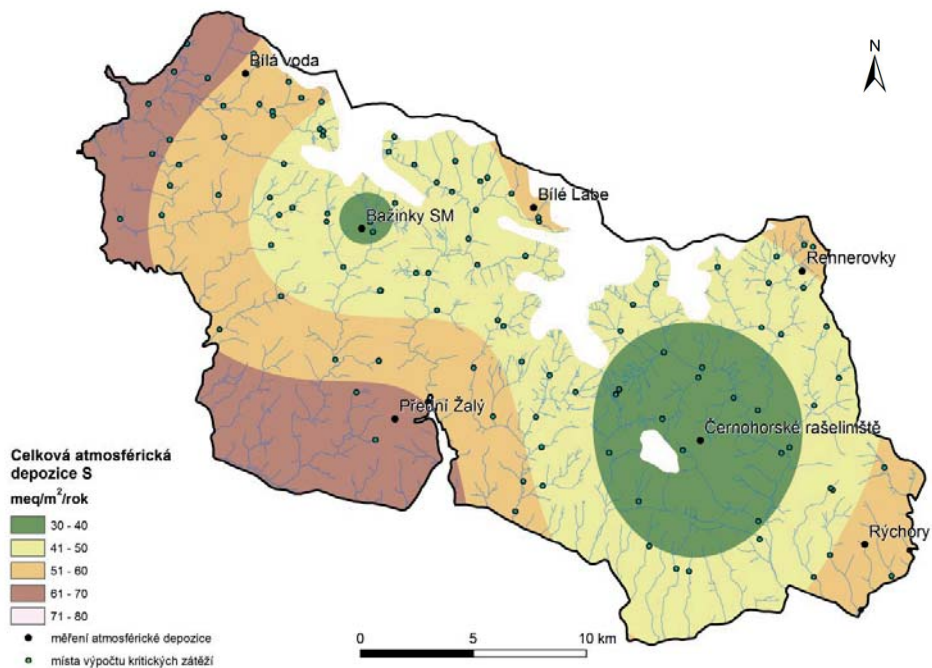
	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	BC
	[meq/m ² /rok]								
Bílá voda	26,0	59,0	67,6	73,1	16,4	9,8	8,2	25,3	59,7
Bílé Labe	27,5	50,3	60,8	64,1	14,2	6,4	8,7	33,3	62,6
Bažinky BK	15,3	32,9	46,0	31,6	10,8	5,7	5,2	15,2	36,9
Přední Žalý	22,0	64,0	66,5	82,9	13,5	7,5	8,2	36,1	65,3
Rýchory	18,3	52,9	49,0	50,0	10,7	6,3	5,6	22,3	44,9
Bažinky SM	18,4	39,1	30,0	45,1	13,3	6,9	6,3	18,2	44,7
Rennerovky	39,2	49,3	39,8	48,5	25,6	19,8	12,4	43,5	101,3
Černoorské rašeliniště	18,9	30,5	27,9	35,0	14,1	5,6	6,5	21,0	47,3

Tab. 1b. Celková atmosférická depozice v hydrologickém roce 2016 (říjen 2015 – září 2016).

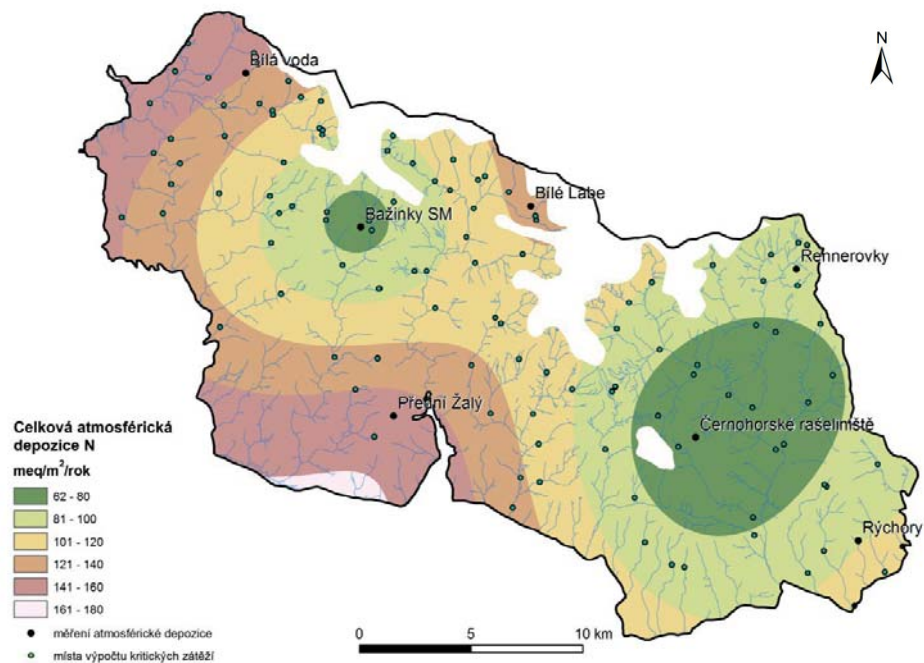
	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	Na ⁺	K ⁺	Mg ²⁺	Ca ²⁺	BC	S	N
	[kg/ha/rok]										
Bílá voda	9,1	28	42	13,19	3,77	3,82	0,98	5,06	13,63	9,5	19,6
Bílé Labe	9,6	24	38	11,56	3,26	2,50	1,05	6,65	13,45	8,1	17,4
Bažinky BK	5,4	16	29	5,69	2,48	2,24	0,62	3,03	8,37	5,3	10,8
Přední Žalý	7,7	31	41	14,95	3,11	2,91	0,98	7,22	14,22	10,3	20,8
Rýchory	6,4	25	30	9,01	2,46	2,44	0,67	4,46	10,03	8,5	13,8
Bažinky SM	6,5	19	19	8,13	3,05	2,70	0,75	3,64	10,15	6,3	10,5
Rennerovky	13,7	24	25	8,76	5,89	7,71	1,49	8,68	23,77	7,9	12,3
Černoorské rašeliniště	6,6	15	17	6,30	3,23	2,20	0,78	4,20	10,41	4,9	8,8

Tab. 2. Látkové toky H⁺ v hydrologickém roce 2016 (říjen 2015 – září 2016).

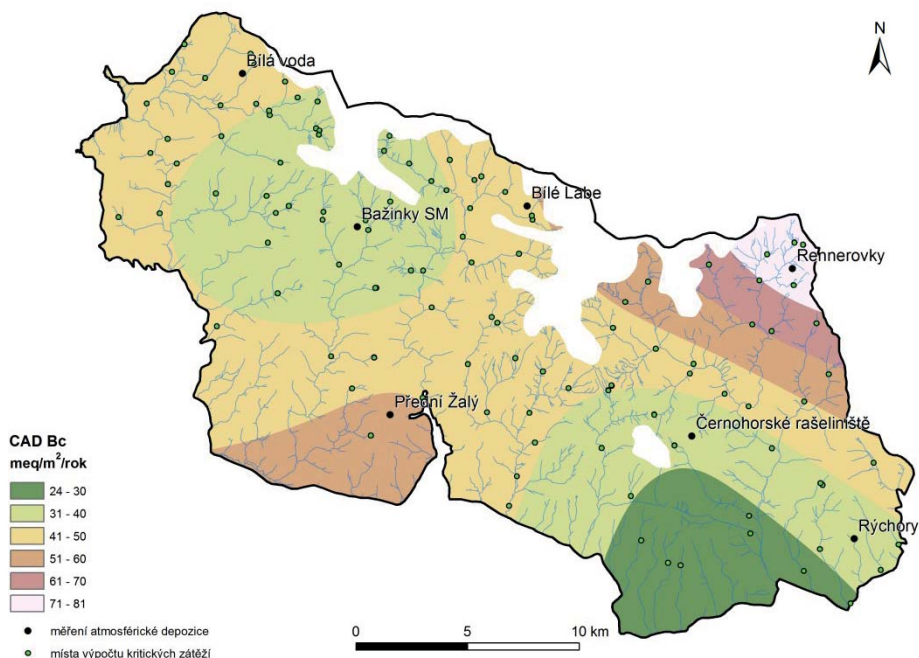
Plocha	[meq/m ² /rok]			
	I	II	III	
Bílá voda	94	418	38	I – celková atmosférická depozice vypočtená dle metodiky Bredemeier, M. (1988) – (rovnice č. 7), užitá k výpočtu kritických zátěží II – látkový tok H ⁺ v podkorunové srážce, užitý jako dolní kontrolní mez odhadu vstupu H ⁺ (rovnice 8) III – vstup H ⁺ stanovený jako tok v ekvivalentech rovný součtu látkového toku aniontů silných kyselin (SO ₄ ²⁻ , NO ₃ ⁻ , Cl ⁻) (rovnice 9), užitý jako horní limit odhadu vstupu H ⁺ do prostředí
Bílé Labe	70	380	39	
Bažinky BK	50	258	33	
Přední Žalý	88	418	34	
Rýchory	76	329	23	
Bažinky SM	60	240	43	
Rennerovky	15	351	16	
Černoorské rašeliniště	-11	212	28	



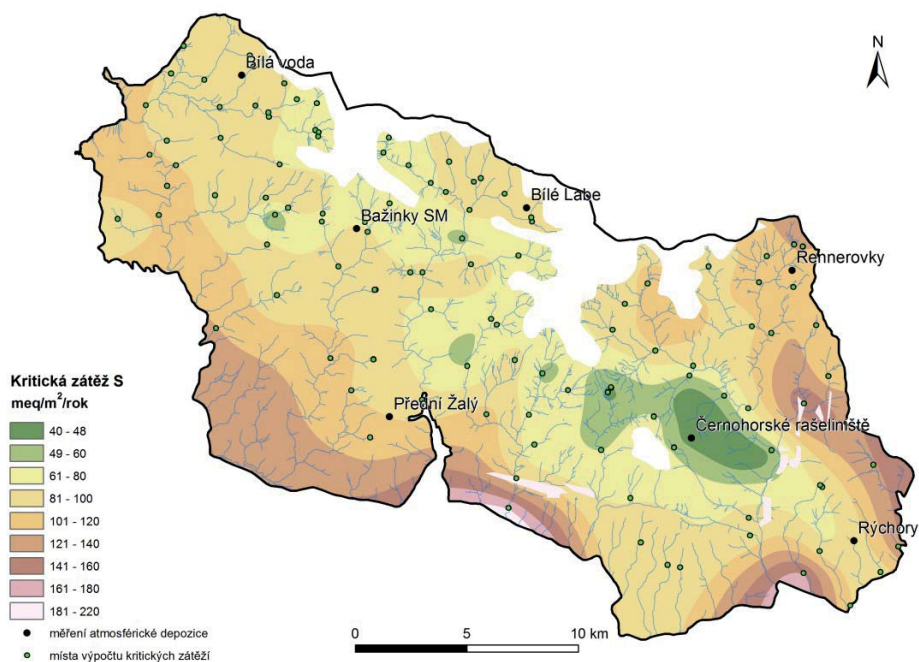
Obr. 1. Celková atmosférická depozice síry v hydrologickém roce 2016.



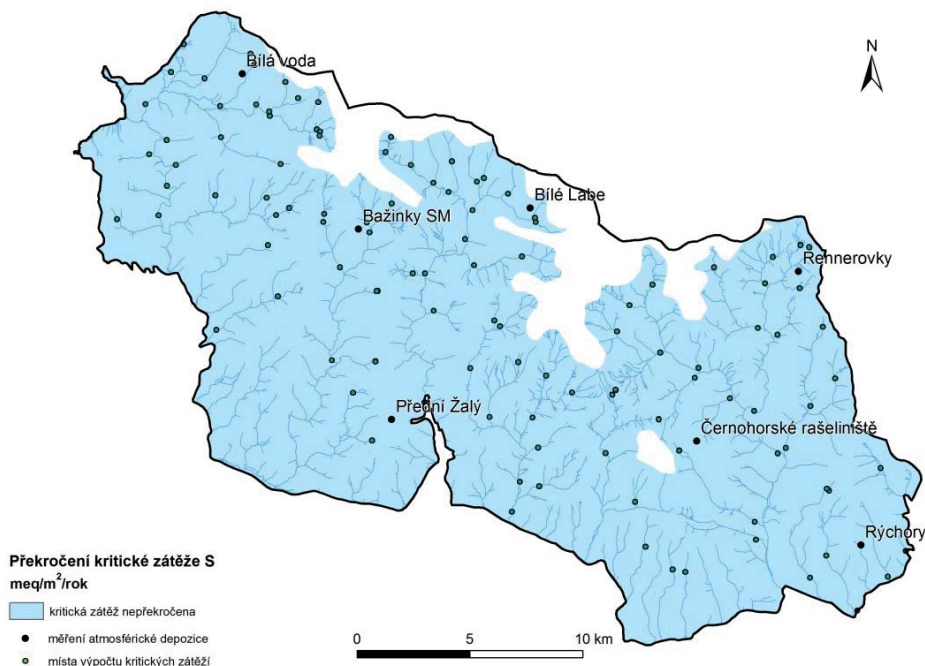
Obr. 2. Celková atmosférická depozice anorganického dusíku (N-NO₃ + N-NH₄) v hydrologickém roce 2016.



Obr. 3. Celková atmosférická deponice živinových bazických kationtů ($Bc = \Sigma Ca + Mg + K$) v hydrologickém roce 2016.



Obr. 4. Kritická zátěž síry $Cl_{(max)} S$ pro lesní ekosystémy KRNAP v roce 2016.



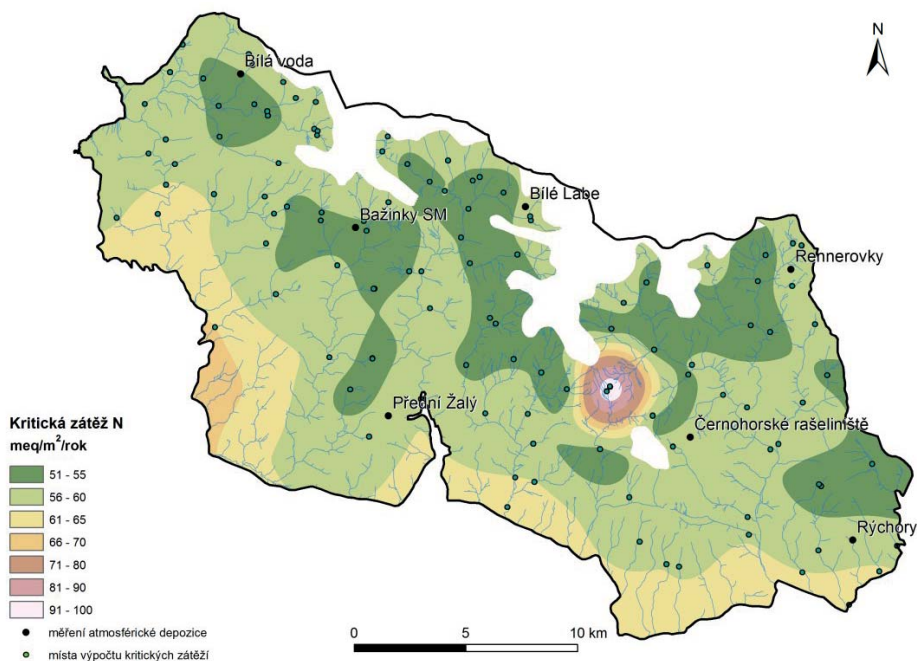
Obr. 5. Překročení kritické zátěže síry atmosférickou depozicí v roce 2016.

nacházejí ve vyšších polohách, ovšem nikoliv přímo ve vrcholových partiích. S rostoucí nadmořskou sice roste imobilizace dusíku, ale snižuje se uptake do vegetace (spotřeba dusíku vegetací), a to rychleji, než roste imobilizace do půd. Proto se nejcitlivější lesy nacházejí zhruba v nadmořských výškách 900–1 100 m n.m. a jejich kritická zátěž je mezi 51–55 meq/m²/rok (obr. 6). Na horním okraji pásma lesa pak kritická zátěž mírně roste, a to díky klesajícímu uptake, rostoucí imobilizaci a většímu zamokření půd, které podporuje denitrifikaci. Nutno ale konstatovat, že z důvodů, že tyto jednotlivé faktory jdou s rostoucí nadmořskou výškou proti sobě (uptake do vegetace klesá, imobilizace a denitrifikace rostou), je v nadmořských výškách zhruba nad 750 m n.m. kritická zátěž nutričního dusíku velmi podobná, a nabývá hodnot mezi 50–60 meq/m²/rok. Výjimku tvoří zrašeliněné polohy v okolí Kolínské boudy, kde je

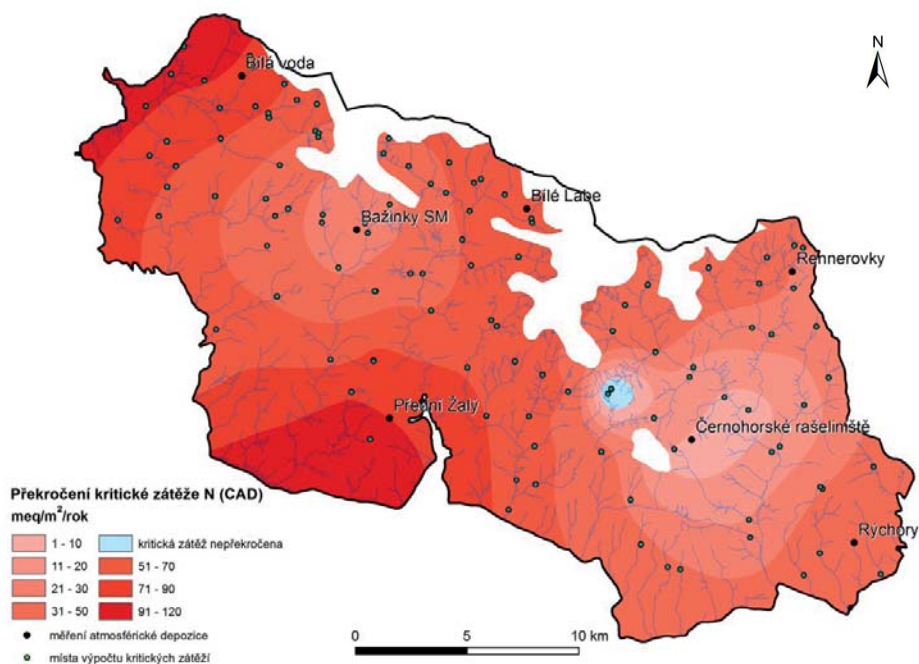
díky vysoké denitrifikaci odolnost území zvýšena (obr. 6).

Kritická zátěž dusíku byla překročena prakticky v celých Krkonoších, a to většinou velmi výrazně. Průměrná velikost $Cl_{(nut)}$ N je 58 meq/m²/rok a je celkovou atmosférickou depozicí dusíku překročena v průměru o 46 meq/m²/rok, tedy o zhruba 80 %. Jediným izolovaným místem, kde kritická zátěž není překročena, je zrašelinělé území u Kolínské boudy pod Černou horou. Celkově je kritická zátěž překročena méně ve východní části pohoří, což souvisí s nižší změřenou atmosférickou depozicí (Obr. 2). Naopak nejvíce je kritická zátěž překročena v západní části pohoří, kde je aktuální depozice více než dvojnásobná v porovnání s aktuální kritickou zátěží.

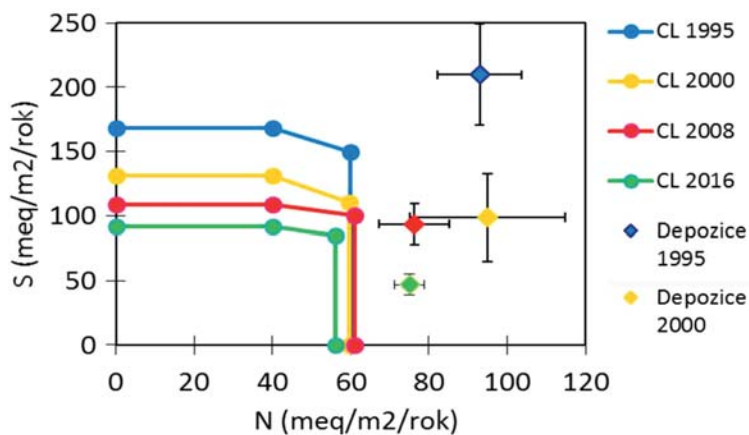
Toto překročení má řadu ekologických negativ. V první řadě lze očekávat i do budoucna značnou redukci biodiverzity území. Nadbytek dusíku podporuje nitrofilnější druhy rostlin a redukci



Obr. 6. Kritická zátěž nutričního dusíku $Cl_{(nut)}N$ pro lesní ekosystémy KRNAP v roce 2016.



Obr. 7. Překročení kritické zátěže nutričního dusíku $Cl_{(nut)}N$ pro lesní ekosystémy KRNAP v roce 2016.



Obr. 8. Kombinovaná kritická zátěž (CL) síry (S) a dusíku (N) a průměrná depozice S a N pro jednotlivé roky mezi lety 1995–2016 pro území KRNAP.

na nadbytek dusíku citlivých druhů mechů a lišejníků. Dochází také k redukcí a změnám struktury a funkce mykorrhizy (BOBBINK et al. 2010). Nadbytek dusíku ale má důsledky i pro stromové patro, které je naprosto dominantně tvořeno v Krkonoších smrkem, a zejména ve vrcholových partiích mají tyto lesy boreální charakter.

Kritické zátěže síry a dusíku jsou v Krkonoších zkoumány již od roku 1995, tedy od doby těsně po vrcholu kyselé depozice koncem 80. let minulého století. Velikost kritické zátěže jsou částečně spjata s aktuální deponiční situací, a proto se i hodnoty kritických zátěží v průběhu času měnily (Obr. 8).

Mimo mapových znázornění překročení jednotlivých CL pro síru či dusík je možné i grafické vyjádření pro průměrné hodnoty na sledovaném území a jejich vztažení ke kombinované kritické zátěži. Na ose x a y obrázku 8 tak jsou vymezeny čarami pro jednotlivé roky oblasti, uvnitř kterých není překročena ani kritická zátěž síry, ani dusíku. Všechny kombinace depozice síry a dusíku uvnitř polygonu nepředstavují riziko pro lesní ekosystémy KRNAP v příslušném roce.

Oblast pro rok 1995 je největší, pro rok 2016 naopak nejmenší. Rozdíl je zejména pro osu y,

která vymezuje kritickou zátěž síry, protože velikost kritické zátěže síry ovlivňuje také depozice bazických kationtů. Ta byla v roce 1995 výrazně vyšší (136 meq/m²/rok) než je v současnosti (65 meq/m²/rok) a proto byly i půdy relativně lépe zásobeny bázemi a jakoby „odolnější“ než dnes. Jak se snižovala depozice bazických kationtů (ale i depozice síry a posléze i dusíku), klesala postupně i kritická zátěž síry a to z původních 162 meq/m²/rok na dnešních 92 meq/m²/rok. Protože depozice síry klesala rychleji (body v Obr. 8), v letech 2000 a 2008 již nebyla hranice pro kritickou zátěž síry překročena na většině území KRNAP. Výrazný pokles pak nastal v roce 2016, kdy již nebyla překročena na žádném místě. Přesto byla na celém území NP nadále překročena kombinovaná kritická zátěž, protože komponenta dusíku stále ležela mimo polygon ohraničený kombinací obou depozic.

Kritická zátěž nutričního dusíku se během let příliš nezměnila. Mírné snížení v roce 2016 je dáno hydrologicky – suché roky snížily průtok vody půdním prostředím, a protože kritická koncentrace vyplavování dusíku zůstává stejná, snížila se adekvátně i velikost kritické zátěže. Protože se ale díky intenzivnímu růstu mladých lesů zvýšil

uptake do biomasy (tato změna způsobuje zvýšení kritické zátěže), došlo k jen malému snížení z hodnoty 61 meq/m²/rok v roce 1995 na dnešních

58 meq/m²/rok. Tato průměrná hodnota je ale dnešní depozicí dusíku (průměr 75 meq/m²/rok v bulku) stále silně překračována (Obr. 8).

Literatura

- BOOBINK R., HICKS K., GALLOWAY J., SPRANGER T., ALKEMADE R., ASHMORE M., BUSTAMANTE M., CINDERBY S., DAVIDSON E., DENTENER F., EMMETT B., ERISMAN J.-W., FENN M., GILLIAM F., NORDIN A., PARDO L. & DE VRIES W. 2010: Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Ecological Applications* 20: 30–59.
- BREDEMEIER M. 1988: Forest canopy transformation of atmospheric deposition. *Water Air and Soil Pollution* 40: 121.
- DIEKMANN M., BRUNET J., RÜHLING Å. & FALKENGREN-GRERUP U. 1999: Effects of nitrogen deposition: results of a temporal-spatial analysis of deciduous forests in south Sweden. *Plant Biology* 1: 471–481.
- FENN M., POTH M., ABER J., BARON J., BORMANN B., JOHNSON D., LEMLY D., MCNULTY S., RYAN D. & STOTTLEMYER R. 1998: Nitrogen excess in North American ecosystems: predisposing factors, ecosystem responses, and management strategies. *Ecological Applications* 8: 706–733.
- GUNDERSEN P. 1991: Nitrogen deposition and the forest nitrogen cycle: role of denitrification. *Forest Ecology and Management* 44: 15–28.
- HICKS W. K., LEITH I. D., WOODIN S. J. & FOWLER D. 2000: Can the foliar concentration of upland vegetation be used for predicting atmospheric nitrogen deposition? Evidence from field surveys. *Environmental Pollution* 107: 367–376.
- CHUMAN T., GÜRTLEROVÁ P. & HRUŠKA J. 2014: Map of geochemical reactivity of rocks in the Czech Republic. *Journal of Maps* 2, 10: 341–349.
- KOPÁČEK J., HEJZLAR J., KRÁM P., OULEHLE F. & POSCH M. 2016: Effect of industrial dust on precipitation chemistry in the Czech republic (Central Europe) from 1850–2013. *Water Research* 103: 30–37.
- LORENZ M., NAGEL H. D., GRANKE O. & KRAFT P. 2006: Critical loads and their exceedances at intensive forest monitoring sites in Europe. *Environmental Pollution* 155: 426–435.
- LOVETT G. M. & RUETH H. 1999: Soil nitrogen transformations in beech and maple stands along a nitrogen deposition gradient. *Ecological Applications* 9: 1330–1344.
- MATZNER E. & MURACH D. 1995: Soil changes induced by air pollutant deposition and their implication for forests in central Europe. *Water, Air and Soil Pollution* 85: 63–76.
- NÄSHOLM T., NOHRSTEDT H.-Ö., KÄRÉN O., KYTÖ M. & BJÖRKMAN CH. 2000: How are forest trees affected? In: BERTILLS U. & NÄSHOLM T. (eds), *Effects of nitrogen deposition on forest ecosystems*, Swedish Environmental Protection Agency: 53–75.
- NILSSON J. & GRENNFELT P. 1988: *Critical Loads for Sulphur and Nitrogen*. *NORD 1988:97*, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark. 418 stran.
- OULEHLE F., CHUMAN T., KRÁM P. & HRUŠKA J. 2016: Temporal trends and spatial distribution of sulphur and nitrogen deposition in the Czech Republic since 1900 (in print).
- PITCAIRN C. R., LEITH I. D., FOWLER D., HARGREAVES K. J., MOGHADDAM M., KENNEDY V. H. & GRANAT L. 2001: Foliar nitrogen as an indicator of nitrogen

- deposition and critical loads exceedance on a European scale. *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1037–1042.
- SCHWARZ O., HRUŠKA J., HOŠEK H., ANDEL P. & VACEK S. 2011: „Analýza dlouhodobých interakcí mezi ekosystémy a znečištěním atmosféry v KRNAP a CHKO Jizerské hory jako východisko pro úpravy managementu chráněných území“. Závěrečná zpráva projektu VaV-SO-2d3/149/07, Správa KRNAP: 131 stran.
- STEFAN K., FÜRST A., HACKER R. & BARTELS U. 1997: Forest foliar condition in Europe. Results of large-scale foliar chemistry surveys. EC-UN/ECE-FBVA, Brussels.
- TYLER G., FALKENGREN-GRERUP U. 1998: Soil chemistry and plant performance – ecological considerations. *Ecology and Vegetation Science* 59: 635–658.
- VITOUSEK P. 1982: Nutrient cycling and nutrient use efficiency. *American Naturalist* 119: 553–572.

Sub-projekt 2:

Monitoring a vyhodnocení aktuálního zdravotního stavu lesních porostů na území EVL Krkonoše

Shrnutí závěrečné zprávy sub-projektu „Monitoring a vyhodnocení aktuálního zdravotního stavu lesních porostů na území EVL Krkonoše“ (BERANOVÁ, TUMAĀER & HOLÁ 2016)

Cíl řešení

Předmětem řešení sub-projektu bylo zopakovat a vyhodnotit monitoring zdravotního stavu lesních porostů v optimalizované síti regionálního monitoringu (95 ploch) s cílem doplnit řadu předchozích výsledků. V návaznosti na to byla zpracována multikriteriální analýza dostupných vrstev GIS reprezentujících aktuální stav prostředí na území KRNAP a aktualizována zonace území podle ekologické zátěže a zdravotního stavu lesních porostů. Kromě toho by vytvořena metodika sledování zdravotního stavu lesních porostů využívající inventarizačních ploch biomonitoringu.

Výsledky řešení sub-projektu přináší informace o stavu a vývoji lesních ekosystémů a o stavu a vývoji prostředí na území KRNAP. Výsledky podpoří management národního parku při rozhodování o konkrétních lesnických a ochranných opatřeních a vyhodnocení jejich účinnosti. Velmi přínosné je srovnání aktuální informace o stavu prostředí se situací před 15 lety, což umožňuje zpětně analyzovat vhodnost uplatňovaného managementu.

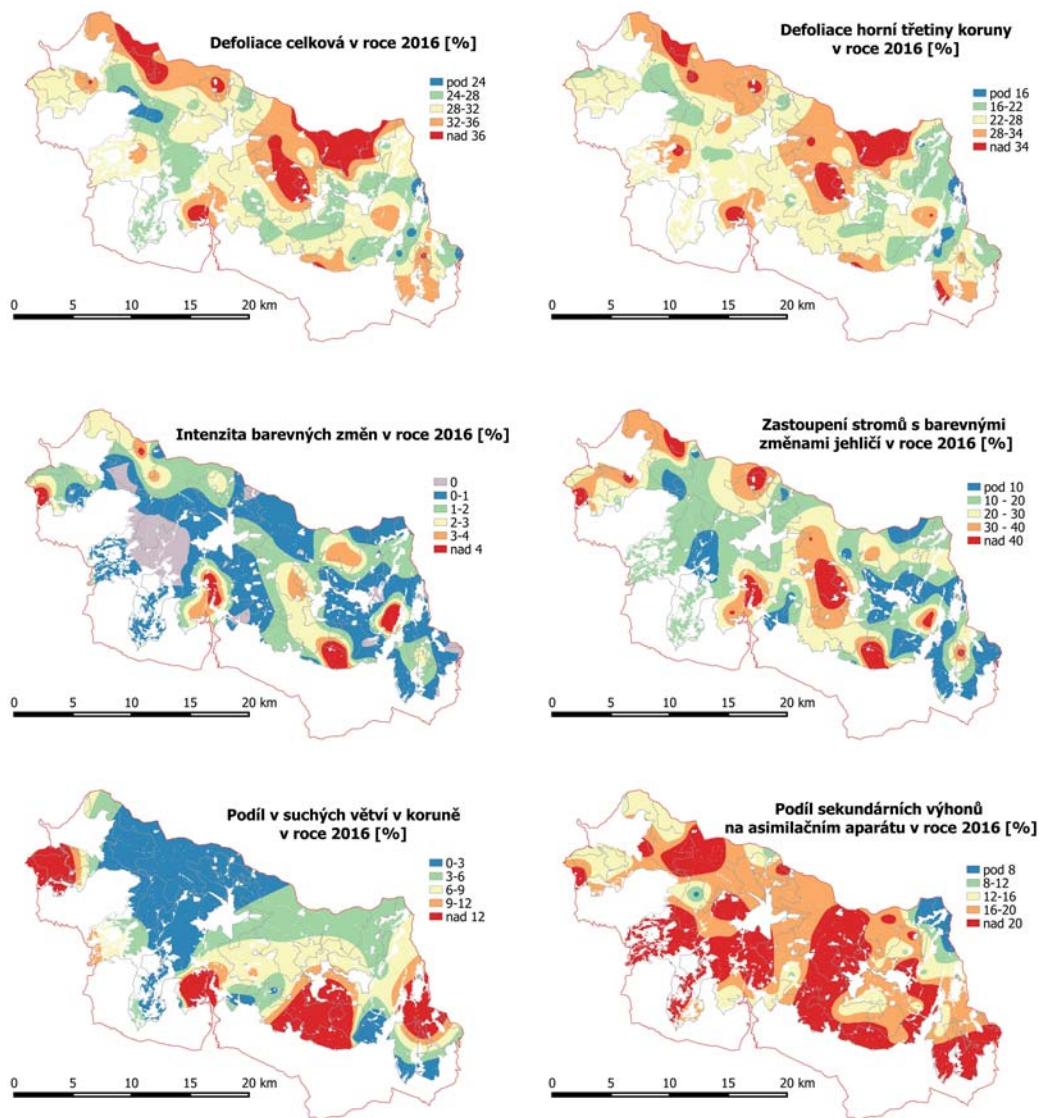
Metody použité při řešení

Metodické postupy umožnily realizovat základní záměr projektu, tedy zopakovat původní hodnocení a analýzy a zároveň zavedené postupy aktualizovat a modernizovat s ohledem na potřeby správy národního parku.

Metodika monitoringu zdravotního stavu lesních porostů vychází z principů regionálního monitoringu, který je kompatibilní s metodami mezinárodního monitoringu lesů (International

Co-operative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, ECE/UNEP & EC, ANONYMOUS 1993, 1994). V rámci projektu bylo v optimalizované síti ploch dvakrát zopakováno terénní šetření zaměřené na hodnocení zdravotního stavu lesních porostů.

Současně byla stávající databáze monitoringu KRNAP obsahující výsledky šetření od roku 1992 kompletně převedena do aplikace



	Defoliace (celková) [%]	Defoliace (horní třetiny) [%]	Intenzita barevných změn [%]	Podíl stromů s barevnou změnou [%]	Suché větve [%]	Sekundární výhonky [%]	Kůrovcové souše [1/plocha]
2015	31,1	25,7	1,9	24,3	5,9	16,9	0,47
2016	31,1	26,2	1,5	21,2	9,0	20,0	0,51

Obr. 1. Prostorové rozložení ukazatelů zdravotního stavu lesa za rok 2016 a průměrné hodnoty jednotlivých ukazatelů za celé území KRNAP.

Field-Map (© IFER – Monitoring and Mapping Solutions, s.r.o., 2017), kterou Správa KRNAP používá pro počítačem podporovaný sběr dat mimo jiné i při šetřeních v síti biomonitoringu. Kromě struktury databáze byly navíc připraveny specifické funkce pro výpočet souhrnných statistik za jednotlivé plochy a dále byla zpracována kontrola správnosti a kompletnosti zadávaných vstupních dat.

Výsledky šetření zdravotního stavu lesních porostů a dostupné informace o stresových faktorech prostředí byly zpracovány pomocí multikriteriální analýzy v prostředí GIS, která umožňuje kombinovat řadu GIS vrstev obsahujících

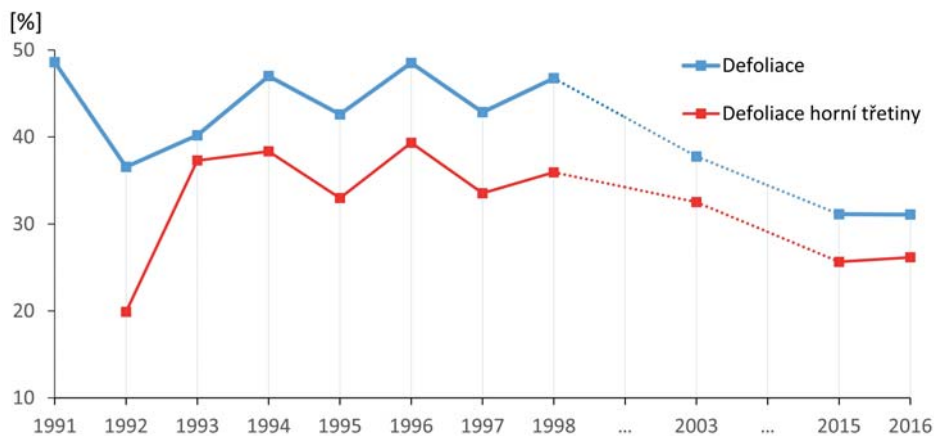
kvalitativně odlišnou informaci. V rámci projektu byly zpracovány dvě úlohy multikriteriální analýzy. Jedna z nich byla zaměřena na rozčlenění území KRNAP podle zdravotního stavu lesa a druhá podle úrovně ekologického stresu.

Technologická modernizace sběru a zpracování dat monitoringu zdravotního stavu a existující síť biomonitoringu, na který správa národního parku váže většinu pravidelných sledování, umožnila připravit novou technologickou linku pro hodnocení zdravotního stavu lesních porostů. Řešení je postaveno na použití software Field-Map a jeho specifických aplikacích a extenzích.

Výsledky

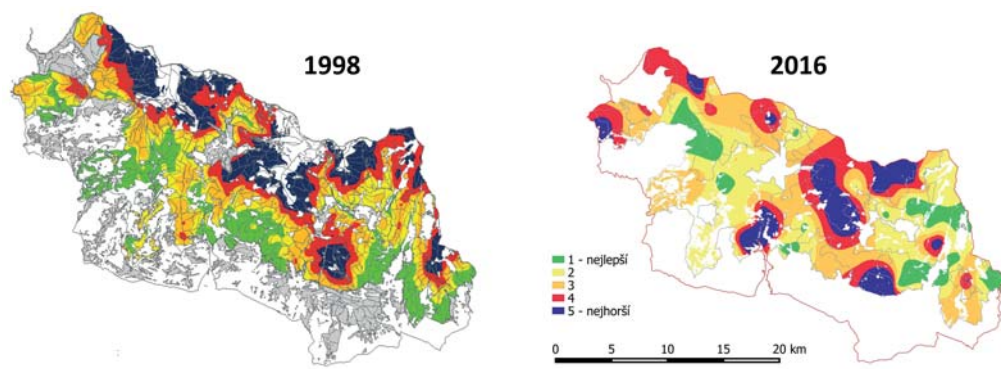
Aktuální výsledky hodnocení zdravotního stavu stromů na monitačních plochách potvrdily trend z roku 2003, tedy snížení intenzity všech důležitých parametrů zdravotního stavu.

Průměrná defoliace na inventarizačních plochách činila v letech 2015 a 2016 po zaokrouhlení 31,1 % s minimální změnou mezi oběma roky šetření. Hodnoty defoliace převyšující 36 %



	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	2003	2015	2016
Defoliace [%]	48,6	36,6	40,2	47,0	42,6	48,8	42,9	46,8	37,8	31,1	31,1
Defoliace horní třetiny [%]	NA	19,9	37,3	38,3	33,0	39,3	33,5	35,9	32,5	25,7	26,2

Obr. 2. Dlouhodobý vývoj průměrné defoliace a defoliace horní třetiny koruny.



	1 – nejlepší [%]	2 [%]	3 [%]	4 [%]	5 – nejhorší [%]
1998	19,6	19,6	21,5	19,0	20,4
2016	8,9	27,5	30,8	17,8	15,0

Obr. 3. Srovnání indexu zdravotního stavu porostů v letech 1998 a 2016.

jsou vázány převážně na nejvyšší polohy nad 1 200 m n.m., v nižších nadmořských výškách se zvýšená defoliace vyskytuje pouze lokálně. Defoliace horní třetiny koruny má velmi podobné prostorové rozložení jako defoliace celková, i když její průměrné hodnoty jsou nižší – v roce 2015 byla v průměru 25,7 % a v roce 2016 odpovídala 26,2 %.

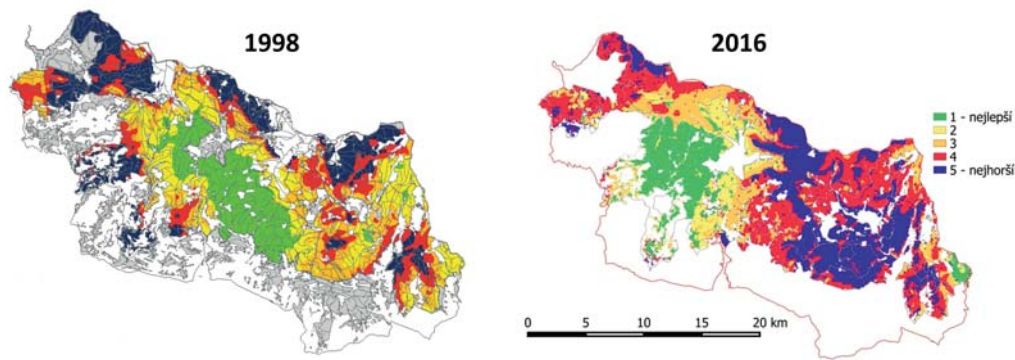
Průměrná intenzita barevných změn dosahovala velmi nízkých hodnot v porovnání s 90. lety. Během posledních dvou šetření její průměrná hodnota nepřevyšovala 2 %. Procento stromů s barevnými změnami činil v roce 2015 24,3 % stromů, o rok později 21,2 % stromů.

Průměrný podíl suchých větví v koruně činil v roce 2015 v průměru 5,8 %, o rok později tento podíl vzrostl na 9 %. V průměru bylo v roce 2015 na ploše zaznamenáno 0,47 nových kůrovcových souší. O rok později četnost kůrovcových souší velmi mírně vzrostla na 0,51. To zhruba odpovídá jedné kůrovcové souši na dvě plochy (Obr. 1).

Většina sledovaných indikátorů zdravotního stavu smrkových porostů vykazovala nejvyšší

hodnoty ve druhé polovině 90. let (roky 1996 a 1997) s výrazným zlepšením při opakovaném šetření v roce 2003. Pozitivní trend poklesu dále pokračoval až do současnosti u defoliace, defoliace horní třetiny, výskytu sekundárních výhonů a u obou ukazatelů změny barvy asimilačního aparátu (intenzita barevných změn a procento stromů s barevnými změnami). U těchto sledovaných indikátorů zdravotního stavu lesa bylo v letech 2015 nebo 2016 dosaženo vůbec nejnižších hodnot za celé analyzované období (Obr. 2).

Index zdravotního stavu porostů je sestaven z řady hodnocených faktorů zdravotního stavu porostů. Z mapového výstupu (Obr. 3) je zřejmé, že nejvyšší hodnoty indexu se vyskytují na jižním svahu Černé hory, Přední labské a okolí Jablonce nad Jizerou, kde jsou společnou příčinou zhoršeného indexu vysoká četnost sekundárních výhonů, suchých větví, a barevných změn. Druhou oblastí se silně zhoršeným indexem zdravotního stavu lesa jsou hřebenové partie v okolí Sněžky, Kozí hřbety, Luční a Liščí hora a Kamenec, kde se naopak nacházejí stromy s častými



	1 – nejlepší [%]	2 [%]	3 [%]	4 [%]	5 – nejhorší [%]
1998	17,6	20,3	20,1	18,8	23,2
2016	12,9	9,0	16,4	33,6	28,1

Obr. 4. Srovnání indexu environmentální zátěže v letech 1998 a 2016.

podvrcholovými děrami a vysokou hodnotou defoliace celkové i horní třetiny koruny.

Odvození indexu ekologického stresu, který kombinuje různé charakteristiky prostředí potvrdilo významný gradient rostoucí environmentální zátěže směrem od západu k východu.

Za zmínku také stojí srovnání podílu rozlohy oblastí s nejnižší a nejvyšší ekologickou zátěží a zdravotním stavem v letech 1998 a 2016 (Obr. 4). Je zřejmé, že ke zhoršování zdravotního stavu lesa došlo převážně v nižších nadmořských výškách, přičemž tento posun byl nejvýznamnější v oblasti Strážného a Přední Labské. Opačný trend, tedy zlepšení zdravotního stavu, byl pozorován ve vrcholových partiích (Vysoké

kolo, Kotel). Jedná se pravděpodobně o důsledek ústupu poškození v důsledku vysokých kyselých depozic (defoliace a změny barvy asimilačního aparátu) a naopak mírný nárůst indikátorů vázaných na sucho (suché větve, podvrcholová díra). Změny v prostorovém rozložení nejvyšších a nejnižších hodnot indexu environmentální zátěže odráží změnu v metodice jeho výpočtu, kdy nová metodika dává důraz i na vliv sucha na růst stromů, a proto celkově zvyšuje míru ekologického stresu v nejnižších partiích pohoří.

V příštích letech bude možné převést šetření zdravotního stavu na plochy biomonitoringu. Pro výběr ploch ze sítě inventarizačních ploch byla připravena extenze Field-Map.

Závěr

Během hodnocení zdravotního stavu porostů v letech 2015 a 2016 byly zjištěny nejhorší hodnoty defoliace převážně v nejvyšše položených polohách Krkonoš, což dokládá, že defoliace a defoliace

horní třetiny koruny je vázána především na nejdrušnější klimatické podmínky s nejvyšší intenzitou projevů kyselých depozic. U obou těchto ukazatelů zdravotního stavu došlo k dramatickému poklesu

od roku 2003 i starších šetření v 90. letech, což dokládá velmi rychlé zlepšování zdravotního stavu lesních ekosystémů, ke kterému došlo po snížení imisní zátěže především v 90. letech.

Opačný prostorový vzorec je možné vypočítat v rozmístění podílu suchých větví a sekundárních výhonů na biomase koruny a intenzitě barevných změn, jejichž nejvyšší hodnoty jsou lokalizovány do nejnižší položených částí Krkonošského národního parku v jeho jižní polovině. Tyto oblasti jsou (a byly) zatíženy nižšími depozicemi kyselých látek, a tudíž příčinu zhoršeného zdravotního stavu je nutné hledat jinde. Vzhledem k tomu, že v rostoucím počtu pohoří Střední Evropy bylo v posledních dekádách pozorováno chřadnutí smrkových porostů vlivem rostoucí intenzity sucha, nabízí se vliv sucha ve vegetačním období jako možné vysvětlení tohoto stavu.

Rostoucí význam sucha a klesající význam depozic pro zdravotní stav lesních porostů v Krkonoších

je doložen i srovnáním výsledků šetření z let 2015 a 2016 se staršími šetřeními z 90. let. Zatímco v případě depozic a defoliace došlo k jejich výraznému poklesu do současnosti, u ukazatelů suchých větví a sekundárních výhonů (spíše důsledky sucha) se žádný výrazný pokles oproti 90. letům nekonal. Vzhledem k těmto pozorovaným zákonitostem o současném stavu lesních ekosystémů v Krkonoších byla podstatným způsobem modifikována metodika výpočtu indexu environmentální zátěže, která původně kladla důraz výhradně na geochemické vstupní parametry (depozice, půdní chemismus, apod.). V současné metodice jsou stále 3 ze 4 vstupních parametrů spojené s geochemickými cykly, navíc je však prostřednictvím teplot zohledněn i stres způsobený rostoucím suchem.

V monitoringu zdravotního stavu je možné v příštích letech efektivně pokračovat, protože jsou připraveny postupy, které ho umožňují navázat na síť ploch biomonitoringu.

Literatura

ANONYMOUS 1993, 1994: International Co-operative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests, ECE/UNEP & EC.

Sub-projekt 3:

Monitoring epifytických lišejníků jako klíčové bioindikační skupiny pro zjištění aktuálního stavu a vývoje biodiverzity lesních ekosystémů na území EVL Krkonoše

Shrnutí závěrečné zprávy sub-projektu „Monitoring epifytických lišejníků jako klíčové bioindikační skupiny pro zjištění aktuálního stavu a vývoje biodiverzity lesních ekosystémů na území EVL Krkonoše“ (RUSS & HALDA 2016)

Úvod

Značná část biodiverzity, tedy bohatství živých organismů v lesních ekosystémech je vázána na původní a přírodní lesy s přirozenou druhovou skladbou a s dostatkem starých a odumírajících či mrtvých stromů. Vlivem přeměny původních smíšených lesů na smrkové monokultury došlo v Krkonoších historicky k snížení biodiverzity většiny lesních ekosystémů. Ty navíc v 70. a 80. letech minulého století značně utrpěly plošným rozpadem porostů vlivem imisí a kyselých depozic. V 90. letech započatá rekonstrukce a obnova lesních ekosystémů a zlepšení imisní situace by se měly postupně projevat nejen zlepšující se skladbou a strukturou lesních porostů, ale do budoucna rovněž postupným zlepšováním stavu jejich biodiverzity a návratem v minulosti vyhynulých či ustupivších organismů, tedy i lišejníků.

Právě lišejníky patří mezi nejvýznamnější bioindikátory stavu přírodního (životního) prostředí a mnohé z nich velmi citlivě reagují především na znečištění, eutrofizaci, či změny vlhkostních a teplotních poměrů (GUSTAFSSON et al. 2005;

GIORDANI 2012; NASCIBENE et al. 2010, 2013a, b). K mizení citlivých druhů přispívá fakt, že jejich stélky postrádají ochranné vrstvy, a proto hromadí ve stélce toxické látky, kterým podléhají. Zvláště citlivé jsou druhy rostoucí na borce stromů (tzv. epifytické druhy) s keříčkovitou a lupenitou stélkou.

Epifytické lišejníky patří mezi obecně nejpoužívanější a nejcitlivější indikátory stavu lesních ekosystémů a šetrnosti jejich lesnického managementu (DETTKI & ESSEEN 2003, FRIEDEL et al. 2006, FRITZ et al. 2009, LIE et al. 2009, FRITZ & BRUNET 2010, NASCIBENE et al. 2010).

Ač má výzkum lišejníků v Krkonoších poměrně dlouhou tradici a první odborné údaje o výskytu lišejníků v Krkonoších pocházejí z konce 18. století, monitoring lišejníků co by bioindikátorů stavu biodiverzity v lesích nebyl doposud na území české části Krkonoše realizován. Rovněž na polské straně Krkonoše proběhl jejich plošný a systematický monitoring teprve nedávno (KOSSOWSKA & FALTYNOWICZ 2008).

Cíle

Cílem projektu bylo (i) popsat stávající diverzitu lišejníků v lesích na území EVL Krkonoše a to především ve vztahu k typům vývoje lesa, přirozenosti porostů, způsobům jejich managementu apod. a (ii) na základě získaných dat vyhodnotit kvalitu lesních porostů z pohledu lišejníků a (iii) začlenit tak metodiku hodnocení diverzity lišejníků

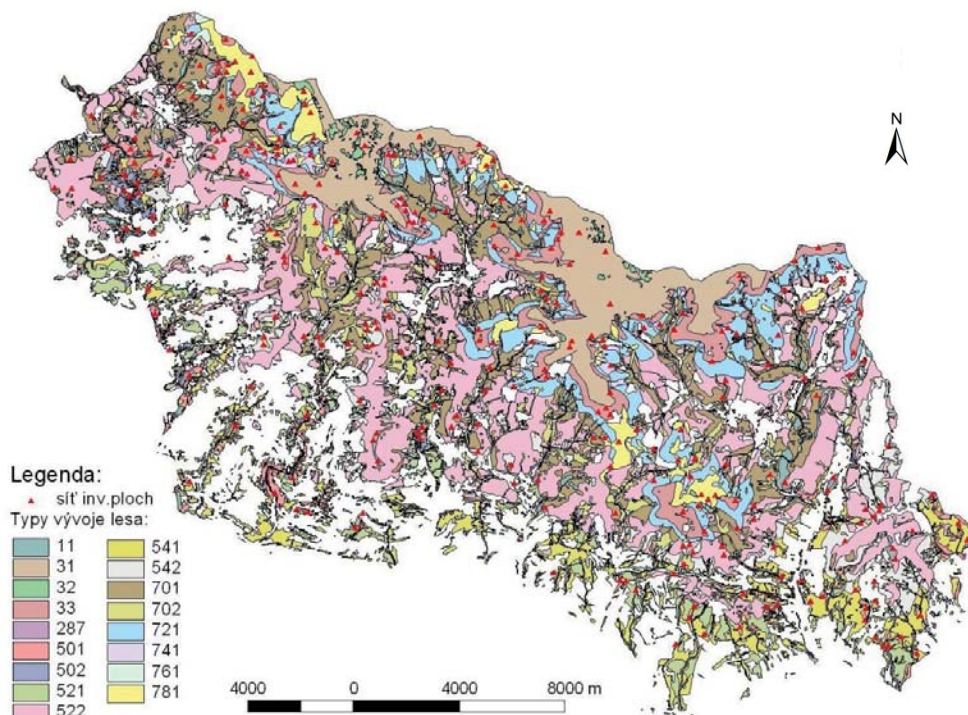
do systému biomonitoringu lesních porostů na území KRNAP a jeho ochranného pásma (OP).

Získané výsledky budou využity především jako podklady pro vytváření lesních hospodářských plánů, plánů péče a pro usměrnění, případně korekci v současnosti prováděných managementových opatření.

Metodika

V rámci projektu Monitoringu lišejníků KRNAP 2015 byla zjišťována a vyhodnocena druhová diverzita epifytických (a na další substráty vázaných) lišejníků na 300 reprezentativních lesních

plochách (Obr. 1), které byly vybrány pomocí náhodného stratifikovaného výběru z 930 ploch páteří monitorační sítě lesních ekosystémů na území KRNAP a jeho OP. Inventarizační plo-



Obr. 1. Síť inventarizačních ploch pro monitoringu lišejníků v lesních ekosystémech na území KRNAP a jeho OP. Typy vývoje lesa: 11 – extrémní stanoviště, 31 – kleč, 32 – vrchoviště, 033 – vysokohorské smrčiny, 287 – olšiny a jasaniny, 501 – exponované živné jedlové bučiny, 502 – exponované kyselé jedlové bučiny, 521 – kyselé jedlové bučiny, 522 – kyselé smrkové bučiny, 541 – živné jedlové bučiny, 542 – živné smrkové bučiny, 701 – exponované kyselé smrkové bučiny, 702 – exponované svěží smrkové bučiny, 721 – kyselé smrčiny, 741 – svěží smrčiny, 761 – zamokřelé jedlové smrčiny, 781 – zamokřelé smrčiny.

cha má tvar kruhu s poloměrem 12,62 m (500 m²). Jako stratifikátor, tj. plošně vyjádřená veličina, podle níž mohou být zatříděny inventarizační plochy, posloužily typy vývoje lesa na území KRNP.

Diverzita epifytických lišejníků byla hodnocena pomocí standardizovaných metodik a z nich odvozených indexů: LDV (Lichen Diversity Value) a IDEL (Index of Diversity of Epiphytic Lichens; tj. metoda váženého indexu druhové diverzity lišejníků, ARAGÓN et al. 2008). Pomocí obou metodik byly na každé inventarizační ploše zaznamenány epifytické lišejníky na 4 náhodně zvolených vzorníkových stromech o průměru 15 a více cm. Výskyt lišejníků a jejich druhové složení bylo hodnoceno i na dalších definovaných substrátech, tj. na stojících stromech, odumřelém na zemi ležícím dřevě, humusu, skalách a porostu mechů.

Na každé inventarizační ploše byly pořízeny jednotnou metodikou pomocí tzv. rybiho oka 4 hyperspektrální snímky a následně byl kvantifikován tzv. index listové plochy LAI (Leaf Area Index) a míra rozvolněnosti porostu (Index of canopy openness, BRÉDA 2003).

Při přípravě, sběru a zejména zpracování a vyhodnocení dat byla použita pokročilá technologie Field-Map a nástroj Field-Map Inventory Analyst.

Diverzita lišejníků vyjádřená počtem nalezených druhů a indexy LDV a IDEL byla při hodnocení vztažena k následujícím faktorům (klasifikátorům): zonaci národního parku, nadmořské výšce, expozici plochy, typu porostu (cílový, přechodný, vzdálený, nepůvodní a pastevní typ), stupni přirozenosti (původní les, přírodní les, přírodě blízký les, kulturní les a nepůvodní les), věkové kategorii porostu (stáří do 40 let, 41–80

let, 81–120 let, 121–160 let a 161+), typu smíšeného porostu (nabývá hodnot jehličnatý les, listnato-jehličnatý les, jehličnato-listnatý les, listnatý les), míře uvolnění zápoje porostu (nabývá hodnot 10–19 %, 20–29 %, 30–39 %, 40–49 %, 50 %+) a třídě indexu listové plochy (nabývá hodnot 0–0,99; 1–1,39; 1,4–1,79 a 1,8+) a zásobě nadzemní biomasy (nabývá hodnot do 5 t, 5–10 t, 10–15 t, 15–20 t. a 20+ t).

K porovnání aktuálního stavu biodiverzity s historickými údaji byly využity herbářové doklady Krkonošského muzea ve Vrchlabí a historické literární údaje.

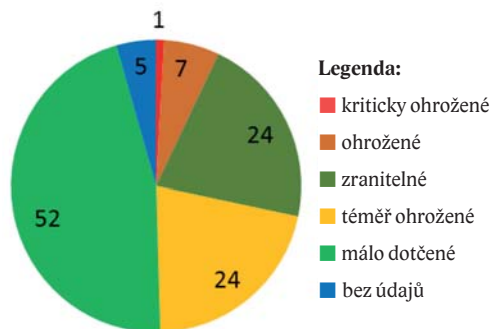


Obr. 2. Mikrolišejník *Felthanera bouteillei* tvoří šedomodrou až šedozelenou rozpraskanou bradavčitou stélku pokrytou moučnatou vrstvou soredií. Tento nenápadný epifyt obsazuje stinná vlhká místa (větvičky a jehlice smrku a jedle a větve menších keřů, např. brusnice borůvky).

Výsledky

Celkem bylo v průběhu monitoringu zjištěno 202 druhů lišejníků. Epifytických druhů bylo zaznamenáno 113, z nich patřilo 75 k běžným

lesním druhům, hojným po celém území střední Evropy. Dle červeného seznamu ČR do kategorie druhů zranitelných náleželo 24 druhů (21 %),



Obr. 3. Počet druhů epifytických lišejníků zařazených do jednotlivých kategorií ohrožení podle Červeného seznamu ČR.



Obr. 4. *Lecanora conizaeoides* roste na nejrůznějších kyselých substrátech, u nás nejvíce na kmenech stromů, suchém dřevu a na kamenech.

mezi ohrožené 7 druhů (6 %) a pouze jediný zjištěný druh (*Fellhanera bouteillei*; Obr. 2) je zařazen mezi kriticky ohrožené druhy (Obr. 3).

Z vyhodnocení výsledku vyplývá, že na 35 % plochy lesní půdy (tj. přibližně na 12 tis. ha) na území KRNAP a jeho OP se vyskytuje 2–5 druhů epifytických lišejníků, na obdobné ploše pak 6–10 druhů. Na jedné pětině území (20 %) bylo zjištěno 11–15 druhů. Více jak 16 druhů bylo zjištěno na 4 % plochy (Tab. 1).

Dominantními epifytickými lišejníky smrkových lesů byly *Lecanora conizaeoides* (637 výskytů

na vzorníkových stromech; Obr. 4), *Hypogymnia physodes* (335) a *Lepraria* sp. (204). Na plochách v smíšených a listnatých lesích (tvořili zhruba jednu třetinu z celkového počtu všech ploch) byly běžné mikrolišejníky *Porina aenea* (42 výskytů), *Lepraria* sp. (30), *Micarea prasina* (30) nebo *Micarea micrococca* (26). Na mrtvém dřevě dominovaly tři druhy běžných lišejníků: *Placynthiella icmalea* (154 výskytů), *Cladonia coniocraea* (143) a *Cladonia digitata* (133). Lišejníky rostoucí na lesním humusu (terikolní druhy) byly na plochách zastoupeny velmi omezeně a mezi

Tab. 1. Rozloha lesních pozemků (porostní půdy) dle počtu zjištěných druhů epifytických lišejníků.

Počet druhů	Rozloha			
	[ha]	[interval spolehlivosti $\alpha=0,1$]	[%]	
nehodnoceno (bez porostu)	1 384	437	2 332	4
bez lišejníků	56	0	123	0
1 druh	916	200	1 632	3
2–5 druhů	11 826	9 824	13 828	35
6–10 druhů	11 944	9 900	13 988	35
11–15 druhů	6 726	5 017	8 434	20
16–20 druhů	925	486	1 363	3
21 a více druhů	212	0	460	1
Celkem	33 989			100

Tab. 2. Rozloha lesních pozemků (porostní půdy) dle diverzity epifytických lišejníků vyjádřené pomocí indexu LDV.

Třídy diverzity lišejníků dle LDV	Rozloha			
	[ha]	[interval spolehlivosti $\alpha=0,1$]	[%]	
nehodnoceno (bez vzorníkových stromů)	5 273	3 950	6 596	16
bez lišejníků	1 733	805	2 660	5
velmi nízká (1–20 % z max. LDV)	7 761	6 162	9 361	23
nízká (21–40 % z max. LDV)	9 763	7 825	11 702	29
středně vysoká (41–60 % z max. LDV)	6 254	4 532	7 977	18
vysoká (61–80 % z max. LDV)	1 816	1 000	2 633	5
velmi vysoká (81–100 % z max. LDV)	1 388	489	2 288	4
Celkem	33 989			100

Tab. 3. Rozloha lesních pozemků (porostní půdy) dle diverzity epifytických lišejníků vyjádřené pomocí indexu IDEL.

Třídy diverzity lišejníků dle IDEL	Rozloha			
	[ha]	[interval spolehlivosti $\alpha=0,1$]	[%]	
nehodnoceno (bez vzorníkových stromů)	5 273	3 950	6 596	16
bez lišejníků	1 733	805	2 660	5
velmi nízká (1–20 % z max. LDV)	10 599	8 705	12 492	31
nízká (21–40 % z max. LDV)	11 984	9 982	13 985	35
středně vysoká (41–60 % z max. LDV)	3 672	2 416	4 928	11
vysoká (61–80 % z max. LDV)	352	147	557	1
velmi vysoká (81–100 % z max. LDV)	377	97	657	1
Celkem	33 989			100

nejčastější patřily *Baeomyces rufus* a *Cetraria islandica*.

Na 23 % plochy (7 761 ha) pokryté lesními ekosystémy byla zjištěna velmi nízká diverzita epifytických lišejníků, vyjádřená indexem LDV, na 29 % (9 763 ha) pak nízká. Středně vysoká hodnota byla zaznamenána na 18 % porostní půdy (6 254 ha). Vysoká diverzita se vyskytovala na 5 % plochy (1 816 ha). Na stejné ploše nebyly naopak zjištěny na vzorníkových stromech žádné lišejníky. Velmi vysoká diverzita byla zaznamenána na pouhých 4 % rozlohy porostní půdy (1 388 ha). Na 15 % rozlohy naopak nebyly zjištěny vhodné vzorníkové

stromy s tloušťkou kmene. Jednalo se buď o mladé porosty či o porosty v klečovém stupni (Tab. 2).

Obdobné výsledky, poukazující na v současnosti nízkou, až velmi nízkou biodiverzitu lišejníků na většině rozlohy krkonošských lesů, vyplývají i z vyhodnocení biodiverzity pomocí indexu IDEL (Tab. 3), který větší váhu při hodnocení klade na ty druhy, které indikují zachovalé či původní a přírodní lesní porosty.

Diverzita lišejníků, vyjádřená indexem LDV i IDEL, se do 1 200 m n.m. s nadmořskou výškou neměnila. Nad touto hranicí, kterou více méně koresponduje s horní hranicí lesa, došlo k výraznému nárůstu diverzity lišejníků. Nejvíce

indikačních druhů, specializovaných na zachovalé lesní porosty, bylo zjištěno v nadmořské výšce od 800 do 1 200 m n. m.

Nejvyšší druhová diverzita byla vcelku očekávaně zjištěna v I. zóně národního parku a klesala směrem do ochranného pásma. Druhy lišejníků, indikující zachovalé horské lesy byly nejhojněji zaznamenány v I. a II. zóně národního parku.

Nejvyšší druhová diverzita byla zjištěna ve vysokohorských smrčínách a zamokřených smrčínách (více než 20 druhů). Nejméně druhů žije v exponovaných svěžích smrčínách s bukem a exponovaných kyselých jedlo-bučinách. V ostatních typech vývoje lesa kolísala druhová diverzita v rozmezí 10–20 druhů. Nejvíce indikačních druhů přežívá v exponovaných, živných jedlo-bučinách (např. *Arthonia ruana*, nebo *Bacidina chlorotricula*) a kyselých smrčínách s bukem (např. *Arthonia ruana* a *Fellhanera subtilis*).

Druhová diverzita lišejníků stoupala se stářím porostu a k jejímu skokovému nárůstu došlo u porostů nad 80 let věku, přičemž výrazně vyšších hodnot dosahovala v porostech nad 160 let věku (Tab. 4). Výsledky rovněž potvrdily význam světla a tedy rozvolněnosti lesních porostů na druhovou diverzitu lišejníků (Tab. 5.)

Tab. 4. Diverzita epifytických lišejníků, vyjádřená indexem IDEL, ve vztahu ke stáří porostů.

Věková kategorie	Diverzita lišejníků		
	IDEL	[interval spolehlivosti $\alpha=0,1$]	
do 40 let	9,3	2,0	16,5
41–80 let	9,7	8,2	11,2
81–120 let	16,2	14,0	18,3
121–160 let	15,5	13,4	17,6
161 let +	19,1	17,8	20,5
Vše	14,2	13,1	15,3

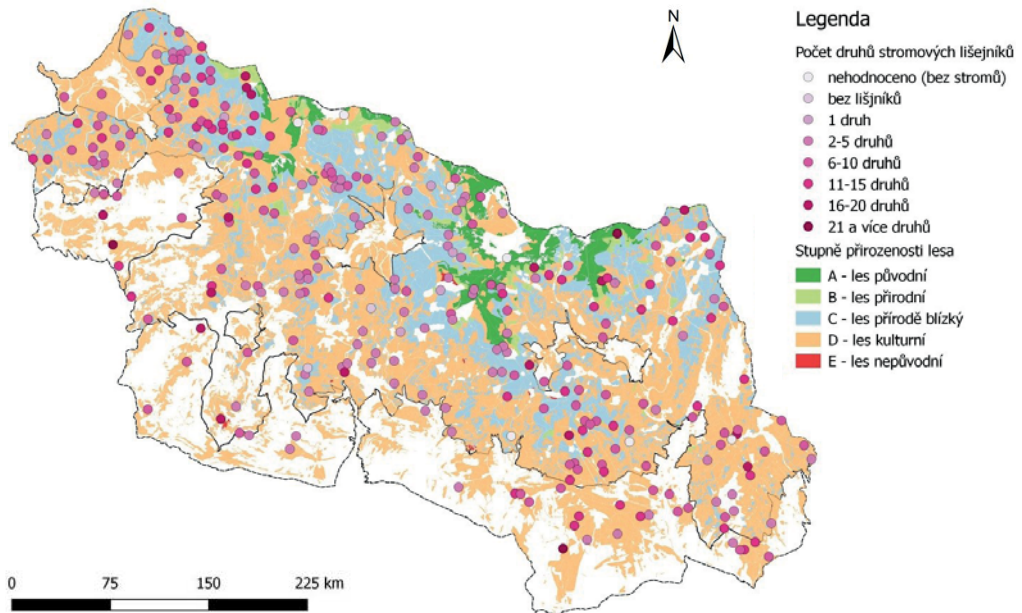
Tab. 5. Diverzita epifytických lišejníků, vyjádřená indexem IDEL, ve vztahu k míře zapojení porostů.

Třídy uvolnění zápoje	Diverzita lišejníků		
	IDEL	[interval spolehlivosti $\alpha=0,1$]	
10–19 %	12,5	9,4	15,7
20–29 %	15,3	13,9	16,7
30–39 %	10,1	6,6	13,6
40–49 %	17,7	13,5	21,8
50 % +	10,2	–	–
Vše	14,2	13,1	15,3

Legenda: Červené podbarvení představuje optimální hodnoty stáří lesních porostů a uvolnění zápoje (zastínění), zelené podbarvení naopak označuje nejnižší hodnoty zjištěné diverzity lišejníků.

Tab. 6. Diverzita epifytických lišejníků, vyjádřená indexem IDEL, ve vztahu k stupni přirozenosti porostů.

Třídy diverzity lišejníků dle IDEL	Stupeň přirozenosti / Rozloha							
	les původní		les přírodní		les přírodně blízký		les kulturní	
	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]	[ha]	[%]
nehodnoceno (bez vzorníkových stromů)	1 096	71	195	33	1 583	18	2 399	10
bez lišejníků	–	–	–	–	223	3	1 510	7
velmi nízká (1–20 % z max. hodnoty)	–	–	–	–	2 064	24	8 534	37
nízká (21–40 % z max. hodnoty)	101	7	53	9	3 047	35	8 729	38
středně vysoká (41–60 % z max. hodnoty)	296	19	295	50	1 346	16	1 735	8
vysoká (61–80 % z max. hodnoty)	53	4	47	8	94	1	156	1
velmi vysoká (81–100 % z max. hodnoty)	–	–	–	–	247	3	130	1
Celkem	1 546	100	591	100	8 605	100	23 194	100



Obr. 5. Počet druhů epifytických lišejníků zjištěných na monitorovaných plochách na území KRNAP (plná černá čára) a jeho ochranného pásma (čárkovaně), s vyznačenými stupni přirozenosti lesa.

Na druhové složení lišejníků má značný vliv stupeň přirozenosti lesních porostů (Tab. 6). Nejvyšší počet druhů (Obr. 5) a nejvyšší diverzita epifytických lišejníků byla zjištěna v původních a přírodních lesích, následovaly lesy přírodě blízké. Nejnížší diverzita byla zaznamenána v lesích kulturních.

Diskuse

Výsledky monitoringu lišejníků prokázaly překvapivě nízkou druhovou diverzitu epifytů v lesních porostech většiny území KRNAP. Vzorníkové stromy na plochách všech typů vývoje lesa včetně nejstarších a nejzachovalejších se vyznačují nízkou až velmi nízkou druhovou diverzitou lišejníků. Úplně zde chybí významné indikační druhy lišejníků charakteristické pro zachovalé lesní porosty. Podle herbářových dokladů a literárních údajů většina z nich ještě před 100 lety v Krkonoších tvořila běžnou součást lesní lichenoflóry horských

Výsledky hodnocení diverzity lišejníků na mrtvém dřevě ukázaly, že vývraty a zlomy jsou druhově bohatší (až o 15 %) než kmeny zanechané na místě po těžbě. Souše a přirozeně padlé kmeny tak představují významná útočiště běžných i vzácných lesních lišejníků.

lesů i lesních porostů v krkonošském podhůří. Nejpravděpodobnějšími důvody degradace druhové diverzity lišejníků byly jistě klimatické změny (vysoušení krajiny, imisní znečištění ovzduší) v 2. polovině 20. století, kdy v celé střední Evropě vymizely téměř všechny velké lupenité a keříčkovité lesní epifyty (např. *Lobaria*, *Menegazzia*, *Nephroma*, *Sphaerophorus*; ASTA et al. 2002), ale také neuspokojivý, příliš intenzivní management lesních porostů (NASCIMBENE et al. 2013). Příznivý vliv bezzásahového managementu je

dosud patrný na špatně přístupných fragmentech zachovalých lesů v nadmořských výškách 1 200–1 300 m n.m. a několika plochách v údolích a stržích, kde dosud přežívají vzácnější druhy (*Bryoria nadvornikiana*, *Hypogymnia farinacea*, *Mycoblastus sanguinarius*).

Je známo, že pralesní indikátory (*Lecanactis*, *Lobaria*, *Menegazzia*, *Nephroma*, *Sphaerophorus*) přežívají v podmínkách Evropy a Asie ve starších lesních porostech (160–250 let). V našich podmínkách přežívají choulolistivé epifyty na nejstarších stromech nebo jejich torzech. Po vytěžení porostu často bývají např. jako výstavky na dlouhou dobu jedinými možnými útočišti pro většinu lišejníků. Jedním z nejvýznamnějších přínosů zřízení bezzásahového managementu na části porostů by měl být postupný přechod věkově homogenního porostu na přirozenější, věkově více rozlišený, umožňující plynulou sukcesí optimálně se vyvíjejících organismů. Rozvolněný, věkově různorodý porost představuje optimální podmínky pro vývoj epifytických lišejníků. Příliš velké zastínění ve věkově jednotvárných kulturních lesích snáší jen velmi málo mikrolišejníků (např. *Agonimia repleta*, *Coenogonium pineti*, *Micarea micrococca* a *Porina aenea*).

Z výsledků je zřejmé, že na druhovou diverzitu lišejníků má velký vliv stáří a stupeň přirozenosti lesa. Původ a vývoj lesních porostů má zásadní význam na směr sukcese a konečnou druhovou rozmanitost epifytů. Nejvyšší druhové diverzity dosahují větší komplexity lesa. Druhově nejchudší jsou vzhledem k poměru rozlohy věkově homogenní mladší lesy kulturní v III. zóně a ochranném pásmu KRNP.

Při srovnání se současným stavem lesů na polské straně Krkonoše jsou lesní porosty na české straně druhově bohatší s převahou běžných epifytů a menším počtem indikačních druhů. Druhové spektrum je v obou oblastech téměř totožné včetně charakteru výskytu vzácných druhů – vždy byly zjištěny na jednotlivých stromech zachovalejších, plošně omezených stanovištích.

Podle dokladů lišejníků v herbáři Krkonošského muzea ve Vrchlabí byly ještě koncem 19. století v horských oblastech Krkonoše a jejich podhůří na více lokalitách přítomné lesní porosty s pralesovitým klimatem charakteristické častým výskytem vzácných epifytických makrolišejníků (např. *Anaptychia ciliaris*, *Bryoria capillaris*, *Leptogium saturninum*, *Lobaria pulmonaria* nebo *Usnea longissima*). O půl století později všechny jmenované druhy spolu s mnoha dalšími mikrolišejníky z celého území vymizely. Podle současných evropských studií se zmiňované druhy do lesních porostů, tak jak je známe v současném stavu, nemohou vrátit. Důvodů rychlé změny druhového složení může být více. Je známo, že k největším změnám druhové diverzity lesních lišejníků došlo v souvislosti se znečišťováním prostředí v 2. pol. 20. století. Některé epifyty s lupenitou a keříčkovitou stélkou z území vymizely již mnohem dříve (*Lobaria pulmonaria*, *Usnea longissima*) pravděpodobně v důsledku snížení koncentrace vodních par v ovzduší, protože dostupná voda představuje pro lupenité a keříčkovité stélky lišejníků limitující faktor. Otázkou zůstává, k jak velkým změnám v koncentraci vodních par v ovzduší došlo během posledních 60 let v důsledku celkového vysoušení krajiny.

Závěr a doporučení pro management lesů

Lišejníkové indikátory charakterizující určitý typ lesního porostu se na studovaných plochách vyskytují pouze ojedinelé. Proto nebylo možné je využít při celkovém hodnocení. Pro zjištění vlivu zastínění porostu na lišejníky byly na plochách

pořizovány a později vyhodnoceny hyperspektrální snímky (z každé plochy 4). Světlo je pro lišejníky významným faktorem ovlivňujícím optimální vývoj. Podle vyhodnocených snímků odpovídají ideální podmínky růstu většiny lesních druhů

zástinu 40–50 %. Nejvýznamnějšími faktory ovlivňující druhovou diverzitu lišejníků jsou stáří a typ managementu lesního porostu, druhová rozmanitost dřevin a množství mrtvého dřeva v lesním porostu. Výsledky českého průzkumu se téměř neliší od výsledků nedávno ukončeného výzkumu na polské straně Krkonoš. Vzácné indikační druhy byly rovněž potvrzeny jen jako ojedinělé nálezy na fragmentech zachovalejších lokalit.

Pro zvyšování druhové diverzity lišejníků by bylo v příštích LHP užitečné rozšiřovat území

s bezzásahovým managementem a prodlužovat lhůty plánovaného mýcení ve všech zónách NP a ochranném pásmu. Velmi přínosným opatřením bude ponechávání nejstarších stromů na místě, aby mohly plnit funkci výstavků a nenahraditelných refugií pro nejvzácnější lesní epifyty. Takovou funkci zatím plní jen zbytky odumírajících starých porostů na těžko dostupných místech v nejvyšších polohách Krkonoš.

Literatura

- ASTA J., ERHARDT W., FERRETTI M., FORNASIER E., KIRSCHBAUM U., NIMIS P. L., PURVIS O. W., PIRINTSOS S., SCHEIDEGGER C., VAN HALUWYN C. & WIRTH W. 2002: Mapping lichen diversity as an indicator of environmental duality. In: NIMIS P. L., SCHEIDEGGER C. & WOLSELEY, P. A. (eds), *Monitoring with Lichens – Monitoring Lichens*, Kluwer Academic, Dordrecht: 273–279.
- DETTKI H. & ESSEEN P.-A. 2003: Modelling long-term effects of forest management on epiphytic lichens in northern Sweden. *Forest Ecology and Management* 175: 223–238.
- FRIEDEL A., OHEIMB G. V., DENGLER J. & HÄRDITL W. 2006: Species diversity and species composition of epiphytic bryophytes and lichens – a comparison of managed and unmanaged beech forests in NE Germany. *Feddes Repertorium* 117, 1–2: 172–185.
- FRITZ Ö. & BRUNET J. 2010: Epiphytic bryophytes and lichens in Swedish beech forests – effects of forest history and habitat quality. *Ecological Bulletins* 53: 95–107.
- FRITZ Ö., NILASSON M. & CHURSKI M. 2009: Tree age is a key factor for the conservation of epiphytic lichens and bryophytes in beech forests. *Applied Vegetation Science* 12, 1: 93–106.
- GUSTAFSSON L., APPELGREN L. & NORDIN A. 2005: Biodiversity value of potential forest fertilisation stands, as assessed by red-listed and ‘signal’ bryophytes and lichens. *Silva Fennica* 39, 2: 191–200.
- GIORDANI P. 2012: Assessing the effects of forest management on epiphytic lichens in coppiced forests using different indicators. *Plant Biosystems* 146, 3: 628–637.
- HAENKE T. 1791: Die botanischen Beobachtungen auf der Reise nach dem Böhmischem Riesengebirge. In: JIRASEK J. et al. (eds), *Beobachtungen auf Reisen nach dem Riesengebirge*, ed. Königl. Böhm. Ges. Wissensch., Dresden: 31–159.
- KOSSOWSKA M. & FAŁTYNOWICZ W. 2008: Monitoring stanu atmosfery w Karkonoskim Parku Narodowym z wykorzystaniem porostów nadrzewnych jako biowskaźników. In: MAZUR A., RAJ A., KNAPIK R. (eds), *Monitoring ekosystemów leśnych w Karkonoskim Parku Narodowym. – Karkonoski Park Narodowy, Jelenia Góra*: 280–289.
- LIE M. H., ARUP U., GRYNES J. A. & OHLSON M. 2009: The importance of host tree age, size and growth rate as determinants

of epiphytic lichen diversity in boreal spruce forests. *Biodiversity and Conservation* 18: 3579–3596.

NASCIMBENE J., DAINESE M. & SITZIA T. 2013: Contrasting responses of epiphytic and dead wood-dwelling lichen diversity to forest management abandonment in silver fir mature woodlands. *Forest Ecology and Management* 289: 325–332.

NASCIMBENE J., MARINI L. & NIMIS P. L. 2010: Epiphytic lichen diversity in old-growth and managed *Picea abies* stands in Alpine spruce forests. *Forest Ecology and Management* 260: 603–609.

NASCIMBENE J., THOR G. & NIMIS P. L. 2013: Effects of forest management on epiphytic lichens in temperate deciduous forests of Europe. *Forest Ecology and Management* 298: 27–38.

Sub-projekt 4:

Vyhodnocení acidifikace a aktuálního ekologického stavu vodních toků na území EVL Krkonoše

Shrnutí závěrečné zprávy sub-projektu „Vyhodnocení acidifikace a aktuálního ekologického stavu vodních toků na území EVL Krkonoše“ (ŠPAČEK 2016)

Úvod

Acidifikace je jedním z nejvýznamnějších globálních antropogenně podmíněných faktorů negativně ovlivňujících přírodu a životní prostředí. Je způsobována průmyslovou aktivitou člověka a to zejména spalováním fosilních paliv. Hlavním přírodním zdrojem acidifikace jsou kyselá deště. Oxidy dusíku (NO_x) a oxid siřičitý (SO_2) z průmyslových exhalací v atmosféře reagují za vzniku silných kyselin, zejména kyseliny dusičné (HNO_3) a sírové (H_2SO_4). Tyto kyseliny jsou pak obsaženy v dešťové vodě a ovlivňují jak vodní, tak půdní prostředí a především organismy, které je obývají.

Vyhodnocení současného stavu acidifikace toků na území Krkonoš není možné bez komplexnějšího zhodnocení chemického a biologického stavu. S ohledem na zkoumanou oblast, která se převážně nachází na území národního parku a biosférické rezervace, by měl být základním předpokladem stav zcela přírodní, nebo přírodě blízký. Proto by s ohledem na hodnocení jakosti vod dle ČSN 75 7221 měl být stav toků na území národního parku ve třídě 1 (tj. neznečištěná voda), v ochranném pásmu maximálně ve třídě 2 (tj. mírně znečištěná voda). Na území jako je Krkonošský národní park, nelze však provádět hodnocení mechanicky. Je třeba zohlednit celkové podmínky a požadavky,

bez ohledu na platné limity znečištění. Dále je nutné zdůraznit potřebu kombinovaného přístupu k hodnocení. Je třeba získávat jak chemické (alespoň základní) údaje, tak údaje o biotě. Chemické sledování dává přesné hodnoty o stavu jednotlivých parametrů. Jde však o hodnoty bodové, jak v prostoru, tak v čase. Zatímco stav společenstva organismů vypovídá o dlouhodobém stavu toku. Společně tyto údaje dávají dohromady mozaiku celkového stavu prostředí.

Acidifikace vodních toků v Krkonoších byla indikována především vymizením ryb na celém území s výjimkou toků přirozeně pufrovaných vápenitými horninami a úseků toků zatížených odpadními vodami z větších sídel. Jednalo se především o pstruha obecného (*Salmo trutta*) a vranku obecnou (*Cottus gobio*). Dříve sahalo rozšíření ryb až do nadmořských výšek kolem 1200 m (LOHNISKÝ 1982). V osmdesátých letech se však ryby vyskytují pouze v dobře pufrovaných tocích a v tocích zatížených živinami. Acidifikace však měla drastický dopad na společenstva vodních organismů celkově. Tento trend byl patrný především v 80. letech. Koncem 90. let však acidifikace toků ustupuje a společenstva vodních organismů začínají regenerovat (ŠPAČEK 2004).

Cíle

Cílem tohoto sub-projektu bylo zdokumentovat aktuální stav společenstev vodních bezobratlých (zoobentos) a nárostových řas (fytoobentos) v reprezentativním vzorku toků na území EVL Krkonoše a současně pomocí měření charakterizovat i fyzikálně-chemické parametry vody v jednotlivých odběrových profilech. Na základě získaných biologických i fyzikálně-chemických dat následně vyhodnotit aktuální stav společenstev bezobratlých živočichů krkonošských toků (především s ohledem na bioindikačně významné parametry či taxony organismů) a stupeň jejich

současné acidifikace. Důležitým bodem byl návrh případných opatření ke zlepšení stavu a stupně acidifikace toků. Celkový aktuální stav a stupeň acidifikace toků byl následně porovnán s existujícími historickými daty a byl zhodnocen stupeň regenerace živé složky vodního ekosystému oproti historickému stavu v 80.–90. letech minulého století. Aktuálně získaná data zároveň Správě KRNAP poslouží jako základ pro dlouhodobý monitoring stavu toků na území EVL Krkonoše (Předpokládá se 3–6 letý cyklus monitoringu).

Metodika

Výběr toků a odběrových profilů byl proveden tak, aby sledování reprezentativně pokrývalo nejvýznamnější krkonošské toky. Na každém ze sledovaných profilů bylo 6 krát v období od dubna do konce listopadu 2015 stanoveno v rovnoměrných časových rozestupech 26 vybraných fyzikálně-chemických ukazatelů (např. biochemická spotřeba kyslíku, obsah vápníku, chloridů nebo

celkového dusíku). Dále bylo u každého profilu stanoveno aktuálního složení a četnost společenstev makrozoobentosu a fytoobentosu v reprezentativních úsecích toku nad či pod jednotlivými profilemi. Pro stanovení aktuálního složení a četnosti společenstva makrozoobentosu byla použita Metodika odběru a zpracování vzorků makrozoobentosu tekoucích vod metodou PERLA (Obr. 1). Pro



Obr. 1. Odběr vzorků makrozoobentosu.



Obr. 2. Odběr fytozobentosu z povrchu ponořených kamenů.

stanovení aktuálního složení a četnosti společenstva fytozobentosu byla obdobně použita Metodika odběru a zpracování vzorků fytozobentosu tekoucích vod (Obr. 2). Obě metodiky jsou akceptovány MŽP ČR jako metodiky sloužící k vyhodnocení

ekologického stavu útvarů povrchových vod. Z každého odběru makrozoobentosu i fytozobentosu byl vyhotoven odběrový a determinační protokol.

Pro hodnocení acidifikace toků v Krkonoších byla použita metodika BRAUKMANN & BLISS (2004), která vychází ze zjištěných hodnot pH a alkality. Biologická část je postavena na acidifikačních indexech druhů makrozoobentosu (vodních bezobratlých), kdy jsou podle jednotlivých acidifikačních indexů vytvářeny sumy počtu jedinců s příslušným acidifikačním indexem a porovnávány s celkovým počtem jedinců ve vzorku. Pro hodnocení jakosti vod byla použita norma ČSN 75 7221 (757221) Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod. Biologická složka fytozobentos (nárostové řasy) nebyla použita pro přímé hodnocení acidifikace, ale byla využita pro zhodnocení celkového stavu toků. Pro vyhodnocení aktuálního stavu krkonošských toků a stupně jejich acidifikace byla kromě dat zjišťovaných v terénu použita i fyzikálně-chemická a biologická data z let 2004–2014, poskytnutá státním podnikem Povodí Labe, data Správy KRNAP z let 1983–2000 a další odborné zdroje.

Výsledky

Aktuální stav společenstev makrozoobentosu

Celkem bylo v rámci provedených odběrů v 25 profilech zjištěno 232 taxonů makrozoobentosu (většina živočichů byla určována na úroveň druhu, pokud to nebylo možné tak na nejnižší možnou taxonomickou jednotku). Nejvyšší diverzita byla zjištěna v tocích, které byly v minulosti občasné acidifikované, a to v Klínovém (88 taxonů) a Kotelském potoce (87 taxonů). Vysoká druhová diverzita byla prokázána v neacidifikovaných a neutrálních tocích: Lysečinském (81 taxonů), Smrčinovém (74 taxonů) a Hutském potoce (78 taxonů) a Jizerce nad Dolními Štěpanicemi

(79 taxonů). Nejnižší diverzita byla naopak zaznamenána v silně acidifikovaných tocích: Černohorském potoce (24 taxonů), Mumlavě nad vodopádem (24 taxonů), Zeleném potoce (32 taxonů) a Bílém Labi (36 taxonů).

Pro neacidifikované toky je typická přítomnost celkově vysokého počtu druhů s vysokým zastoupením acidosenzitivních druhů. Příkladem mohou být jepice rodu *Rhithrogena*, pošvatky *Dinocras cephalotes* a *Perla marginata* (Obr. 3), chrostíci čeledi *Glossosomatidae* nebo koryš blešivce potoční *Gammarus fossarum* (Obr. 4). V acidifikovaných tocích je celkově nízká diverzita a dominují acidotolerantní druhy, například pošvatka *Diura bicaudata* a chrostík *Plectrocnemia conspersa*.



Obr. 3. Pošvatka (*Perla marginata*).

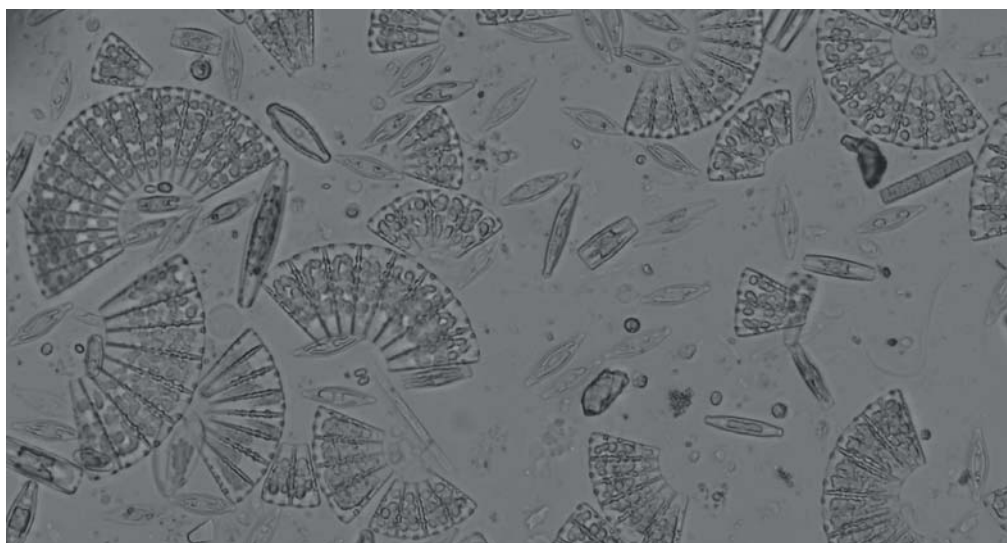


Obr. 4. Blešivec potoční (*Gammarus fossarum*).

Fytobentos

V rámci odběrů fytobentosu bylo zaznamenáno celkem 71 druhů rozsivek a 48 druhů ostatních řas a sinic. Na všech lokalitách v daném odběrovém termínu byly přítomny dva druhy, *Diatoma mesodon* na jaře a *Achnanthydium pyrenaicum* v létě.

Druhově nejchudší lokalitou byla Jizerka nad soutokem s Kozelským potokem, kde bylo nalezeno na jaře 10 druhů a v létě pouze 4 druhy. Naopak druhově nejbohatšími lokalitami byl na jaře Alberický potok s 28 druhy a v létě Labe pod soutokem s Medvědíím potokem s 30 druhy. Sledované toky (profily) lze na základě přítomnosti



Obr. 5. Řasa *Meridion circulare*.

(absence) různých druhů řas rozdělit do 3 skupin. První skupinu tvoří toky (profily) silně acidifikované. Jedná se o Mumlavu nad Mumlavským vodopádem, Labe u Labské boudy a Černoهورský potok v Těsném dole. Typická je pro ně přítomnost mnoha druhů rodu *Eunotia*. Druhou skupinu tvoří toky acidifikované (Bílé Labe, Modrý potok, Zelený potok nebo Úpa nad soutokem s Modrým potokem). Od silně acidifikovaných toků je odlišuje například přítomnost druhů *Hydrurus foetidus* na jaře, *Surirella roba* v létě a absence druhů *Achnanthes minutissimum* na jaře a *Fragillaria ulna* v létě. Třetí skupinu tvoří neacidifikované toky z východní partie Krkonoše, tedy Albeřický, Lysečinský, Zlatý potok a Kalná. Toky ve východní části Krkonoše jsou typické přítomností např. druhů *Audouinella hermannii* a *Meridion circulare* (Obr. 5).

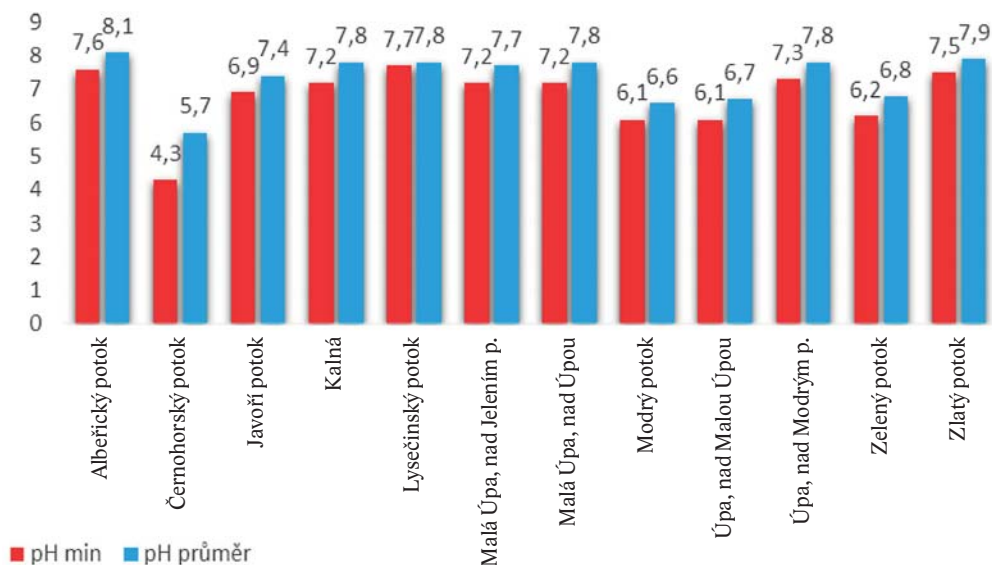
Na sledovaných páteřních tocích je zřejmá různá míra ovlivnění živinami, pokud porovnáme stav dvou různých profilů na stejném toku, obzvlášť pokud protéká hustěji osídlenou oblastí. Velmi výrazně je toto ovlivnění patrné na Mumlavě ve srovnání profilů „nad Mumlavským vodopádem“ a „v Janově“. Až na některé široce rozšířené

druhy nemají společenstva těchto profilů žádné společné druhy a dochází zde takřka ke kompletní obměně druhového složení. Jiná je situace na vybraných profilech Jizerky a Úpy. Zde dochází především k obohacení druhového složení u níže po toku položených profilů.

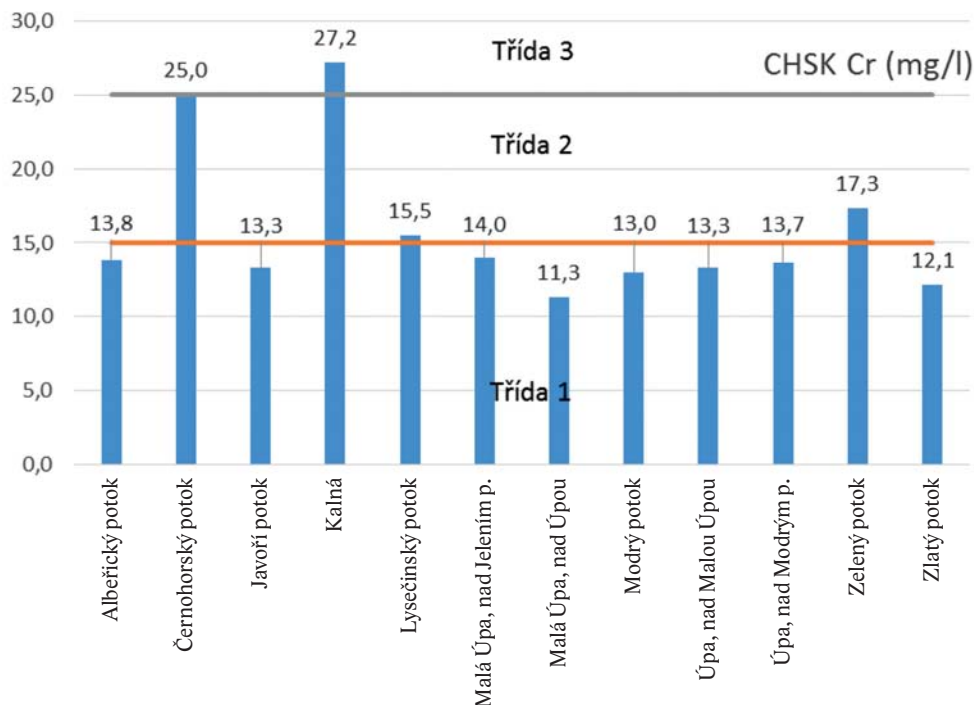
Chemický stav a hodnocení jakosti toků

Průměrné hodnoty pH na sledovaných profilech se pohybovaly od 5,7 do 8,1, minimální dosahovaly hodnoty vyšší než 5, pouze v Černoهورském potoce a Mumlavě nad vodopádem klesaly níže (na 4,3, respektive 2,9). Minimální a průměrné hodnoty pH na příkladu povodí Úpy zobrazuje graf (Obr. 6). Průměrné hodnoty alkalinity se pohybovaly od 0,11 do 2,11 mmol/l, minimální hodnoty klesaly až na 0,01 mmol/l.

Hodnocení jakosti toků bylo provedeno u těch toků, kde existoval předpoklad, že zhoršený stav by mohl ovlivnit hodnocení acidifikace. Z hlediska tříd jakosti nedosahují zjištěné hodnoty na jednotlivých profilech žádného z parametrů horší hodnoty než třídy 3. Jakost vod v parametrech překračujících třídu 1 (tato hodnota by měla být jediná



Obr. 6. Minimální a průměrné hodnoty pH v tocích v povodí Úpy.



Obr. 7. Chemická spotřeba kyslíku dichromanovou metodou pro povodí Úpy.

přijatelná pro Krkonošské toky) byla na některých profilech zjištěna pro počty termotolerantních koliformních bakterií (vůbec nejvyšší hodnota byla zjištěna v Mumlavě nad vodopádem a v Zeleném potoce), pro chemickou spotřebu kyslíku – Obr. 7 (v Kalné překračovala průměrná zjištěná hodnota hranici třídy pro jakost 3; v Černohorském, Lysečinském, Zeleném, Smrčinovém potoce, Kalné a obou profilech Mumlavy pak třídu 2), pro biologickou spotřebu kyslíku (hranici třídy 3 výrazně překračovala průměrná hodnota zjištěná v Kalné, hranici třídy 2 pak nepatrně přesahovala v Čisté a Huťském potoce), pro celkový organický uhlík (hranici 3 třídy se blížila hodnota zjištěná v Černohorském potoce) a pro celkový fosfor (hranici třídy 2 přesáhly hodnoty zjištěné v Mumlavě v Janově).

Uvedené parametry dosahují vyšších hodnot právě v tocích s organickým zatížením a v tocích se zvýšeným množstvím huminových látek. Řada

stanovovaných chemických parametrů je zcela bezproblémových. Například všechny formy dusíku a kyslíkové poměry jsou také v pořádku. Ke zhoršení kyslíkových a teplotních poměrů docházelo díky extrémním klimatickým a hydrologickým situacím roku 2015.

Vyhodnocení acidifikace jednotlivých toků

Zařazení sledovaných toků, respektive jednotlivých profilů, do tříd acidifikace vyjadřuje Tab. 1 a graficky pak Obr. 8. První sloupec vyjadřuje chemické hodnocení, druhý biologické hodnocení a třetí výsledný stav. Čtvrtý sloupec vyjadřuje prognózu vývoje toku v blízké budoucnosti. Z vyhodnocení vyplývá, že většina sledovaných toků je neutrálních či acidifikovaných jen mírně a u většiny toků došlo k zlepšení jejich stavu z pohledu acidifikace ve srovnání se situací v 80. a 90. letech 20. století (Tab. 2).

Tab. 1. Vyhodnocení stavu acidifikace lokalit sledovaných v roce 2015.

Tok	Lokalita	chemie	biota	výsledná třída acidifikace	predikce budoucího vývoje
Albeřický	nad soutokem se Suchým potokem	1	2	2	zvyšující se trofie
Bílé Labe	Dívčí lávky	3	3	3	3
Černohorský potok	Temný důl	5	4	5	4
Čistá	Černý Důl	1	2	2	2
Huťský potok	Rokytno	1	2	2	2
Javoří potok		1	2	2	2
Jizerka	Dolní Štěpanice	1	2	2	1
Jizerka	nad soutokem s Kozelským potokem	2	2	2	2
Kalná	Antonínův důl	1	2	2	1
Klínový potok	Kamenný Mlýn	1	2	2	zvyšující se trofie
Kotelský potok	Dolní Dvůr	1	2	2	2
Labe	Dívčí lávky	3	3	3	3
Labe	Hromovka	2	3	3	zvyšující se trofie
Labe	Labská bouda	3	3	3	3
Lysečinský	nad soutokem s Albeřickým potokem	1	1	1	1
Malá Úpa	nad soutokem s Jelením potokem	1	1	1	1
Malá Úpa	nad soutokem s Úpou	1	1	1	1
Modrý potok	nad soutokem s Úpou	3	3	3	3
Mumlava	v Janově	2	3	3	zvyšující se trofie
Mumlava	nad vodopádem	4	4	4	4
Smrčínový potok		1	2	2	1
Úpa	nad soutokem s Malou Úpou	1	2	2	zvyšující se trofie
Úpa	Obří důl	3	2	2	2
Zelený potok	nad soutokem s Liščím potokem	3	3	3	3
Zlatý potok	Bystřice	1	1	1	1

Legenda:

■ 1 – Toky neacidifikované; ■ 2 – Toky neutrální nebo mírně acidifikované; ■ 3 – Toky pravidelně acidifikované; ■ 4 – Toky silně acidifikované; ■ 5 – Toky extrémně acidifikované.

Diskuse

Acidifikace vodotečí v Krkonoších byla v minulosti indikována především vymizením ryb na celém území s výjimkou toků přirozeně pufovaných vápenitými horninami a úseků toků zatížených odpadními vodami z větších sídel. Jednalo

se především o pstruha obecného (*Salmo trutta*) a vranku obecnou (*Cottus gobio*). Dříve sahalo rozšíření ryb až do nadmořských výšek kolem 1 200 m (LOHNISKÝ 1982). V osmdesátých letech se ryby vyskytovaly pouze v dobře pufovaných tocích

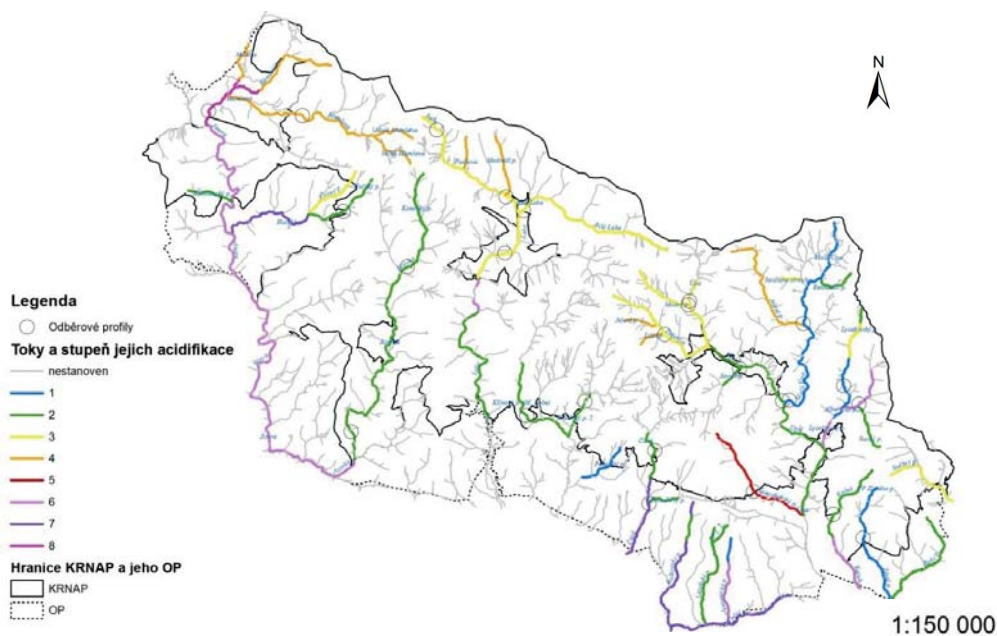
Tab. 2. Historické hodnocení acidifikace toků v povodí Labe. Legenda barevného značení viz Obr. 8.

Povodí Labe Tok	Lokalita	1970–1979	1980–1989	1990–1999	2000–2009	2010–2015
Bílé Labe	bouda u Bílého Labe			3	4	3
Bílé Labe	Dívčí lávky		2	4	4	3
Bílé Labe	Luční bouda		3	4	5	
Bolkovský potok	Bolkov			2	2	eutrofizovaný
Čistá	Černý Důl		2	2	2	2
Janovický potok	Janovice		2	2		
Javornický potok	Javorník nad				1	1
Klínový potok	Kamenný Mlýn	4	3	3		2
Klínový potok	limnigraf		3	3	2	2
Kotelský potok	Dolní Dvůr			3	2	2
Labe	Dívčí lávky	3	5	4	4	3
Labe	Hromovka				3	3
Labe	Labská bouda	4	4	3	3	3
Labe	Labský důl			3	3	
Labe	Stará pila	5	4	4	4	3
Medvědí potok	nad soutokem s Labem			4		4
Pančava	nad vodopádem			3		3
Pekelský potok	nad lomem			2	1	1
Pudlava	nad soutokem s Labem		5	5	4	4
Smrčinový potok					3	2
Stranský potok				2	2	
Vápenický potok	u letiště		2	2		

a v tocích zatížených odpadními vodami v nižších polohách Krkonoš. Acidifikace však měla drastický dopad na společenstva vodních organismů celkově. Ubývaly acidosenzitivní druhy a celkově se snižovala diverzita. Tento trend byl patrný především v osmdesátých letech. Koncem devadesátých let však acidifikace toků ustupuje a společenstva vodních organismů začínají regenerovat (ŠPAČEK 2004).

Z historického hlediska je patrné zlepšení stavu acidifikace krkonošských toků zejména v oblasti povodí Labe a Jizery. Celkově by mohl být obrázek acidifikace pravděpodobně ještě

lepší, avšak dochází zde ke zhoršení kvality vod vlivem postupně se zvyšujícího znečištění živinami. Příkladem je Albeřický potok. Tento tok je v oblasti jednoznačně neacidifikované, avšak i přesto už je společenstvo makrozoobentosu narušené. Příčinou je právě znečištění živinami. Toky, které jsou přirozeně acidifikované v souvislosti s geologickým podložím, prameniště a vegetací, velice rychle reagují na přísun polutantů a mohou se měnit na extrémně acidifikované. V Krkonoších jde především o povodí Mumlavy a Černošský potok. Toky pod většími sídlami, které jsou acidifikované a zároveň znečištěné



1 – Toky neacidifikované; 2 – Toky neutrální nebo mírně acidifikované; 3 – Toky pravidelně acidifikované; 4 – Toky silně acidifikované; 5 – Toky extrémně acidifikované; 6 – Toky neacidifikované a neutrální toky ohrožené zvýšeným množstvím živin; 7 – Toky znečištěné zvýšeným množstvím živin; 8 – Toky acidifikované a zároveň znečištěné zvýšeným množstvím živin.

Obr. 8. Přehled tříd acidifikace a případného dalšího znečištění u hodnocených toků.

živinami, nelze z hlediska acidifikace hodnotit. Společenstvo je v takovýchto tocích bohatší, ale nelze jej považovat za stabilní a přirozené. Mohou se zde sice vyskytovat acidosenzitivní druhy, ale chybí zde druhy indukující dobrý přirozený stav nebo jsou přítomny v minimálním počtu. Při hodnocení acidifikace se projevila i efekt pomalejší regenerace společenstev vodních organismů oproti chemickým změnám.

Celkově se na krkonošských tocích projevuje ústup acidifikace a regenerace společenstev

k původnímu stavu. V některých oblastech je třeba i nadále počítat jak s přirozenými, tak s antropickými projevy acidifikace. Acidifikace však přestává být v oblasti Krkonoš hlavním rizikem pro vodní ekosystémy. V současnosti a blízké budoucnosti je hlavním rizikem znečištění živinami a dalšími chemickými látkami, jako jsou pesticidy, farmaka, tenzidy a detergenty. Ohrožen je však i hydrologický režim celkově. Příčinami jsou klimatické změny a celkové hospodaření a nakládání s povrchovými vodami a krajinou celkově.

Závěr

Na většině území Krkonoš došlo k regeneraci toků ze stavů acidifikace. Tato změna se projevila na chemismu toků a hlavně na struktuře

společenstev vodních organismů. Přesto jsou zde stále acidifikované toky. Jedná se hlavně o povodí Mumlavy a Černošský potok. Tyto oblasti

jsou však do určité míry acidifikované přirozeně a budou na tento vliv vždy citlivé. Pozitivní změna nastala především v oblasti horního povodí Úpy a Labe. Zde je regenerace výrazná.

Bohužel se však začíná projevovat nový stresor a tím je zvýšené množství živin. Ústupem acidifikace dochází k remobilizaci živin z půdního horizontu. Dalším vlivem jsou odpadní vody z lidských sídel. Výrazným negativním vlivem, známým z jiných oblastí, může být rovněž

přísun mnoha dalších chemických látek, především pesticidů a léčiv.

Nelze tedy říci, že problém acidifikace toků v Krkonoších skončil. Dostal se pouze na přijatelnou míru. Ale zároveň nastává další a pravděpodobně stejně vážný problém.

Monitoring provedený pro tento projekt dává dobrý základ a ukazuje systém, jakým by měl být v budoucnu monitoring vodních toků na území KRNAP nastaven.

Literatura

BRAUKMANN U. & BLISS R. 2004: Conceptual study – An improved method to assess acidification in German streams by using benthic macroinvertebrates. *Limnologica* 34: 433–450.

LOHNISKÝ K. 1982: Ichtyofauna střední a západní části Krkonošského národního parku. *Opera Corcontica* 19: 65–77.

ŠPAČEK J. 2004: Jepice (*Ephemeroptera*), pošvatky (*Plecoptera*) a chrostíci (*Trichoptera*) Krkonoš – diverzita, rekonstrukce společenstev, bioindikace acidifikace. Ms. (dizertační práce, Přírodovědecká fakulta, Masarykova univerzita, Brno).

SUMMARY

The uniqueness of Krkonoše is especially due to its elevation and the specific location of the mountain range. The geological bedrock and its dynamic development contributed to the formation of diverse, and, for Central Europe, unique biotopes with the occurrence of endemics, glacial relicts, specially protected and endangered species of plants and animals. In 1963 the territory was declared as the Krkonoše National Park (KRNAP) with the aim of protecting the valuable local biocenosis.

In recent decades the landscape character of Krkonoše has been negatively influenced by two fundamental factors, the large-scale ecological load caused by air pollution, especially in the 1970s and 1980s, as well as intensive tourism. Up to the year 1994 around 7,000 ha of dead and damaged forests had to be removed during emission felling. Acidification had a drastic effect on the communities of aquatic organisms in the water flows, where fish practically disappeared from the majority of the territory, especially the Brown Trout (*Salmo trutta*) and Bullhead (*Cottus gobio*). The International Union for Conservation of Nature (IUCN) reacted to the critical situation in 1984 by including KRNAP among the most-endangered national parks in the world. Even though the effects of industrial emissions are gradually reducing, surveying the condition of the damaged forest and aquatic ecosystems remains an important part of the biomonitoring in Krkonoše.

From January, 2015 to February, 2017 the Administration of the Krkonoše National Park carried out a project entitled the “The current condition of the damaged forest and aquatic ecosystems on the territory of Krkonoše SCI and harmonisation of the basic monitoring network for observing its development as an essential

basis for management measures to strengthen its stability and biodiversity” (Project No: EHP-CZ02-OV-1-023-2015). The project was supported by grants from Iceland, Lichtenstein and Norway by way of the EEA funds. Two partners took part in the realisation of the project: the Czech Geological Survey (CGS) and the Institute of Forest Ecosystem Research, s. r. o. (IFER).

The target of the project was to monitor the condition of the forests and water on the territory of the national park and to compare the situation after the emission damage and the following gradation of the Larch Tortrix (*Zeiraphera diniana*) and after the calamitous overpopulation of the Spruce Engraver Beetle (*Ips typographus*) in the 1980s and 1990s. For the most part, the research was based on the unified inventarisation network of 830 representative plots on the KRNAP territory.

In order to meet the targets of the project the activities were divided into four sub-projects:

-
- Sub-project 1:** Development of the soil chemistry, atmospheric deposition, critical loads of sulphur and nitrogen on the forest ecosystems on the territory of Krkonoše SCI

 - Sub-project 2:** Monitoring and evaluation of the current health condition of the forest stands on the territory of Krkonoše SCI

 - Sub-project 3:** Monitoring epiphytic lichens as a key bio-indicator group to ascertain the current condition and

development of biodiversity in the forest ecosystems on the territory of Krkonoše SCI

Sub-project 4: Evaluation of the acidification and current ecological condition of the water flows on the territory of Krkonoše SCI

Sub-project 1

Samples of atmospheric precipitation and soil solution were taken at regular fortnightly intervals at eight test plots. On the basis of data on the chemical composition of precipitation on open ground and throughfall, the total annual atmospheric deposition of elements and compounds and the flows of hydrogen ions were calculated. From these values maps of the deposition of the individual elements and compounds were interpolated for the whole KRNAP territory.

Total deposition of sulphur (S) on the territory of Krkonoš can be found between the values of approximately 30–70 meq/m²/year. **Total deposition of nitrogen (N)** has a greater range of values, between 62–180 meq/m²/year. The highest values for S and N were recorded in the western and south-western sections, which reflects the location of the major sources (coal basin with coal-fired power stations) to the west of the Krkonoše massif. This is also where the most industry and settlement in the surroundings of Krkonoše is concentrated. On the other hand, the lowest deposition levels were found around the Bažinky measuring point (valley position protected by surrounding ridges) and in the wider surroundings of Mt. Černá hora.

The deposition of basic cations is key for buffering the acidic depositions, both directly in the atmosphere, where it neutralises strong acids and increases the pH of the precipitation, and also after

it falls to the ground, where the basic cations effectively prevent acidification. Their deposition on most of the territory of Krkonoše ranges between 31–50 meq/m²/year. The exception is the southern edge of the territory around Mt. Přední Žalý as a result of the vicinity to sources of dust in the Vrchlabí agglomeration.

Atmospheric deposition of sulphur in 2016 did not exceed the critical load, and it must be stated that the forest ecosystems on the whole of the KRNAP are not currently endangered by sulphur deposition. Unlike the sulphur depositions, the **critical nitrogen load** was exceeded in nearly all of Krkonoše, and greatly exceeded in most places. The only isolated locality where the critical load was not exceeded was on the peaty areas near the Kolínská bouda chalet below Mt. Černá hora. On the other hand, the critical load is most exceeded in the western part of the mountain range.

This exceedance brings a whole range of ecological negatives. Primarily, we may expect a significant reduction in biodiversity on the territory in the future. Excess nitrogen influences the species composition of mosses, lichens and the condition of the tree layer as a result of the dominance of spruce, especially at the higher elevations.

Sub-project 2

The methodology of monitoring the condition of forest stands is derived from the principles of regional monitoring, which is compatible with the methods used in international monitoring of forests. During the project the field investigations focussed on evaluating the health condition of forest stands and were carried out twice on an optimised network of plots. The solution was based on the use of the Field-Map software and its specific applications and extensions. The results of the investigations and available information on environmental stress factors prošetřdí were processed using multi-criterial analysis within the GIS.

During the evaluation of the health condition of the forest stands in the years 2015 and 2016, the worst values for defoliation were primarily recorded at the highest elevations in Krkonoše, which shows that defoliation and defoliation of the upper third of the crown is predominantly bound to the harshest climatic conditions where acidic deposition had the most intensive effects. From 2003 onwards both of these indicators of the health condition displayed dramatic reductions, showing the rapid improvement in the health condition of the forest ecosystems, which took place after the reductions in the emission load, especially in the 1990s.

We observed the opposite trend in the distribution of the proportion of dry branches and secondary shoots on the biomass of the crown and the intensity of the colour changes, the highest values for which are localised to the lowest-lying parts of the national park. These areas are (and were) burdened by lower acidic depositions. Thus, the probable reason for the decline of the spruce stands is the growing intensity of droughts. The significance of droughts and reduced depositions on the health condition of the forest stands in Krkonoše is documented when the results of the investigations from the years 2015 and 2016 are compared with older investigations from the 1990s.

Sub-project 3

The species diversity of epiphytic lichens was recorded and evaluated on 300 representative forest plots during the Monitoring of Lichens KRNAP 2015 project. The diversity was evaluated using the standardised methodology and the following indices derived from it: LDV (Lichen Diversity Value) and IDEL (Index of Diversity of Epiphytic Lichens). The Index of Canopy Openness was determined by using the LAI (Leaf Area Index). The advanced technology Field-Map and the Field-Map Inventory Analyst tool were used during the preparation, gathering, and especially the processing and evaluating of data.

The results of the lichen monitoring showed a surprisingly low species diversity of epiphytes in the forest stands on most of the KRNAP territory. During the monitoring a total of 202 lichen species were recorded. This included 113 epiphytic species; 75 of which belong to the common forest species, which are abundant throughout central Europe. According to the Red List of the Czech Republic, 24 species (21 %) belong to the vulnerable category, 7 species (6 %) are endangered and only one recorded species (*Fellhanera bouteillei*) is included as a critically endangered species. The sampler trees on plots in all developmental stages of forests demonstrated low to very low species diversity of lichens. The important indicator species of lichens which are characteristic for preserved forest stands are completely missing here. According to herbarium collections and literary sources, 100 years ago most of these species 100 years ago were still regular parts of the forest lichen flora of montane forests in Krkonoše, as well as forest stands in the Krkonoše foothills. The rare indicator species were confirmed only as isolated occurrences in fragments of well-preserved and inaccessible localities.

Sub-project 4

The current condition of the flowing waters was monitored at 25 selected profiles on the Krkonoše rivers and streams. The methodology of collection and analysis of samples accepted by the Ministry of the Environment of the Czech Republic was used to establish the current composition and abundance of the communities of macrozoobentos and phytobentos. The methodology according to BRAUKMANN & BLISS (2004) was used to evaluate the acidification of the water flows in Krkonoše. The biological section was based on the acidification indices for aquatic invertebrate species. The ČSN 75 7221 standard was used to evaluate the water quality.

Water flows on most of the Krkonoše territory showed that they have regenerated from the state

of acidification. These changes were reflected in the chemical compositions of the flows, and especially in the structure of communities of aquatic organisms. The highest diversity was recorded in flows, which were occasionally acidified in the past, i.e. in the Klínový potok (88 taxons) and Kotelský potok (87 taxons) streams. Nevertheless, there are still acidified flows here, mainly in the Mumlava and Černohorský potok catchments. However, these areas are naturally acidified to a certain extent. The most positive changes were in the upper reaches of the Úpa and Labe river catchments, where strong regeneration has taken place.

Conclusion

The results of the project clearly demonstrate the improving general condition of the forest stands and aquatic environment in KRNAP. However, the significant exceeding of the critical nitrogen load on the whole territory of the national park may represent a certain danger for the Krkonoše forests. Concerning the health condition of the forests, it is clear that the condition of the forest ecosystems has improved significantly since the emission load has been reduced. Today we can observe another negative trend, where spruce stands are drying out as the result of droughts. It was also shown that the key factors for the occurrence of epiphytic lichens

Unfortunately a new stress factor has started to show its effects, this being the increased nutrient levels. With the retreat of acidification came the remobilisation of nutrients from the soil horizon. This is further influenced by waste water from human settlements. The input of chemical compounds (e.g. pesticides and pharmaceuticals) can also have a distinctively negative influence. The problem of acidification of the water flows in Krkonoše has not ended, but has been reduced to an acceptable level. At the same time another, and probably just as serious, problem has started.

as indicators of stable forest stands are sufficient light, diversity of tree species, the presence of dead wood and reserved trees. The improving trends were confirmed by the results of the evaluation of the water flows, which clearly show their overall regeneration on most of the KRNAP territory. Unfortunately, a new stress factor has started to appear, this being the increased amounts of nutrients in the water flows. The KRNAP Administration is making long-term efforts to improve the structure of the forest stands because suitable management contributes to the higher biological diversity of the environment.

Literatura – závěrečné zprávy projektu

- BERANOVÁ J., HOLA Š. & TUMA J. 2016: Monitoring a vyhodnocení aktuálního zdravotního stavu lesních porostů na území EVL Krkonoše. 30 str. + 3 přílohy.
- HRUŠKA J. 2016: Atmosférická depozice dusíku pro lesní ekosystémy Krkonošského národního parku. 17. str.
- HRUŠKA J. 2016: Atmosférická depozice síry pro lesní ekosystémy Krkonošského národního parku. 19 str.
- HRUŠKA J. 2016: Kritické zátěže dusíku a jejich překročení pro lesní ekosystémy KRNAP. 22 str.
- HRUŠKA J. 2016: Kritické zátěže síry a jejich překročení pro lesní ekosystémy KRNAP. 19 str.
- RUSS R. & HALDA J. 2016: Monitoring lišejníků KRNAP 2015. 44 str. + 9 příloh.
- ŠPAČEK J. 2016: Vyhodnocení acidifikace a aktuálního ekologického stavu vodních toků na území EVL Krkonoše. 34 str. + 5 příloh.



Aktuální stav lesních a vodních ekosystémů
na území evropsky významné lokality Krkonoše

Vydala Správa Krkonošského národního parku v roce 2017

Text: © Jana Beranová, Josef Halda, Šárka Holá, Jakub Hruška,
Irena Hubálková, Václav Jansa, Jan Materna, Otakar Schwarz,
Jan Špaček, Jan Tumajer

Fotografie na titulní straně: © Kamila Antošová

Sazba: 2123design s.r.o.

© 2017, Správa Krkonošského národního parku,
Dobrovského 3, 543 01 Vrchlabí

112



SOS

150



HASIČI

155




LÉKAŘ

158



POLICIE

 **602 448 338** nebo **1210**

 **(+48) 985** nebo **601 100 300**

HORSKÁ SLUŽBA (CZ) / GOPR (PL)