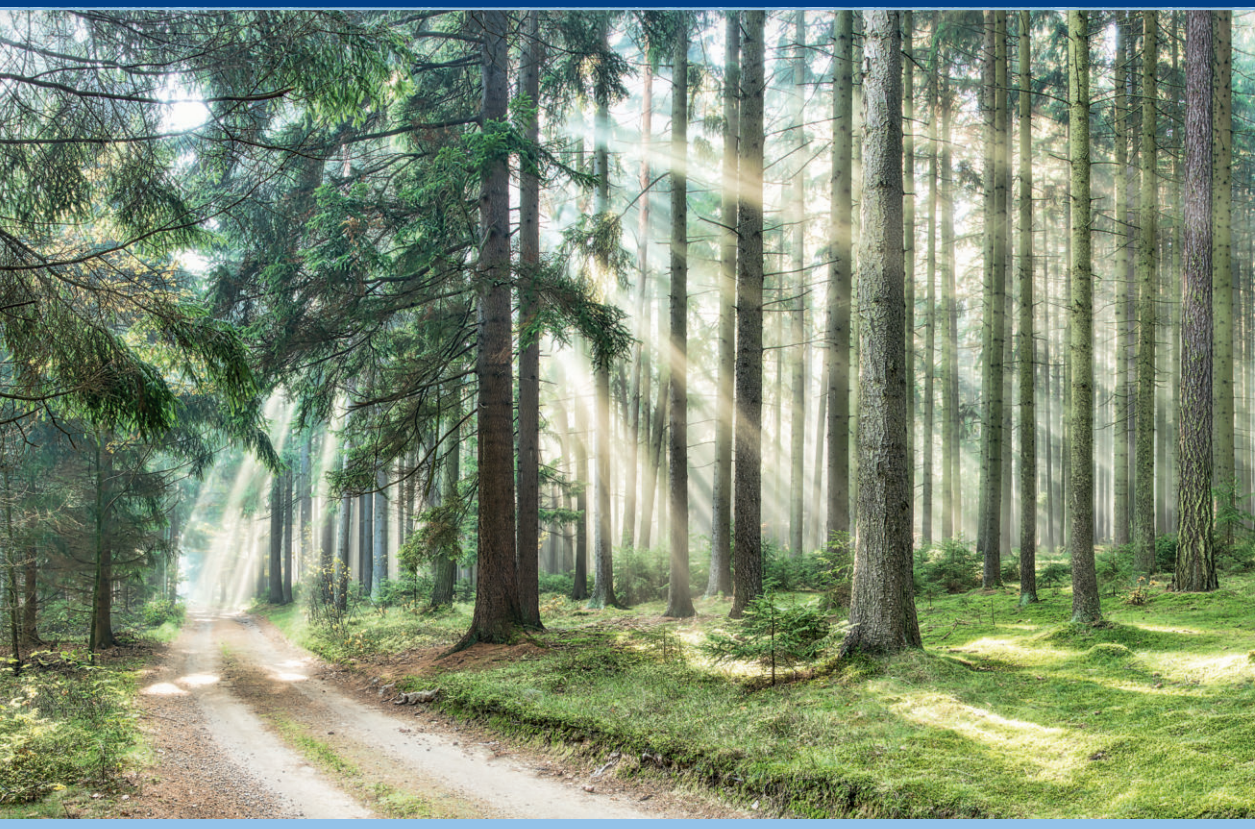
Edice Geographica



Metody hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů

Jana Albrechtová
Lucie Kupková
Petya K. E. Campbell
a kol.

ČESKÁ GEOGRAFICKÁ SPOLEČNOST
1894

Edice Geographica, sv. 10

METODY HODNOCENÍ FYZIOLOGICKÉHO STAVU SMRKOVÝCH POROSTŮ

Metody hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů

Případové studie sledování vývoje stavu smrkových porostů v Krušných horách v letech 1998–2013

Jana Albrechtová,
Lucie Kupková,
Petya K. E. Campbell
a kol.

Česká geografická společnost

Praha 2017

Publikace vznikla s podporou grantu MŠMT INMON LH12097.
Případná podpora z jiných zdrojů je pro konkrétní kapitoly uvedena
souhrnně v poděkování.

Publikace prošla recenzním řízením.

© Jana Albrechtová, Lucie Kupková, Petya K. E. Campbell, Barrett N. Rock,
Pavel Cudlín, Lucie Červená, Kateřina Fárová, František Havránek, Ewa Chmelíková,
Magda Edwards Jonášová, Veronika Kopačková, Petr Krása, Zuzana Kubínová,
Zuzana Lhotáková, Jan Liška, Vladimír Melichar, Jan Mišurec, Ivo Moravec,
Eva Neuwirthová, Jiří Novák, Markéta Potůčková, Marian Slodičák, Vít Šrámek, 2017
© Česká geografická společnost, 2017
© Roman Albrecht (foto), 2017

ISBN 978-80-905642-9-9

Předmluva

Lesy patří k nejvýznamnějším ekosystémům Země a mají nezastupitelnou úlohu v celé řadě celoplanetárních procesů. Zapojují se do koloběhů látek v přírodě, jsou nejvýznamnějším zásobníkem uhlíku na pevninách, poskytují nám celou řadu pro člověka nepostradatelných ekosystémových služeb. Lesy nejen poskytují suroviny, ale především služby, které zajišťují základní podmínky pro náš život, jako je udržování vhodného složení atmosféry s kyslíkem uvolňovaným v procesu fotosyntézy, regulace podnebí skrze evapotranspiraci stromů, čištění vody, tvorba půdy, zajišťování biodiverzity atd. Fyziologický stav stromů v lese podmiňuje celou řadu těchto služeb a procesů, jeho zhoršení pak negativně ovlivňuje jejich funkčnost. K nejzávažnějším stresovým faktorům pro lesy v Česku v druhé polovině minulého století patřilo znečištění ovzduší tvořené především emisemi oxidů síry a dusíku. Toto znečištění z velké části vznikalo díky spalování méně kvalitního hnědého uhlí s vysokým obsahem síry těženého v Podkrušnohorské oblasti v elektrárnách s nedostatečným technologickým odsířením. Tyto kyselé imise nejen zhoršovaly fyziologický stav stromů, ale mohly vést až k odumírání celých rozlehlých porostů. Navíc kyselé imise prohloubily acidifikaci půd doprovázenou celou řadou negativních procesů v půdě, ovlivňujících významně příjem živin rostlinami. V současnosti probíhající klimatická změna přináší další stresové faktory, jako jsou vlny veder a sucha, které také významně zhoršují fyziologický stav stromů.

Smrk ztepilý (*Picea abies* L. Karst) je nejhojněji zastoupená dřevina v lesích Česka především díky ekonomickému významu – relativně rychlému růstu kvalitního dřeva a představuje hlavní hospodářskou dřevinu i v krušnohorských lesích. Proto jeho výsadby významně překročily plochu původního areálu jeho rozšíření a došlo tak ke změně skladby dřevin v našich lesích, kde je smrk pěstován i v oblastech pro něj méně příznivých. Smrk ztepilý se projevil jako velmi citlivý vůči atmosférickému znečištění. Toto se významně ukázalo ve druhé polovině 20. století, kdy se začaly objevovat symptomy velkoplošného chřadnutí až odumírání smrkových porostů v několika kalamitních vlnách právě v Krušných horách, které byly atmosférickým znečištěním silně zasaženy. Od 80. let 20. století začala být problematika poškození porostů dřevin významně studována. Postupně se došlo k nutnosti standardizace metod hodnocení fyziologického

stavu porostů – byly vytvořeny monitorovací programy a metodiky, např. program *ICP Forests*. Zároveň byly hledány další efektivní metody hodnocení fyziologického stavu dřevin, které by umožňovaly nejen hodnotit symptomy viditelného poškození, ale i symptomy časného poškození, které ještě nejsou zaznamenatelné pouhým okem, které se projevují na úrovni molekulární, metabolické a mikroskopické. Navíc byly hledány i metody, které by umožňovaly retrospektivu vývoje dřevin a případnou prognózu dalšího vývoje. Takovéto metody na bázi hodnocení makroskopických indikátorů stavu koruny a makroskopického indikátoru vitality smrku skrze zastoupení vývojových směrů pupenů v koruně byly vyvíjeny autorským kolektivem v průběhu řešení celé řady projektů a jsou též pojednány v této knize. S rozvojem spektroskopických metod a dálkového průzkumu Země (DPZ) od 70. let minulého století, začaly být hledány metody velkoplošného monitorování fyziologického stavu dřevin s použitím optických vlastností listoví, především jeho odrazivosti.

Tato monografie se soustředí na přehled metod pro hodnocení zdravotního stavu smrkových porostů s důrazem na metody využívající spektrálních vlastností listoví, které nejsou běžnou součástí standardizovaných metodik, jako je *ICP Forests*. Tyto metody jsou v současné době využívány ve výzkumu řadou vědeckých týmů po celém světě.

Cílem předkládané publikace je poskytnout: (a) obecný rámec významu studování stavu lesních ekosystémů, v současné době probíhající klimatické změny a vlivu antropogenních faktorů na lesní ekosystémy, s důrazem na vzdušné znečištění; (b) popis modelové oblasti Krušných hor pro studium fyziologického stavu smrkových porostů; (c) přehled metod využitelných pro zjišťování a sledování (monitoringu) fyziologického stavu smrkových porostů včetně metod dálkového; (d) přehled výsledků hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů v západní (okolí Přebuzi) a centrální oblasti (okolí Kovářské) Krušných hor, získaných během vědeckých projektů řešených na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy (PřF UK, Praha) v letech 1997–2015 a v České geologické službě v letech 2012–2015 a prováděných ve spolupráci s americkými partnery z University of New Hampshire (UNH) a NASA Goddard Space Flight Center (GSFC) / University of Maryland of Baltimore County (UMBC). Metody a výsledky zahrnují pozemní terénní měření, laboratorní morfologické, anatomické, biochemické a spektrální analýzy. Dále kniha představuje využití analýz hyperspektrálních dat dálkového průzkumu se zaměřením na smrk ztepilý a jeho fyziologický stav. Přestože indikátory poškození jsou demonstrovány převážně na smrku ztepilém, řada poznatků má obecné využití při monitorování fyziologického stavu rostlin.

Hlavním aspektem předkládané monografie je komplexnost vědeckého přístupu k řešení tématu hodnocení stavu (fyziologického či zdravotního) lesních porostů. Tematicky se jedná o monografii, avšak z hlediska metodického jde o víceoborovou publikaci, která kombinuje přístupy a metody ekologické fyziologie, anatomie a morfologie rostlin, ekologie lesa, dálkového průzkumu

vegetace, pedologie a geologie. Publikace má sloužit odborným pracovníkům v lesním hospodářství, územní správě, institucím pro ochranu přírody, ale i odborným pracovníkům a studentům v akademické sféře, a v neposlední řadě i laické veřejnosti k rozšíření znalostí o rostlinách, o metodách zkoumání jejich fyziologického stavu, významu lesních ekosystémů a DPZ a jeho využití pro monitorování fyziologického stavu dřevin.

Kniha je členěna do tří sekcí. První sekce dává obecnější rámec monitorování stavu lesních porostů, druhá sekce poskytuje různorodý přehled metod použitých v rámci případových studií v Krušných horách prezentovaných ve třetí sekci knihy.

Sekce I (Lesní ekosystémy a jejich studium) je obecnějšího charakteru. Úvodem je shrnut význam lesních ekosystémů a jejich studia v souvislosti s klimatickou změnou, antropogenním znečištěním životního prostředí a koloběhem uhlíku (kapitola 1). V kapitole 2 je představeno území Krušných hor obecnými přírodovědnými charakteristikami a historickými souvislostmi. Krušné hory byly po staletí ovlivňovány lidskými aktivitami, neboť oblast je bohatá na nerosty. V minulém století bylo pohoří zatíženo extrémní zátěží vzdušného znečištění v Evropě a díky umístění zdrojů znečištění byl vytvořen gradient imisní zátěže lesních porostů s mírnější zátěží na západě a silnější směrem ke středním Krušným horám. Právě proto mohou Krušné hory sloužit jako vhodné modelové území pro studium změn ve fyziologickém stavu smrkových porostů pod vlivem antropogenního znečištění z důvodu dlouhodobé, intenzivní a nerovnoměrné antropogenní zátěže. Historii antropogenní zátěže lesů v Krušných horách ve druhé polovině 20. století a jejímu vlivu na stav tamních lesů je věnována kapitola 3. Pro hlubší objasnění specifik historického, sociálního a demografického rozvoje studovaného území v západním a středním Krušnohoří, je kapitola 4 věnována rozboru dlouhodobého vývoje využití půdy a jeho hybných sil v modelových územích Přebuz a Kovářská. Kapitola 5 pak podává zprávu o současném stavu lesních porostů v Krušných horách a míří již do budoucího vývoje managementu lesních porostů v Krušných horách a nabízí doporučení pro lesnická opatření pro revitalizaci této oblasti. Kapitola 6 je věnována problematice posuzování fyziologického stavu dřevin, je vysvětlen pojem chřadnutí a odumírání lesa a kontext, ve kterém tyto jevy začaly být intenzivně studovány. Kapitola 6 taktéž poskytuje fyziologické základy reakce rostlin na stres působený vnějšími faktory a popisuje hierarchické úrovně projevu stresu u jehlic stromů od úrovně biochemické, mikroskopické po úroveň makroskopickou. Též jsou zde uvedeny příklady primárního, sekundárního, akutního a chronického poškození smrku ztepilého. V kapitole 7 pak stručně představujeme metody hodnocení fyziologického stavu dřevin s důrazem na zapojení metod využívajících optických vlastností listoví. Závěrečná část kapitoly 7 je věnována hlavním programům monitorování stavu lesů v Evropě a ve světě.

Druhá sekce (Metody hodnocení fyziologického stavu smrku ztepilého použité v prezentovaném výzkumu v Krušných horách) poskytuje přehled metod, které nejsou ve velkém rozsahu využívány pro hodnocení fyziologického stavu porostů dřevin. Jako relativně nově se rozvíjející soubor metod, byly zařazeny i laboratorní spektrální analýzy listoví. Kapitoly jsou členěny následovně: obecný úvod, využití metody, konkrétní metodický postup, případně demonstrace použití metody autorským kolektivem během výzkumu v Krušných horách. Proto jako první kapitola v této sekci je zařazen výběr, lokalizace a popis studovaných stanovišť v oblasti západního a středního Krušnohoří (kapitola 8). Další kapitoly poskytují přehled širšího spektra metod, které umožňují získat informace o fyziologickém stavu stromů na různých hierarchických úrovních od úrovně strukturálních parametrů lesních porostů zjišťovaných pomocí hemisférických fotografií (kapitola 9), makroskopických metod popisu stavu korun a jejich změn (kapitola 10), makroskopického indikátoru vitality smrku ztepilého na bázi zastoupení vývojových směrů pupenů (kapitola 11), biochemických analýz listoví (kapitola 12), přes studium mikroskopických indikátorů poškození jehlic (kapitola 13), až k metodám laboratorní a obrazové spektroskopie a jejich využití pro pozorování vegetace, odhadu vybraných parametrů na větším území s využitím hyperspektrálních obrazových dat (kapitoly 14, 15). Dále je demonstrováno využití spektrálních dat ve vztahu ke stavovým parametrům vegetace (kapitola 16). Poslední kapitola této sekce se zabývá modely přenosu záření, tedy přeškálování *„upscalingu“* optických vlastností, např. z úrovně listu na úroveň výhonu a porostu (kapitola 17). V těchto metodických kapitolách je vždy popsána detailněji daná metoda a způsob její aplikace, tedy kniha by měla zároveň sloužit jako metodický manuál pro použití a uvedených metod a interpretaci jimi získaných výsledků.

Třetí sekce monografie (Případové studie sledování vývoje stavu smrkových porostů v západních a středních Krušných horách v letech 1998–2013) představuje již konkrétní využití metod uvedených ve druhé sekci, tedy v případových studiích na stanovištích v západním a středním Krušnohoří v období 1998–2013. Jednotlivé kapitoly pojednávají různé případové studie, kde jsou již metody kombinovány a využity pro hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů. V kapitole 18 je pozornost věnována výsledkům geochemických analýz, kapitola 19 představuje srovnání fyziologického stavu smrkových lesních porostů v Krušných horách v letech 1998 a 2013 na základě makroskopických a biochemických indikátorů poškození. Vývoj zdravotního stavu pěti modelových stanovišť smrku ztepilého v oblasti západního a středního Krušnohoří je analyzován s použitím řady indikátorů makroskopických a biochemických (kapitola 20), na bázi makroskopického kritéria vývojových směrů pupenů (kapitola 21) a na bázi mikroskopických indikátorů poškození jehlic smrku ztepilého (kapitola 22). Závěrečné kapitoly jsou pak věnovány využití spektroskopických dat listoví. Kapitola 23 využívá dat laboratorní spektroskopie pro hodnocení vegetačních indexů ve vertikálním profilu koruny smrku ztepilého.

Kapitola 24 představuje využití hyperspektrálních leteckých dat a družicových dat (družice *Landsat*) dálkového průzkumu Země pro hodnocení dlouhodobého vývoje porostů smrku ztepilého v Krušných horách. Kapitola 25 pak demonstruje využití obrazových hyperspektrálních dat pro hodnocení fyziologického stavu smrkových lesů v přilehlé oblasti Sokolovska pomocí modelu klasifikace fyziologického stavu na základě vegetačních indexů.

Z pozice hlavní autorky si jako část předmluvy dovolím napsat rozpravu o okolnostech vzniku předkládané monografie. Tato kniha vznikla jako jeden z výstupů projektu financovaného Ministerstvem školství, mládeže a tělovýchovy České republiky, s názvem „Inovace metod monitoringu zdravotního stavu porostů smrku ztepilého v Krušných horách s použitím hyperspektrálních dat", akronymem INMON, číslem LH12097, který probíhal v letech 2012–2016. Tento projekt byl řešen týmem na PřF UK Praha pod mým vedením, členy z katedry experimentální biologie rostlin a katedry aplikované geoinformatiky a kartografie. Spoluřešitelkou projektu v Česku byla dr. Veronika Kopačková z ČGS, zahraniční partnerkou byla dr. Petya Campbell z NASA GSFC / UMBC, USA.

Projekt INMON navazoval na dlouhodobý výzkum, kterému jsem se věnovala již od dob svého doktorského studia v 90. letech minulého století, kdy jsem jako začínající asistentka po návratu z Velké Británie po absolvování studia v ekologii na *University of Wales* v Bangoru, získala projekt od *Central European University* zaměřený na studium pupenů smrku ztepilého v horských oblastech. Tehdy se mi v roce 1995 podařilo setkat se s profesorem Barrett N. Rockem z UNH v Durhamu, USA, který mi nabídnul spolupráci při výzkumu a přibral mě do grantu NASA jako spolunavrhovatelku. V rámci řešení tohoto společného projektu NASA NAG5-5192 (1997–2000) *„Forest recovery in the Czech Republic"* jsme uskutečnili výzkum v Krušných horách s prvním evropským použitím hyperspektrálních dat ze senzoru ASAS, který byl prototypem vyvinutým v NASA GSFC. Blíže je projekt popsán v publikaci Albrechtová a kol. (2001). Dr. Petya Entcheva Campbell byla v té době doktorskou studentkou profesora Rocka a v rámci společného grantu NASA řešila svou disertační práci. Tím se ustanovila spolupráce, která je jednou z klíčových spoluprací pro náš tým dosud.

Do projektu INMON se externě zapojil též dr. Pavel Cudlín z Ústavu výzkumu globální změny AV ČR makroskopickým popisem korun stromů v roce 2013 a jeho kolegové se zapojili spoluautorsky do přípravy kapitoly 10 této monografie. Při přípravě knihy jsem přizvala ke spoluautorství v rámci dvou kapitol doc. Víta Šrámka a jeho kolegy z Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti ve Strnadech. Pro přírodovědný popis Krušných hor jsem oslovila Ing. Petra Krásu z AOPK Karlovy Vary a jeho externího spolupracovníka, ekologa a botanika Mgr. Vladimíra Melichara.

Ráda bych zde poděkovala všem svým kolegům, kteří přispěli do této monografie autorským dílem. V neposlední řadě děkuji všem svým kolegyním

a kolegům, studentkám a studentům v týmu, se kterými jsem mohla trávit čas nad výzkumem na horách i v laboratoři – bylo mi potěšením. Zvláštní poděkování patří mému kolegovi a bývalému studentovi Dr. Tomáši Polákovi, bohužel *in memoriam*. Tomáš byl velmi talentovaný a zapálený student, milovník přírody a lesa, výborný sportovec. Když byl členem našeho týmu, byl klíčovou postavou pro terénní odběry. Svou diplomovou a disertační práci vypracoval pod mým vedením a za diplomovou práci „Statistické hodnocení makroskopických indikátorů poškození smrku ztepilého (*Picea abies* L. Karst.) a jejich využití v ekologické výuce" získal v roce 2000 cenu Josefa Vavrouška za nejlepší diplomovou práci na Univerzitě Karlově v Praze. Cenu uděluje univerzita na památku někdejšího ministra životního prostředí, který v roce 1995 zahynul pod lavinou ve Vysokých Tatrách. Tomáš Polák zahynul v lavině 2. 5. 2009 v Alpách. Bylo mu pouhých 32 let. Tomáš byl nezapomenutelným kolegou a zůstává nadále členem našeho týmu v našich vzpomínkách.

Závěrem chci poděkovat laskavému čtenáři, že dočetl předmluvu až sem a knihu dosud neodložil. A doufám, že najde zalíbení a snad i zdroj zajímavých informací v následných kapitolách této monografie. Vzhledem k víceoborovosti a rozsahu monografie nebylo možné se zabývat všemi aspekty do detailů, které by možná na různých místech čtenář ocenil. V takovémto případě se neváhejte obrátit na autory příslušných kapitol. A předem Vám děkuji jménem všech spoluautorů za pozornost a čas, který našemu dílu věnujete, a přeji si, aby to byl čas příjemně a užitečně strávený.

Jana Albrechtová

Poděkování

Kniha vznikla s podporou grantu MŠMT INMON LH12097, stejně tak většina kapitol, pokud není uvedeno níže jinak.

Za podporu děkujeme prof. Barrett N. Rockovi z University of New Hampshire, Durham, USA, se kterým jsme na projektech v Krušných horách spolupracovali od roku 1997.

Regionální informační síť SCERIN poskytla platformu pro rozvíjení spolupráce s americkými partnery. SCERIN (*South, Central and East European Regional Network*) je jednou ze sítí programu GOFC-GOLD (*Global Observation of Forest Cover and Land Dynamics*) koordinovaného agenturou START, Inc. (*Global changes SysTem for Analysis, Research & Training*) a financovaná NASA. Síť SCERIN je koordinována v USA P. Campbell a v EU J. Albrechtovou a L. Kupkovou.

Poděkování patří všem studentům, kteří vypracovávali své diplomové či disertační práce pod vedením prof. Albrechtové v průběhu řešení výzkumu prezentovaného v této monografii: Jitce Bílkové (Soukupové), Haně Svobodové (Konrádové), Blance Šolcové, Tomáši Polákovi, Zuzaně Lhotákové, Aleně Stejskalové, Zdeňkovi Seidlovi, Marianně Dobisové, Elišce Hlízové, Monice Kovářové, Matyášovi Fendrychovi, Zuzaně Kubínové, Anetě Hrdinové a Evě Neuwirthové. Poděkování patří též všem členům týmu prof. Albrechtové z katedry experimentální biologie rostlin v průběhu let 1997–2016, kteří se podíleli na terénních odběrech a laboratorní práci, především pak Drahomíře Bartákové a Miroslavu Bartákovi. Poděkování dále patří všem účastníkům terénních odběrů jak z katedry aplikované geoinformatiky a kartografie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, z České geologické služby (2011–2016), tak z University of New Hampshire, Durham, USA (1997–2006), především pak kolegovi Ryanu Huntleymu.

Výběr stanovišť v roce 2013 byl proveden za podpory zaměstnanců lesních správ (LS) Lesů České republiky, konkrétně pak LS Kraslice (Ing. Kubát, Ing. Černíková), LS Klášterec nad Ohří (Ing. Baláž, Ing. Baláž ml., p. Hrouda) a LS Horní Blatná (Ing. Zettl, Ing. Křížek) a Obecních lesů Kryštofovy Hamry (p. Beneš), jimž rovněž náleží poděkování.

Kapitoly 3, 4, 8, 14, 15, 16, 17, 19, 23 a Summary vznikly s podporou projektů MŠMT Kontakt LH12097 a NPUI LO1417.

Kapitoly 1, 6, 7, 11–13, 20–22 a Souhrn vznikly s výhradní podporou projektu MŠMT NPUI LO1417. Na přelomu tisíciletí náš výzkum podpořily Lesy ČR, s. p., menším projektem.

Autoři kapitoly 2 děkují redakci časopisu Ochrana přírody za možnost použití původního článku Krušné hory – smutné pohoří, který napsali pro Ochranu přírody v roce 2009 a který byl nyní rozšířen a doplněn o nové poznatky.

Výzkum prezentovaný v kapitole 5 byl financován z poskytnuté institucionální podpory na dlouhodobý koncepční rozvoj výzkumné organizace MZe ČR – Rozhodnutí č. RO0116 (č. j. 10462/2016-MZE-17011).

V kapitole 7 patří poděkování dr. Gariku Gutmanovi z NASA Headquarters za konzultaci a poskytnutí informací k podkapitole 7.3.2.

V kapitole 9 je poděkování věnováno všem, kteří se zúčastnili pozemního sběru dat v roce 2013 (pořizování hemisférických fotografií), jmenovitě Mgr. Veronice Kopačkové, Ph.D., Mgr. Janu Jelénkovi, Mgr. Kateřině Zelenkové, Mgr. Zuzaně Lhotákové, Ph.D. a Mgr. Monice Kovářové.

V kapitolách 11, 20 a 21 poděkování patří především kolegovi Mgr. Tomášovi Polákovi, in memoriam, který vypracoval svou diplomovou a disertační práci pod vedením J. Albrechtové.

V kapitole 25 byly výzkumné práce podpořeny grantem GAČR č. 205/09/1989 „Vyhodnocení environmentálních vlivů povrchové těžby postavené na analýze dat hyperspektrálního senzoru“. Vlastní tvorba kapitoly byla podpořena granty MŠMT INMON LH12097 a NPUI LO1417.

Obsah

Předmluva 5
Poděkování 11

I. LESNÍ EKOSYSTÉMY A JEJICH STUDIUM

1. Význam lesních ekosystémů pro Zemi, její klima a pro člověka
(Jana Albrechtová) 25
1.1. Rostliny podmiňují existenci a formy života na Zemi 25
1.2. Ekosystémové služby lesa 26
1.3. Probíhající klimatická změna 27
1.3.1. Příčiny 27
1.3.2. Projevy 28
1.4. Globální antropogenní „řešení“ antropogenních příčin klimatické změny . 29
1.5. Proč antropogenní změny nabyly od minulého století na významu? 30
1.6. Změny ve využívání lesní půdy a odlesňování 31
1.7. Úloha lesů v tvorbě klimatu 34
1.7.1. Úloha lesů v koloběhu vody 34
1.7.2. Úloha albeda lesů v regionální teplotě 35
1.7.3. Úloha lesů v koloběhu uhlíku 36
1.8. Lesy v klimatické změně a pod vlivem znečištění 38
1.9. Monitorování stavu lesů pomocí metod DPZ 41
1.10. Závěry 41

2. Krušné hory: obecné přírodovědné a historické charakteristiky
(Vladimír Melichar, Petr Krása) 43
2.1. Geologie a geomorfologie 43
2.2. Historie osídlení a lidské činnosti formující současnou podobu pohoří . . . 46
2.3. Flora a vegetace 48
2.4. Fauna 53
2.5. Závěry 56

3. Historie antropogenní zátěže lesů v Krušných horách ve druhé polovině 20. století a její vliv na stav tamních lesů *(Zuzana Lhotáková, Vít Šrámek, Eva Neuwirthová, Jan Mišurec, Jana Albrechtová)* 57
3.1. Příčiny antropogenní zátěže v Krušných horách: historické, socioekonomické a klimatické souvislosti 57
3.2. Historie antropogenní zátěže v Krušných horách od druhé poloviny 20. století do současnosti 60
3.3. Vývoj stavu lesních porostů v Krušných horách od druhé poloviny 20. století do současnosti 64
3.4. Závěry 67

4. Dlouhodobý vývoj využití půdy a jeho hybné síly v modelových územích Přebuz a Kovářská *(Lucie Kupková, Markéta Potůčková, Lucie Červená, Jana Albrechtová)* 68
4.1. Dosavadní vývoj 68
4.2. Hodnocení změn využití půdy v kontextu socioekonomických změn 69
4.3. Změny v rozloze lesní půdy 73
4.4. Závěry 74

5. Současný stav lesních porostů v Krušných horách: lesnická opatření pro revitalizaci oblasti *(Vít Šrámek, Jan Liška, František Havránek, Jiří Novák, Marian Slodičák)* 75
5.1. Současná imisní situace a stav půd 75
5.2. Zdravotní stav lesních porostů v Krušných horách 77
5.3. Škody zvěří a myslivecké hospodaření 81
5.4. Doporučené postupy obnovy, výchovy a přeměn lesních porostů Krušných hor 83
5.5. Závěry 86

6. Posuzování fyziologického stavu dřevin: symptomy a indikátory poškození smrku ztepilého *(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková)* 88
6.1. Velkoplošné chřadnutí a odumírání lesa 88
6.2. Posuzování fyziologického stavu stromů 89
6.2.1. Symptomy poškození a indikátory fyziologického stavu stromů . . 89
6.2.2. Senescence a stárnutí u jehlic 90
6.2.3. Jak definovat zdravý strom? 90
6.3. Fyziologická odpověď dřevin na stresovou zátěž 91
6.4. Primární a sekundární poškození lesních dřevin 94
6.4.1. Primární poškození jehlic smrku ztepilého 94
6.4.2. Sekundární poškození smrku ztepilého skrze kořenový systém . . . 95
6.4.3. Akutní a chronické poškození lesních dřevin a jeho abiotické a biotické příčiny 96
6.5 Závěry 99

7. Monitorování fyziologického stavu dřevin a lesa: začlenění použití optických vlastností listoví *(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková)* 100
7.1. Metody monitorování fyziologického stavu dřevin 100
7.2. Použití optických vlastností listoví v přechodu z různých hierarchických úrovní pozorování od procesů od úrovně listu po biogeochemické cykly 103
7.3. Programy a aktivity pro monitorování lesa 104
7.3.1. Evropské programy monitorování lesa 104
7.3.2. Mezinárodní a celosvětové programy a iniciativy pro monitorování lesních ekosystémů s využitím dat dálkového průzkumu 106
7.4. Závěry 107

II. METODY HODNOCENÍ FYZIOLOGICKÉHO STAVU SMRKU ZTEPILÉHO POUŽITÉ V PREZENTOVANÉM VÝZKUMU V KRUŠNÝCH HORÁCH

8. Výběr, lokalizace a popis studovaných stanovišť v oblasti západního a středního Krušnohoří *(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková, Petya K. E. Campbell, Jan Mišurec, Veronika Kopačková, Lucie Červená, Pavel Cudlín)* 111
8.1. Gradient imisní zátěže podmiňoval výběr stanovišť v roce 1998 111
8.2. Geologické podmínky oblastí v západním a centrálním Krušnohoří 112
8.3. Výběr a popis stanovišť 115
8.3.1. Výběr a popis stanovišť v projektu NASA v roce 1998 116
8.3.2. Hodnocení poškození porostů v roce 1998 118
8.3.3. Analýza parametrů porostu v závislosti na stupni poškození stanoviště v roce 1998 118
8.3.4. Analýza dendrochronologických dat šířky letokruhů v roce 1998 . 119
8.4. Výběr stanovišť v projektu MŠMT INMON v letech 2012 a 2013 121
8.5. Mapy lokalizace stanovišť 122
8.6. Závěry 122

9. Hodnocení vybraných biofyzikálních a strukturálních parametrů lesních porostů pomocí digitálních hemisférických fotografií *(Jan Mišurec)* 125
9.1. Vybrané biofyzikální a strukturální parametry lesních porostů 125
9.2. Index listové plochy 126
9.3. Korunový zápoj a zápoj porostu 126
9.4. Metody odhadu biofyzikálních a strukturálních parametrů porostů 127
9.4.1. Přímé metody 127
9.4.2. Nepřímé metody 128
9.4.3. Výhody a úskalí digitálních hemisférických snímků 128
9.5. Zásady pro pořizování hemisférických fotografií 130

9.5.1. Prostorové schéma pořizování fotografií 130
9.5.2. Orientace hemisférických fotografií 130
9.5.3. Expozice hemisférických fotografií 132
9.6. Případová studie: určování biofyzikálních a strukturálních parametrů smrkových porostů v Krušných horách 133
9.6.1. Pořízení digitálních hemisférických fotografií 133
9.6.2. Zpracování digitálních hemisférických fotografií v software CanEye 133
9.6.3. Tvorba mapy indexu listové plochy 134
9.6.4. Analýza výsledků 135
9.7. Závěry 136

10. Makroskopický popis stavu korun smrku ztepilého a jejich změn *(Pavel Cudlín, Ewa Chmelíková, Ivo Moravec)* 138
10.1. Makroskopické indikátory reakce stavu korun smrku ztepilého na komplexní působení stresových faktorů 138
10.2. Principy metody hodnocení poškození a obnovy korun smrku ztepilého . 139
10.3. Hodnocení stavu korun 141
10.4. Hodnocení stavu porostů a jejich vitality na základě hodnocení stavu koruny v oblasti Přebuzi a Kovářské v roce 2013 146
10.5. Závěry 148

11. Makroskopický indikátor vitality smrku ztepilého: zastoupení vývojových směrů pupenů *(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková)* 150
11.1. Makroskopické indikátory poškození koruny smrku ztepilého a jejich výpovědní hodnota 150
11.2. Princip kritéria hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů 151
11.3. Popis hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů a kritéria hodnocení vývojového potenciálu stromu 155
11.3.1 Hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů 155
11.3.2. Kritérium hodnocení vývojového potenciálu větve či stromu: vitalita stromu 156
11.4. Využití makroskopického indikátoru vitality smrku ztepilého založeného na hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů 159
11.5. Závěry 160

12. Nespecifické indikátory fyziologického stavu listoví: laboratorní biochemické analýzy *(Zuzana Lhotáková, Jana Albrechtová)* 161
12.1. Vybrané biochemické parametry listoví jako nespecifické indikátory stresu 161
12.2. Fotosyntetické pigmenty 162
12.3. Pigmenty: příčiny změn obsahu, stresové faktory 164
12.4. Biochemické stanovení obsahu fotosyntetických pigmentů: metodika . . . 166

12.4.1. Odběr, příprava a skladování jehlic 167
12.4.2. Extrakce etanolem a DMF, spektrofotometrické stanovení 168
12.5. Rozpustné fenolické látky a lignin 169
12.6. Rozpustné fenolické látky 170
12.7. Biochemické stanovení obsahu rozpustných fenolických látek: metodika 171
12.8. Lignin: příčiny změny obsahu, stresové faktory 172
12.9. Biochemické stanovení obsahu ligninu: metodika 173
12.10. Závěry 175

13. Anatomické a histochemické analýzy jehlic
(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková, Zuzana Kubínová) 176
13.1. Anatomická stavba jehlic 176
13.2. Mikroskopické metody 178
13.2.1. Světelná mikroskopie 178
13.2.2. Ruční řezy: dočasné preparáty 179
13.2.3. Postup při přípravě ručních řezů 179
13.3. Histochemické detekce 179
13.3.1. Lignin 181
13.3.2. Fenolické látky 181
13.3.3. Kondenzované taniny 181
13.3.4. Lipidické látky 182
13.4. Polarizované světlo 182
13.5. Parafínové řezy: trvalé preparáty 182
13.6. Příprava trvalých preparátů 183
13.7. Semikvantitativní analýzy 183
13.8. Kvantitativní analýzy 183
13.9. Konfokální mikroskopie 185
13.9.1. Kvantitativní analýza struktury mezofylu: použití stereologických metod na série optických řezů 186
13.9.2. Vnitřní povrch listu: metoda fakír 187
13.9.3. Počet částic ve 3D: metoda disektor 187
13.9.4. Transmisní elektronová mikroskopie: aplikace stereologických metod 191
13.10. Závěry 192

14. Laboratorní a obrazová spektroskopie a jejich využití pro pozorování vegetace
(Lucie Kupková, Markéta Potůčková, Lucie Červená, Jan Mišurec, Zuzana Lhotáková, Jana Albrechtová) 193
14.1. Spektrální chování objektů 193
14.1.1. Spektrální chování vegetace: úroveň jednotlivých listů 195
14.1.2. Spektrální chování vegetace: úroveň korun a celého porostu 196
14.2. Multispektrální a hyperspektrální data 196

14.3. Spektroskopie 197
14.3.1. Laboratorní spektroskopie 197
14.3.2. Obrazová spektroskopie 197
14.3.3. Hyperspektrální obrazové senzory využité v projektu 198
14.4. Metody spektroskopie pro hodnocení vegetace 199
14.4.1. Klasifikace obrazových dat 199
14.4.2. Metody pro odhad parametrů vegetace 201
14.5. Závěry 202

15. Laboratorní spektroradiometrická měření: metodika *(Lucie Červená, Markéta Potůčková, Lucie Kupková, Zuzana Lhotáková, Jana Albrechtová)* 203
15.1. Pozemní spektroradiometry: teorie měření 203
15.2. Měření výhonů smrku ztepilého kontaktní sondou ASD 208
15.3. Měření jehlic smrku ztepilého integrační sférou ASD 209
15.4. Závěry 212

16. Statistické metody pro vyhodnocení spektrálních dat a jejich vztahu ke stavovým parametrům vegetace *(Lucie Červená, Markéta Potůčková, Lucie Kupková, Zuzana Lhotáková, Jana Albrechtová)* 213
16.1. Porovnávání spekter 213
16.2. Transformace spekter 214
16.2.1. Derivace 214
16.2.2. Odstranění kontinua 216
16.2.3. Vegetační indexy 216
16.3. Statistické metody pro empirické modelování 217
16.3.1. Jednoduchá regrese 218
16.3.2. Mnohonásobná kroková regrese 218
16.3.3. Metoda PLSR 220
16.4. Závěry 221

17. Modely přenosu záření
(Lucie Červená, Jan Mišurec, Lucie Kupková, Markéta Potůčková) 222
17.1. Přímé modelování a inverze RTM 222
17.2. Přehled modelů 224
17.2.1. Modely na úrovni listu 225
17.2.2. Modely na úrovni korun a porostů 226
17.3. Závěry 229

III. PŘÍPADOVÉ STUDIE SLEDOVÁNÍ VÝVOJE STAVU SMRKOVÝCH POROSTŮ V ZÁPADNÍCH A STŘEDNÍCH KRUŠNÝCH HORÁCH A JEJICH OKOLÍ V LETECH 1998–2013

18. Půdní geochemická analýza: Přebuz a Kovářská
(Veronika Kopačková, Jan Mišurec, Kateřina Fárová) 233
18.1. Odběr půdních vzorků 233
18.2. Statistické metody 234
18.3. Výsledky 235
18.4. Závěr 244

19. Srovnání fyziologického stavu smrkových porostů v letech 1998 a 2013, makroskopické a biochemické indikátory *(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková, Jan Mišurec, Veronika Kopačková, Petya K. E. Campbell, Magda Edwards-Jonášová, Lucie Kupková, Pavel Cudlín)* 245
19.1. Zájmové lokality 245
19.2. Makroskopické a biochemické indikátory fyziologického stavu stromů . . 246
19.3. Imisní zátěž lokalit a makroskopický stav korun v letech 1998 a 2013 . . . 246
19.4. Prvková analýza jehlic: roky 2003 a 2013 249
19.5. Nespecifické biochemické indikátory stresu 1998 a 2013 252
19.6. Poškození korun, nespecifické indikátory stresu a půdní parametry: vícerozměrná analýza v programu CANOCO 252
19.7. Závěry 258

20. Vývoj fyziologického stavu porostů pěti modelových stanovišť v období 1998–2007 *(Zuzana Lhotáková, Jana Albrechtová)* 259
20.1. Kritéria pro výběr dlouhodobě sledovaných stanovišť a jejich lokalizace . 259
20.2. Vápnění sledovaných stanovišť ve sledovaném období 260
20.3. Metodika: použité makroskopické, biochemické a spektroskopické indikátory fyziologického stavu stromů 261
20.4. Vývoj fyziologického stavu podle makroskopických indikátorů 262
20.5. Vývoj fyziologického stavu podle biochemických indikátorů 265
20.6. Vývoj fyziologického stavu podle spektrálního indexu REIP 268
20.7. Závěry 269

21. Vývoj fyziologického stavu porostů pěti modelových stanovišť v období 1998–2003: makroskopické kritérium vývojových směrů pupenů
(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková) 272
21.1. Popis stanovišť a jejich vývoje v letech 1998–2003 s použitím běžných makroskopických indikátorů 273
21.2. Zhodnocení stavu porostů a jejich vitality na základě zastoupení vývojových směrů pupenů 273

21.3. Posouzení schopnosti obnovy koruny stromů na stanovištích na základě kritéria zastoupení vývojových směrů pupenů 275
21.4. Závěry 277

22. Hodnocení poškození jehlic smrku ztepilého na základě mikroskopických indikátorů *(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková)* 279
22.1. Stanoviště, odběr vzorků jehlic a metoda přípravy anatomických preparátů 279
22.2. Popis semikvantitativního hodnocení příčných řezů jehlic 281
22.3. Analýza mikroskopických markerů na sledovaných stanovištích v roce 2000, 2002 a 2003 283
22.4. Závěry 285

23. Vegetační indexy ve vertikálním profilu koruny *(Lucie Červená, Zuzana Lhotáková, Markéta Potůčková, Lucie Kupková, Jana Albrechtová)* 286
23.1. Odběr, biochemické parametry a optické vlastnosti jehlic 287
23.2. Faktory ovlivňující biochemické a optické vlastnosti jehlic ve vertikálním gradientu koruny 288
23.3. Vegetační indexy ve vertikálním profilu koruny a regresní modely pro odhad biochemických a biofyzikálních parametrů 290
23.4. Závěry 292

24. Hodnocení vývoje porostů smrku ztepilého v oblastech Přebuzi a Kovářské s využitím leteckých a družicových dat DPZ v období 1985–2015 *(Jan Mišurec, Veronika Kopačková, Zuzana Lhotáková, Petya K. E. Campbell, Jana Albrechtová)* 293
24.1. Zpracování časové řady družicových dat Landsat 294
24.2. Letecká hyperspektrální data ASAS a APEX 295
24.3. Pozemní kampaň 295
24.4. Definice referenčních smrkových stanovišť v obrazových datech 295
24.5. Hodnocení prostorových a časových trendů stavu porostů pomocí vegetačních indexů 296
24.6. Obecné trendy vývoje stavu lesních porostů v oblastech Přebuz a Kovářská z družicových dat Landsat 299
24.7. Vyhodnocení změny stavu zkoumaných smrkových porostů na podkladě hyperspektrálních dat ASAS a APEX 302
24.8. Závěry 304

25. Využití hyperspektrálních vegetačních indexů pro hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů: analýza regionálního rozsahu *(Veronika Kopačková, Jan Mišurec, Kateřina Fárová, Zuzana Lhotáková, Jana Albrechtová)* 306
25.1. Charakteristika studovaného území 306
25.2. Letecká hyperspektrální data 307
25.2.1. Podpůrná pozemní měření 308

25.2.2. Předzpracování obrazových dat 308
25.2.3. Zpracování hyperspektrálních dat: klasifikace zdraví vegetace a detekce změn 309
25.2.4. Klasifikace zdravotního stavu lesních porostů 310
25.3. Zdravotní stav vegetace: rozdíly mezi klasifikací dat HyMap z let 2009 a 2010 314
25.4. Výsledky: analýza listoví 315
25.5. Výsledky: analýza půdy 318
25.6. Diskuse získaných výsledků 319
25.7. Závěry 321

ZÁVĚRY: KRUŠNÉ HORY JAKO MODELOVÉ ÚZEMÍ PRO VÝZKUM VLIVU VZDUŠNÉHO ZNEČIŠTĚNÍ NA SMRKOVÉ POROSTY
(Jana Albrechtová, Zuzana Lhotáková)

Souhrn záměru, struktury a obsahu monografie 325
Krušné hory: modelové území pro výzkum dopadů vzdušného znečištění na porosty smrku ztepilého 327
Metody hodnocení fyziologického stavu lesních porostů smrku ztepilého 329
Výsledky případové studie sledování vývoje stavu smrkových porostů v západních a středních Krušných horách a jejich okolí v letech 1998–2013 . . . 331
Současná potřeba a perspektivy použití hyperspektrálních dat dálkového průzkumu pro velkoplošné monitorování fyziologického stavu lesních porostů . . 333

Literatura 335
Seznam tabulek a obrázků 365
Seznam použitých zkratek 373

Summary *(Jana Albrechtová, Petya Campbell, Zuzana Lhotáková, Lucie Kupková, Barrett N. Rock)* 379
About Editors 389
List of Tables and Figures 391

Rejstřík 397

I.
LESNÍ EKOSYSTÉMY A JEJICH STUDIUM

1. Význam lesních ekosystémů pro Zemi, její klima a pro člověka

1.1. Rostliny podmiňují existenci a formy života na Zemi

Planeta Země vznikla před přibližně 4,6 miliardami let. Jeden z milníků zásadních pro vznik života na Zemi byl vznik fyziologického procesu fotosyntézy u jednobuněčných mikroorganismů v oceánech. Se vznikem oxygenní fotosyntézy (při které vzniká kyslík a pro jejíž zahájení je potřeba voda, ze které kyslík vzniká) před více než 2,5 miliardami let nastal zásadní zvrat ve vývoji života na Zemi. Fotosyntetizující organismy začaly produkovat kyslík do atmosféry Země, který tam dosud nebyl. Tím se otevřely podmínky pro vznik vícebuněčných organismů s efektivním způsobem získávání energie skrze aerobní oxidaci, tedy způsob dýchání za přístupu kyslíku. Tedy fotosyntéza připravila podmínky, ve formě složení atmosféry obsahující kyslík, pro vznik forem života v podobě, jaké existují dnes. S přechodem rostlin na souši před asi půl miliardou let došlo ke speciaci vyšších rostlin včetně rostlin nahosemenných, kam patří jehličnany (*Pinopsida*), kterým se tato monografie věnuje především.

Fotosyntetizující organismy včetně rostlin ovlivňují životní prostředí na naší planetě po sta miliónů let a podmínily existenci života v jeho současné podobě. A tyto formy života jsou přizpůsobeny určitým koncentracím plynů v atmosféře – především kyslíku a oxidu uhličitého. Rostliny se podílejí na základních procesech planety, mají vliv na životní prostředí a poskytují energii všem dalším organismům na jiných úrovních potravní pyramidy. Rostliny hrají významnou úlohu v tocích energie v přírodě, globálních koloběžích vody, uhlíku a dalších prvků, při obnově kyslíku v atmosféře a tvorbě příznivého klimatu apod. V ekosystémech jsou rostliny místem vstupu uhlíku anorganického ve formě oxidu uhličitého do organické hmoty – biosféry. Rostliny jsou jediní primární producenti, kteří umějí v procesu fotosyntézy přeměňovat mimoplanetární energii přicházející od Slunce na energii chemických vazeb organických látek, které pak využívají organismy na vyšších trofických úrovních. Rostliny bychom mohli nazvat bioelektrárnou naší planety.

1.2. Ekosystémové služby lesa

Ekosystémové služby jsou přínosy, které lidé získávají od ekosystémů a mají přímý i nepřímý vliv na životní úroveň lidí a tyto přínosy mohou být vyjádřeny v ekonomických ukazatelích (Costanza a kol. 1997). Tento pojem byl definován teprve nedávno, ale od té doby je mu věnována velká pozornost (viz přehled v publikaci Nátr 2011), protože finanční hodnocení ekosystémových služeb promlouvá řečí, které dobře rozumějí ekonomové a politici i bez přírodovědného vzdělání. Přelomovou celosvětovou publikací na bázi závěrů vědců mnoha zemí, která byla vytvořena pro politiky a veřejnost, byla zpráva o stavu ekosystémů na přelomu tisíciletí (anglicky *Millenium Ecosystem Assesment*, MEA 2005), která byla přeložena do češtiny týmem prof. B. Moldana z Univerzity Karlovy (Alcamo 2003), prvního ministra životního prostředí Česka.

Lesy vykonávají a zprostředkovávají celou řadu služeb pro člověka. Ekosystémové služby lesa můžeme rozdělit do následujících kategorií: (1) zásobovací či zajišťující služby: potrava, sladká voda, dřevo a vláknina, palivo atd.; (2) regulační služby: regulace podnebí, záplav a nemocí, čištění vody atd.; (3) kulturní služby: estetické, duchovní, vzdělávací, rekreační atd. a (4) podpůrné: oběh živin, tvorba půdy, zajišťování biodiverzity atd. Je tedy zřejmé, že ekosystémové služby lesa mají materiální i nemateriální povahu.

V současnosti existuje několik systémů oceňování ekosystémových služeb kromě MEA (2005), která tvoří základ pro tyto systémy oceňování. Jedním z nejčastějších přístupů je vypočíst cenu služby, pokud bychom ji museli zajišťovat sami. Dalším přístupem je systém „Ekonomika ekosystémů a biodiverzity“ (TEEB 2010). V této metodice je oceňována ekonomická hodnota ekosystémových služeb odvozená od nákladů na obnovu poškozených složek životního prostředí a degradaci ekosystémů. Hodnocení TEEB klade důraz na vlivy na biodiverzitu a produkci ekosystémů. Oceňování ekosystémových služeb lesních ekosystémů je však stále ve stádiu vývoje jednotné metodiky, která se zatím hledá. Navíc při oceňování služeb v územích různých států může hrát i roli rozdíl v ceně pracovní síly, což může vést řádově odlišným odhadům výše ekosystémových služeb v určité měně.

V chráněných územích je standardně používaným kritériem pro hodnocení kvality lesních porostů tzv. stupeň přirozenosti lesních porostů (Schneider, Vyskot 2015). Existují opět různé přístupy – při hodnocení stupně přirozenosti lesních porostů může být hlavní důraz kladen na absenci antropogenních zásahů (např. Vrška, Hort 2003) nebo na prostorovou porostní strukturu (např. Schneider, Rebrošová (2010). Oba tyto systémy spolu s metodikou Agentury ochrany přírody a krajiny ČR (AOPK 1999) vycházejí i z druhové skladby porostu. V současném přístupu lesnického hospodaření v Česku jsou ekosystémové služby lesa zohledňovány, dochází k adaptaci tradičního lesnického hospodaření s cílem technického rozvoje, je snaha dosahovat zvýšení efektivity nákladů a respektování typické struktury a skladby lesních porostů (více

kapitola 5). Též je brána v úvahu udržitelnost lesů a jejich ekosystémových služeb, které plní nejen funkci zásobovací, ale i funkce regulační, podpůrné a funkce kulturní (Reid a kol. 2005). Udržitelnost lesnického hospodaření s multifunkčními cíli je v současnosti v Česku definována na základě průběžného hodnocení celé řady indikátorů.

Ekosystémový přístup hodnocení funkcí a služeb lesů nabývá v současnosti na významu v důsledku probíhající globální změny klimatu, kdy celá řada faktorů prostředí ve své interakci může mít celou řadu i vzájemně propojených negativních dopadů na ekosystémové služby lesa (Paoletti a kol. 2010). Kromě toho evropské lesy jsou po staletí ovlivňovány lidskou činností, a to nejen formou lesního hospodaření, ale i antropogenním znečištěním, které interaguje s faktory prostředí a má opět vliv na celou řadu ekosystémových služeb lesa (např. Cudlín a kol. 2013; Matyssek, Schaub, Wieser 2013 a bude více rozvedeno v podkapitole 1.8., obr. 6). Právě Krušné hory mohou sloužit jako příklad modelového horského území silně zatíženého vzdušným znečištěním s ohromnými důsledky pro lesní ekosystémy, jak bude pojednáno detailněji v kapitolách 2 a 3.

1.3. Probíhající klimatická změna

1.3.1. Příčiny

Změny podnebí (klimatu) naší planety probíhaly vlastně od doby vzniku planety víceméně neustále. Avšak srovnání se současností můžeme provádět smysluplně v období čtvrtohor, které trvají dva až tři milióny let. Podnebí ve čtvrtohorách se vyznačovalo střídáním chladnějších dob ledových (tzv. glaciálů) a teplejších dob meziledových (tzv. interglaciálů), (Metelka, Tolasz 2009). V jednom z interglaciálů se teď nacházíme. Průměrné globální teploty poslední doby ledové byly oproti dnešním nižší řádově o jednotky stupňů Celsia (Metelka, Tolasz 2009).

Příčiny klimatických změn mohou být přírodní, jako jsou výkyvy ve slunečním záření založené na výskytu slunečních skvrn, Milankovičovy cykly založené na změnách polohy Země vůči Slunci, kosmické záření, sopečné erupce měnící koncentraci aerosolů v atmosféře, pohyby kontinentů atd. (Stocker a kol. 2013, Moldan 2015). Ale v posledních dvou staletích výraznou změnou přispívá k příčinám klimatických změn svými činnostmi člověk. Sice je to stále diskutovaný fakt, ale většina vědecké komunity se přiklání k závěru Mezivládního panelu pro změnu klimatu (IPCC 2016) a jeho zpráv (Pachaouri a kol. 2014), že hlavním řídícím faktorem klimatické změny probíhající v současnosti jsou antropogenní příčiny. Těmi se rozumí jednak emise skleníkových plynů do atmosféry ze spalování fosilních paliv (především oxidu uhličitého a metanu) či výroby cementu, a jednak změny ve využívání půdy – přeměna přirozených

ekosystémů na zemědělskou půdu, např. odlesňování, přeměna lesních ekosystémů na zastavenou plochu – urbanizace, ale i aktivity člověka, které činí klimatický systém více zranitelný, než tomu bylo v minulosti (ČHMÚ 2016).

Jako jedna z hlavních příčin klimatické změny v současnosti je považován zvyšující se obsah skleníkových plynů v atmosféře. Skleníkové plyny v atmosféře jsou nesmírně užitečné – bez atmosféry by Země měla průměrnou teplotu okolo -18 °C, zatímco díky atmosféře průměrná teplota Země přesahuje 15 °C. Nejsilnějším skleníkovým plynem je vodní pára, ale je to jediný kondenzující skleníkový plyn a navíc pobývá v atmosféře jen velmi dočasně – průměrný čas pobytu je 9 dnů. Odhaduje se, že vodní pára a mraky přispívají až 75 % ke skleníkovému efektu, 20 % přispívá CO_2 a zbývající skleníkové plyny přispívají dohromady jen 5 %. Z nekondenzujících skleníkových plynů, které v atmosféře pobývají v řádech desítky, stovky i tisíce let je nejvýznamnější právě CO_2. Díky analýze ledovcových vrtů z antarktických oblastí se zjistilo, že za posledních 400 tisíc let (Petit a kol. 1999), resp. za posledních 700 tisíc let (Lüthi a kol. 2008) koncentrace oxidu uhličitého nikdy nepřesáhla 300 ppm. V tropech, na ostrově Havaj na sopce Mauna Loa se nachází nejstarší stanice na měření CO_2 ve vzduchu, díky čemuž víme, že od roku 1959 se koncentrace CO_2 v atmosféře zde měřená zvýšila z 316 ppm na současných více než 400 ppm. Tak např. hodnota naměřená 22. 4. 2016 zde byla 407,95 ppm, globální průměr se pak pro datum 22. 4. 2016 uváděl 403,28 ppm (NOAA 2017). Hodnoty koncentrace CO_2 měřené na Mauna Loa jsou získávány Národním úřadem pro oceán a atmosféru v USA (NOAA 2017).

1.3.2. Projevy

Než popíšeme příznačné projevy probíhající klimatické změny, je třeba zmínit, co je IPCC. IPCC je jedním z nejdůležitějších mezinárodních orgánů věnujících se problematice změny klimatu. Je to seskupení zástupců vlád a vědců z celého světa, zabývající se zejména poznáním podstaty změny klimatu a hodnocením jejích environmentálních a sociálních důsledků, k čemuž využívají fakta publikovaná v impaktovaných, recenzovaných vědeckých časopisech. Panel byl založen v roce 1988 z iniciativy Generálního shromáždění OSN (2016) ve spolupráci se Světovou meteorologickou organizací (WMO 2016) a Environmentálním programem spojených národů (UNEP 2016) z důvodu potřeby objektivního hodnocení problémů změny klimatu. IPCC pravidelně připravuje hodnotící zprávy, které se věnují jednotlivým aspektům změn klimatu a jejich příčin a v letech 2013 a 2014 byly postupně zveřejněny jednotlivé části poslední, páté hodnotící zprávy (Stocker a kol. 2013, Pachaouri a kol. 2014). V češtině je vhodným odrazem 4. zprávy IPCC publikace autorů Metelka, Tolazs (2009). V Česku je IPCC prezentováno Informačním centrem OSN v Praze (OSN 2016a), které založilo neformální Vědecké klimatické fórum vedené prof. Bedřichem Moldanem a které je složeno z českých vědců zabývajících se aspekty klimatické změny.

Mezi známé projevy probíhající klimatické změny můžeme zařadit (1) zvyšování průměrné teploty povrchu planety – předpokládá se, že povrch planety se celkově od průmyslové revoluce oteplil o 0,8 °C, (2) zvyšování hladiny oceánů v důsledku tání ledovců a zvětšujícího se objemu vody, která se otepluje, (3) posouvání hranic výskytu druhů směrem k oblastem lokalizovaným blíže k pólům a hranice lesa se posouvá do vyšších nadmořských výšek, (4) zvyšování frekvence mimořádných meteorologických událostí – výskyt extrémních teplot, delší a častější vlny veder, povodně, výskyt silných bouří a hurikánů apod., (5) hromadění dokladů o reakcích živých organismů na prodlužování vegetačního období (Nátr 2011; Stocker a kol. 2013). Nicméně je třeba mít na paměti, že změny klimatu mohou být v jednotlivých geografických oblastech velmi rozdílné. Projevy klimatické změny se neustále studují, mnohé již víme, ale stále nově objevujeme další aspekty a obvykle zjišťujeme horší důsledky pro nás.

Na základě probíhajících pozorování se vytvářejí modely predikce průběhu různých aspektů klimatické změny, které by nám umožnily dobře uplatnit dvě strategie, jak se vyrovnat s klimatickými změnami: (1) adaptační strategie (přizpůsobení se důsledkům změn) a (2) mitigační strategie (zmírnění antropogenních příčin změn klimatu). K naší smůle se ukazuje, že čím více se nám daří zpřesňovat modely předpovědí změn, tím horší odhady pro nás přinášejí (informace klimatolog Mgr. Jozef Pecho z Ústavu fyziky atmosféry AV ČR, Praha). A dále, vědecké poznatky posledních desetiletí ukazují, že v současné době se tyto změny zrychlují a zintenzivňují.

V současnosti se vedou i diskuse na téma „malé doby ledové", která by měla teď a kolem roku 2030 nastat, neboť sluneční aktivita Slunce vykazuje útlum a klesá na nejnižší úroveň za posledních přibližně 200 let. Nicméně většina klimatologů se domnívá, že malé doby ledové ve smyslu ochlazení planety, se není třeba v současnosti obávat, neboť působení skleníkových plynů je mnohem silnější řídící faktor na změnu teploty planety oproti změnám ve sluneční aktivitě, což vyplývá z fyziky atmosféry (informace Mgr. Jozef Pecho z Ústavu fyziky atmosféry AV ČR, Praha).

1.4. Globální antropogenní „řešení" antropogenních příčin klimatické změny

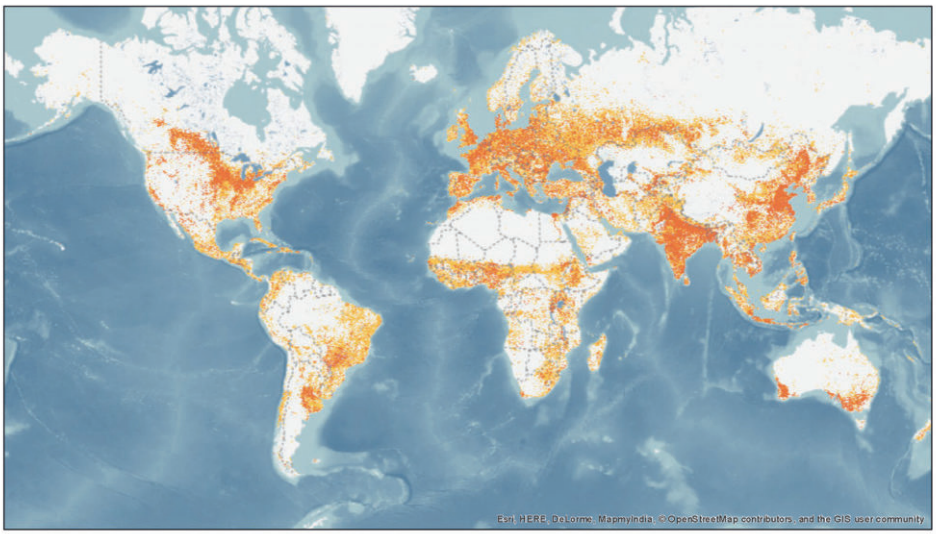
První způsob řešení globální změny na globální úrovni je skrze mezinárodní společenství na úrovních jednotlivých vlád, jejich reprezentantů politiků, tedy směrem seshora dolů. Původní cíl udržet globální oteplování na hranici přibližně 2 °C do konce tohoto století se zdá být stále méně a méně bezpečnější hranicí, než se mínilo před několika lety. Průlomem se stalo uzavření dohody na Klimatické konferenci OSN v Paříži v prosinci 2015 (COP 21 – 21. konference smluvních stran Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu – anglicky *„Conference of Parties"*), kde cíl omezit zvýšení teploty o 2 °C byl doplněn

o prohlášení, že smluvní strany budou pokračovat v úsilí o omezení tohoto nárůstu teploty o max. 1,5 °C. Na Den Země, 22. dubna 2016, zástupci celkem 175 zemí podepsali tuto klimatickou dohodu, která má zpomalit oteplování planety a zmírnit jeho důsledky. Zda ale bude tato dohoda účinná, ukáže až budoucnost. Máme již špatnou zkušenost z mezinárodní úmluvy v Kjótu, tzv. „Kjótského protokolu" z roku 1997, k jehož plnění se nepřipojili největší producenti znečištění – USA, Čína, Indie. Tentokrát však tyto státy dohodu podepsaly, i když od ní mohou kdykoli odstoupit – jak se to projeví na skutečném snižování emisí, ukáže čas. Jak uváděla média (Zprávy ČT) – generální tajemník OSN Pan Ki-mun prohlásil, že „svět závodí s časem a že skončila éra bezstarostné spotřeby". Tedy doufejme, že lidstvo tentokrát již uspěje v globálním přístupu řešení globálního problému planety Země, kterému samo významně napomohlo.

Další způsob „antropogenního řešení" antropogenních příčin klimatické změny je veden směrem opačným – od zdola směrem nahoru. Tam je velkou nadějí, dle mého názoru, se věnovat vzdělávání dětí a mládeže v edukačních environmentálních programech, jako je například mezinárodní program GLOBE (anglicky *„Global Learning and Observation to Benefit Environment"*; GLOBE 2016), dále program Les ve škole, Badatelé atd. nebo řada programů, kterým se věnuje například nezisková organizace TEREZA (2016). Je tak důležité v tomto duchu vzdělávat děti na školách. I když ne všichni se nakonec stanou přírodovědci, řada z nich se stane např. politiky, kteří již budou díky environmentálnímu vzdělání přemýšlet „jinak" a je naděje, že se jejich vzdělání promítne do jejich politického rozhodování. Proto je důležité tyto aktivity podporovat, sama se do těchto aktivit zapojuji ve spolupráci s organizací TEREZA.

1.5. Proč antropogenní změny nabyly od minulého století na významu?

Je třeba zdůraznit, že důvod, proč antropogenní změny nabyly na zásadním významu od minulého století pro všechny biomy, nejen pro lesy, je fakt narůstající celosvětové lidské populace. Před 10 000 lety, po konci poslední doby ledové, žily na Zemi jen asi 4 milióny lidí a populace pomalu vzrůstala až na 5 miliónů v průběhu dalších pěti tisíc let (Pokorný 2014). Jedna miliarda populace byla dosažena okolo roku 1800, další miliarda za více jak 120 let, populace v roce 1927 čítala dvě miliardy, tři miliardy v roce 1960, čtyři miliardy v roce 1977 (miliardový nárůst byl dosažen za pouhých 14 let). Pět miliard celosvětové populace jsme dosáhli v roce 1987, šest miliard v roce 1999. Poslední miliarda byla dosažena za pouhých 11 let. Podle OSN jsme dosáhli počtu 7 miliard v březnu roku 2012. V dubnu 2016 již populace přesahuje 7,4 miliard. Za čtyři roky jsme tak dosáhli nárůstu téměř půl miliardy obyvatel. Odhad současného počtu obyvatel planety Země je možné zjistit např. na webové stránce s projekcí dat FAO (2016).

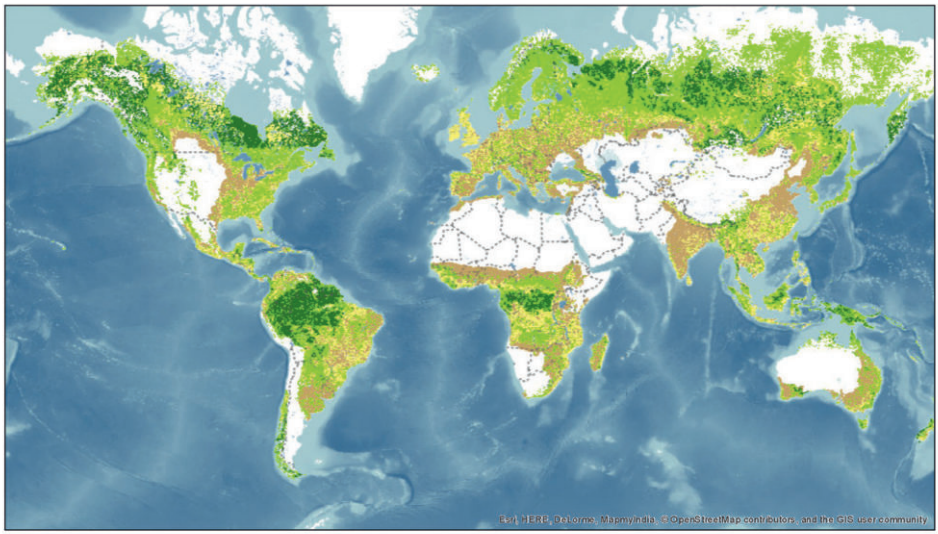


Obr. 1 – Oblasti s různým stupněm antropogenních vlivů (vyjádřených jako intenzita využívání půdy a populační hustota) na lesní biomy. Odvozeno ze satelitních (družicových) dat MODIS. Zdroj: Potapov, Laestadius, Minnemeyer (2011).

S narůstajícím počtem obyvatel vzrůstá tlak na zdroje, dochází ke zvyšování životní úrovně ve vyspělých zemích a díky globalizaci zájem o zvyšování životní úrovně vzrůstá i u národů třetího světa. Nicméně pořád se nedaří celosvětovou populaci uživit – na světě je okolo 770 miliónů lidí trpících podvýživou v zemích třetího světa, v oblastech, které trpí nedostatkem vody. Především v těchto zemích třetího světa, kde je nárůst populace největší, je zvýšený tlak na odlesňování a přeměnu lesních ekosystémů na zemědělskou a sídelní půdu, zatímco v zemích vyspělých je to pak tlak především způsobený urbanizací a průmyslovým využíváním půdy (obr. 1). Uživení celosvětové populace je čím dál větší výzvou pro biology rostlin (Nátr 2000, 2002, 2011).

1.6. Změny ve využívání lesní půdy a odlesňování

Velká část lesů je v současné době ovlivněna člověkem a jím způsobenými změnami ve využívání půdy. V současné době díky družicovým senzorům můžeme změny ve využívání půdy monitorovat globálně na celé Zemi a současně můžeme pořizovat časové řady těchto změn (viz kapitola 14) a studovat je



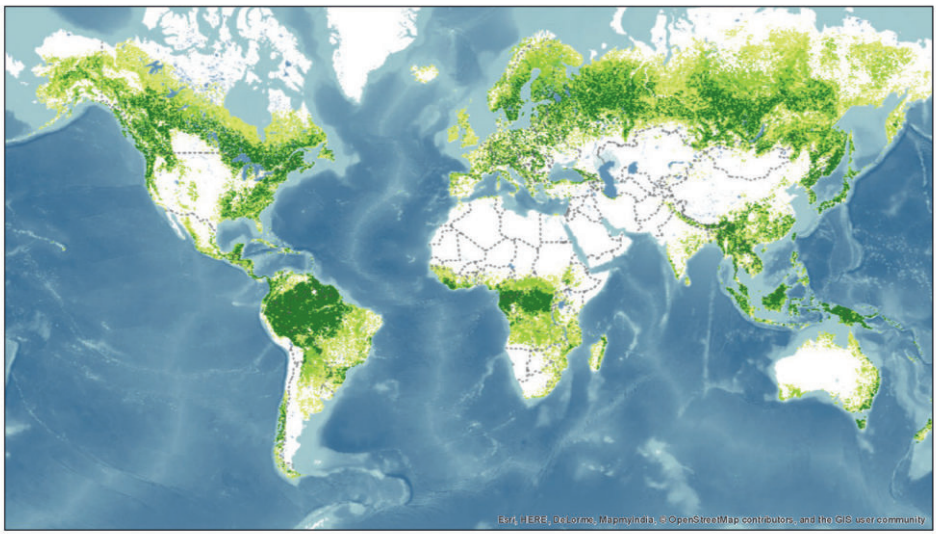
Obr. 2 – Současný stav lesů a lesnatých území: rozloha lesů neovlivněných, obhospodařovaných, degradovaných a odlesněných oblastí. Zdroj: Potapov, Hansen, Turubanová (2011).

v kontextu socioekonomických změn lidské civilizace (příklad studia těchto změn v kontextu Krušných hor je uveden v kapitole 4).

Současný stav rozlohy lesů a lesnatých území v celém světě je na obrázku 2: celosvětově ubývají lesy člověkem neovlivněné na úkor lesů fragmentovaných a obhospodařovaných člověkem.

Podle nejnovější studie založené na datech FAO (Keenan a kol. 2015) poklesla celosvětová rozloha lesních ekosystémů o 3 %, ze 4 128 miliónů ha v roce 1990 na 3 999 miliónů ha v roce 2015. Bohužel, rozloha přirozených lesních ekosystémů poklesla z 3 961 miliónů ha v roce 1990 na 3 721 miliónů ha v roce 2015, zatímco plocha uměle pěstovaných porostů se zvýšila ze 168 miliónů ha na 278 miliónů ha. Díky celosvětovým iniciativám OSN, FAO a dalších subjektů, se daří snižovat rychlost úbytků tropických lesů: v letech 2010–2015 byl roční úbytek rozlohy tropických lesů 5,5 miliónů ha za rok, což bylo pouze 58 % hodnoty v roce 1990. Rozloha temperátních lesů (tj. lesů mírného pásma), kam patří většina lesů Evropy, vzrůstá rychlosti 2,2 miliónu ha za rok díky zalesňování, zatímco rozloha lesů boreálních a subtropických se významně nezměnila.

Možná překvapivě vzhledem k relativně malé rozloze, má Evropa na svém území okolo čtvrtiny rozlohy lesů na světě a díky řadě politických



Obr. 3 – Současný pokryv lesů a lesnatého území na Zemi. Odvozeno ze satelitních dat MODIS. Zdroj: Potapov, Laestadius, Minnemeyer (2011).

a managementových strategií si vede celkem dobře ve zvyšování zalesnění – v první dekádě tohoto milénia se zvětšila plocha lesa o 7 000 km^2 (Plesník, Pelc 2011). Evropa má oproti celosvětovým průměrům data trochu odlišná (data z databází EUROSTAT 2011, FAO 2011, Forest Europe 2011 – viz Plesník, Pelc 2011):

- lesnatost 44,5 % (Evropa bez Ruska 32,2 %, EU 37,6 %, svět 31 %),
- podíl nenarušených lesů 26 % (Evropa bez Ruska 4 %, EU 4 %, svět 36 %),
- podíl monokultur 4 % (Evropa bez Ruska 9 %; EU 8 %; svět 7 %).

Odlesňování je však velmi rozsáhlým celosvětovým problémem především v tropických a subtropických oblastech v zemích třetího světa a má zásadní význam pro celkový koloběh uhlíku a může významnou měrou přispívat k antropogennímu uvolňování uhlíku do atmosféry. Odlesnění má také velký význam na regionální klima a teplotu skrze koloběh vody – zrušení „pufrovací" funkce lesa pro zamezení výkyvům teplot v krajině (viz podkapitola dále). Například v tropických oblastech může nahrazení odlesněné půdy plodinami vést k nárůstu průměrné roční teploty v oblasti až o 3 °C. Současný pokryv lesů na Zemi získaný pomocí metod dálkového průzkumu Země (DPZ) udává obrázek 3.

1.7. Úloha lesů v tvorbě klimatu

Lesy mají nezastupitelnou roli v regulaci globálního podnebí právě díky jejich fyziologickým funkcím. Nejvýznamnější roli v regulaci klimatu hraje evapotranspirace, která je jednou z řídících sil hydrologického cyklu, dále je to schopnost ukládat uhlík do biomasy v rámci uhlíkového cyklu a vliv různých typů lesa na albedo zemského povrchu (Bonan 2008, Jackson a kol. 2008).

Vývoj a existence lidských civilizací jsou od počátku nerozlučně spjaty s lesy na území, kde se tyto civilizace vyvíjely. Civilizace se vždy začne rozvíjet v krajině s lesy a dostatkem vody. Postupně využívá lesy jako zdroj, přeměňuje krajinu na zemědělskou půdu převážně s plodinami, které nesnášejí dlouhodobé zamokření, a proto postupně odlesňuje krajinu a vysušuje ji melioračními zásahy. Výsledkem je vysušení – nedostatek vody v krajině, neúroda v důsledku klimatické změny, mající za následek hlad, nemoci, sociální nepokoje či války, nerovnováhu mezi počtem lidí a nárokem na půdu, a pak i kolaps a zánik civilizace v dané oblasti (Diamond 1998, 2005). Historie se opakovala mnohokrát, připomeňme si Mezopotámii, Mykénské Řecko, Mayskou říši v Mexiku (Marshall 2012), ale příkladů je mnohem více.

1.7.1. Úloha lesů v koloběhu vody

Lesy jsou klíčovým prvkem vodního (hydrologického) biogeochemického cyklu. Zapojují se významně do velkého vodního cyklu výměny mezi pevninou a oceány i do malého vodního cyklu v rámci pevninské části koloběhu vody. Na pevnině je možné koloběh vody ještě dělit na uzavřený (krátký) nebo otevřený (dlouhý) – Pokorný 2014. Jak autor popisuje dále: otevřený koloběh vody je charakteristický pro současné agroekosystémy – zemědělskou krajinu bez lesů – a dále pro aridní (suché) oblasti. Voda z takovéto krajiny rychle odtéká, a pokud se odpaří, tak se v této krajině nesráží (nekondenzuje). Srážky zde bývají nepravidelné, po období sucha přicházejí často přívalové deště, které působí půdní erozi a odnášejí z krajiny rozpuštěné i nerozpuštěné látky. Vytvářejí se velké teplotní rozdíly mezi dnem a nocí (extrémním příkladem jsou pouště) i značné teplotní rozdíly mezi místy. Otevřený koloběh vody jako výsledek lidské činnosti v krajině přispívá výrazně ke změnám klimatu a vede k rychlému vyčerpávání půd (Pokorný 2014).

Naproti tomu krátký koloběh vody je charakteristický pro krajinu s dostatkem vegetace a vody. Odpařená voda kondenzuje na povrchu rostlin a zůstává v porostu, po nočním poklesu teplot se tvoří mlhy. Voda obíhá v krátkém cyklu a je opakovaně využívána rostlinami. Výpar vody rostlinami (transpirace, řízený fyziologický proces výměny plynů skrze průduchy) a celým porostem včetně půdy (evaporace + transpirace = evapotranspirace), tlumí přehřívání krajiny ve dne, v noci tlumí pokles teploty skupenské teplo, které se uvolňuje srážením vodní páry (Pokorný 2001). Krajina s uzavřeným cyklem vody a lesním

porostem má vyrovnané teploty diurnální (denní), sezónní i prostorové oproti krajině s krátkým cyklem bez lesa a bez dostatku vody v krajině. Častější a pravidelnější srážky udržují vysokou hladinu spodní vody, což snižuje mikrobiální aktivitu v půdě a dochází k pomalejší půdní respiraci. Odtékající voda výsledně odnáší jen málo rozpuštěných látek (Pokorný 2014). Největší vliv evapotranspirace na lokální ochlazování je u tropických lesů (Bonan 2008), kde je ze všech lesních biomů nejvíce uhlíku v nadzemní biomase rostlin.

Krajina v Česku proběhla velkými antropogenními změnami, především v období socialistického Československa (1948–1989) a mnoho těchto změn bylo zaměřeno na „vysušení" krajiny, tzv. meliorace, za účelem rozšíření rozlohy zemědělsky využitelné půdy pro pěstování plodin, které nemají rády zamokření, jako jsou obilniny (pšenice, kukuřice), brambory, řepka (Pokorný 2014). Uveďme si několik odstrašujících čísel: v letech 1959–1989 došlo k odvodnění 1 084 800 ha pozemků trubkovou drenáží (do evidence se údajně nedostalo dalších 450 000 ha odvodněných hektarů), 14 167 km malých vodních toků bylo upraveno a bylo postaveno 11 712 km odvodňovacích kanálů (z toho 4 508 km „zatrubnění"; Vašků 2011).

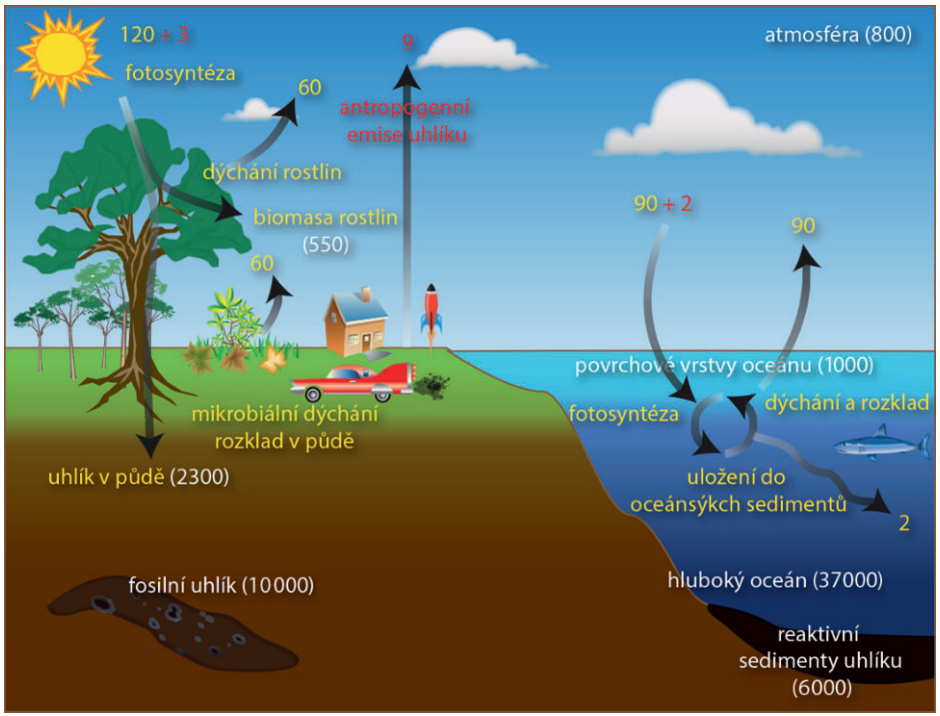
1.7.2. Úloha albeda lesů v regionální teplotě

Albedo povrchu vyjadřuje poměr záření odraženého k dopadajícímu záření. Změny využívání půdy v krajině mohou mít buď pozitivní nebo negativní efekt na změnu klimatu v krajině (Church 2014, Stocker 2013). Pozitivní efekt na podnebí tedy výsledně vede k ochlazování a negativní naopak vede k posílení oteplování. Teplotní vlivy albeda jsou nejznámější v chladnějších podnebných pásmech, kde sněhová pokrývka výrazně zvyšuje albedo povrchu – čerstvý sníh až na 90 %, starší sníh až na 60 %. Albedo lesů bez sněhové pokrývky je okolo 10 %, zatímco se sněhovou pokrývkou se může zvýšit až na téměř 30 %. V oblastech se sněhovou pokrývkou jsou zimní albeda bezlesých oblastí o 10–50 % vyšší než blízké lesnaté oblasti, neboť sníh nepokrývá stromy tak dokonale. A tak i někteří autoři upozorňují (Schwaiger, Bird 2010), že při změnách ve využití krajiny za účelem zvýšení ukládání uhlíku do biomasy, by měl být brán v úvahu i efekt změny albeda, který může zapříčinit opačný dopad porostu na klima. Pokud totiž vysázený porost sníží albedo, sice porost pohltí uhlík z atmosféry, zároveň však může způsobit lokální oteplení. Recentní práce (Monahan 2016) odvozuje, že v Evropských lesích, kde lesní hospodaření po staletí upřednostňovalo jehličnany (převážně smrk ztepilý), změny druhové skladby od dřevin opadavých na dřeviny jehličnaté v celkové bilanci přispěly k navýšení teploty za posledních 260 let (1750–2010) o 0,8 °C a součástí tohoto je jednak vyšší evapotranspirace porostu, ale i změna albeda.

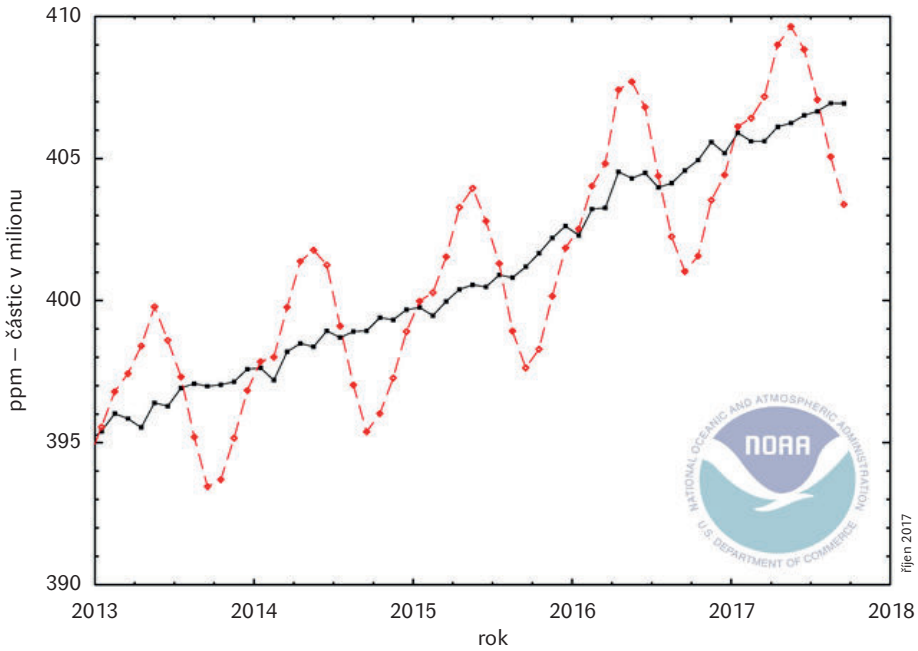
1.7.3. Úloha lesů v koloběhu uhlíku

Lesy mají významnou úlohu ve všech biogeochemických koloběžích prvků – např. kyslíku, dusíku, fosforu, uhlíku. Z hlediska klimatické změny je však nejdůležitější cyklus uhlíku (obr. 4), neboť lesy ukládají uhlík do své biomasy v procesu fotosyntézy a jsou významným zásobníkem uhlíku – v pořadí velikosti zásobníku: lesy boreální, lesy tropické a lesy temperátní, ale odhady se stále upřesňují v dalším výzkumu (Church a kol. 2014). Boreální jehličnaté lesy vyskytující se v zeměpisných šířkách nejblíže k chladným polárním oblastem, mají hlavní zásobu uhlíku v půdě, protože rozkladné respirační procesy probíhají pomalu, zatímco lesy tropické mají hlavní zásobu uhlíku v nadzemní biomase.

Rostlinná biomasa, která je uložena převážně v lesních ekosystémech, na pevninách obsahuje asi 550 gigatun – Gt uhlíku, v půdě je uloženo 2 300 Gt organického uhlíku. To je v součtu daleko více uhlíku, než je obsaženo v atmosféře



Obr. 4 – Globální koloběh uhlíku a úloha vegetace v něm. Schéma ukazuje toky uhlíku mezi litosférou, atmosférou, hydrosférou a biosférou. Žlutá čísla odpovídají přírodním tokům, červená čísla jsou antropogenní toky v gigatunách uhlíku za rok. Bílá čísla odpovídají zásobě uhlíku v zásobnících. Zdroj: upraveno podle NASA (2016).



Obr. 5 – Recentní koncentrace CO_2 měřené na observatoři Mauna Loa, Havaj, USA. Jedna z hlavních příčin roční dynamiky koncentrace CO_2 v atmosféře je vliv sezónnosti vegetace severní polokoule. Zdroj: NOAA (2017).

(800 Gt). Zabudovávání uhlíku do biomasy rostlin se děje procesem fotosyntézy, kterým je vytvářená tzv. hrubá primární produkce (GPP – anglicky *„Gross Primary Production"*). Proces fotosyntézy probíhá jen za podmínek příznivých pro fotosyntézu (určitá ozářenost, teplota, vlhkost), zatímco proces dýchání (respirace), uvolňování energie z biomasy, se děje neustále. Čistý přírůstek biomasy, tedy celková energie akumulovaná rostlinami (hrubá primární produkce mínus respirace) se nazývá čistá primární produkce (NPP – anglicky *„Net Primary Production"*). Zabudovávání (někdy se užívá i anglicismus „sekvestrace" podle anglického *„sequestration"*) uhlíku do biomasy rostlin je nejsilnějším tokem uhlíku z atmosféry (120 Gt uhlíku za rok), ale síla *sinku** lesa může být ovlivněna faktory prostředí. Dojde-li k poklesu fotosyntézy pod vlivem stresových faktorů – např. zvýšené teploty, nedostatku vody, což jsou projevy

* *Sink* je výraz přejatý z angličtiny, kde znamená dřez, výlevka, jímka. Obvykle se nepřekládá a ve většině evropských jazyků se používá původní anglický termín. V rostlinné fyziologii je termín *sink* používán pro orgán či strukturu, kde je daná látka ukládána nebo spotřebována. Na vyšší úrovni se v souvislosti s koloběhem uhlíku jako *sink* označuje takový porost/ekosystém/biom, kde je uhlík ukládán.

probíhající globální klimatické změny, nabývající na frekvenci výskytu – pak může respirace převážit a stromy se dokonce mohou stát zdrojem uhlíku do atmosféry. Je-li čistá primární produkce kladná, je les *sinkem* (místem) pro ukládání uhlíku, převažují-li v ekosystému respirační procesy, pak je les zdrojem uhlíku do atmosféry.

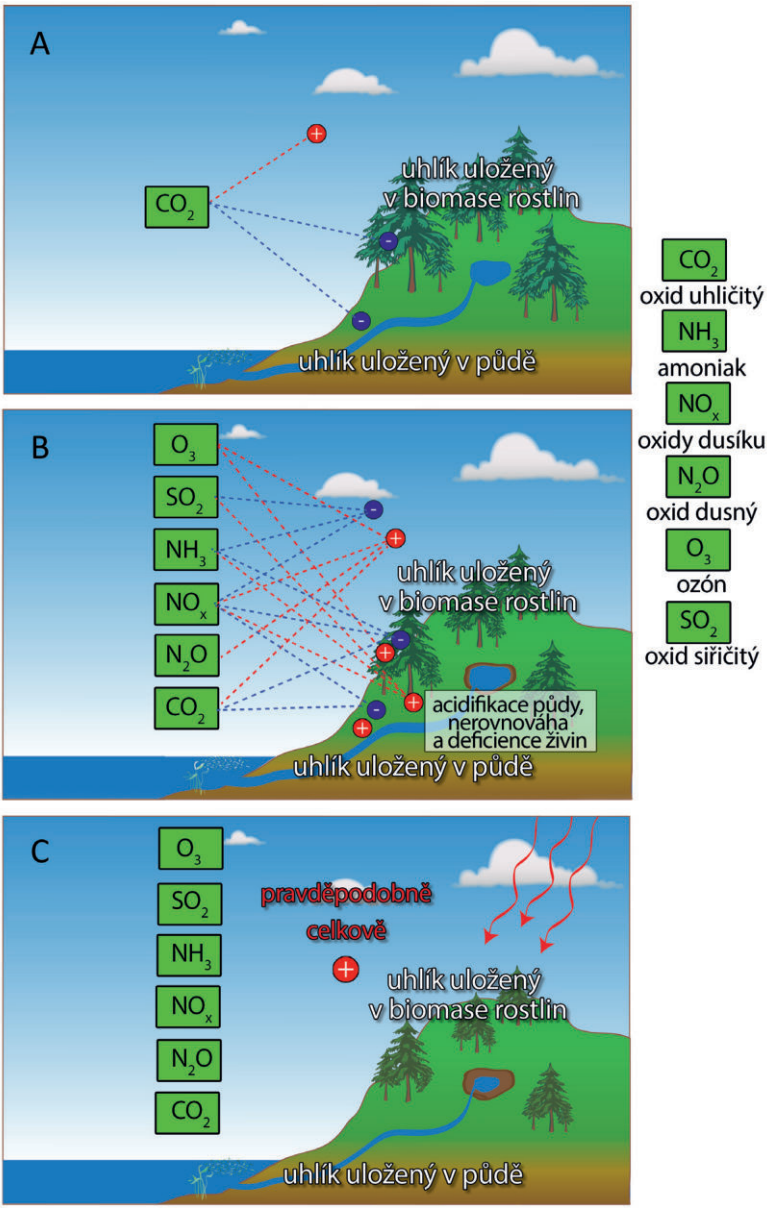
Spotřebovávání uhlíku při fotosyntéze v letních měsících v lesích severní polokoule je tak mohutný, celoplanetární proces, že je jednou z hlavních příčin, které vedou ke snížení koncentrace oxidu uhličitého (CO_2) v atmosféře celé planety v průběhu letních měsíců na severní polokouli. Tento sezónní pokles je měřitelný například i na tropické Havaji (obr. 5).

Významné ovlivnění koloběhu uhlíku se děje v důsledku antropogenních činností, kdy do atmosféry je v současnosti ročně uvolňováno okolo 9 Gt CO_2, z toho asi tři čtvrtiny pocházejí ze spalování fosilních paliv, zbytek je výsledkem změn ve využívání půdy. Okolo 25 % je pohlceno oceánem a podobné množství je zabudováno rostlinami do biomasy při fotosyntéze, zbývajících 45–50 % (asi 4 Gt) zůstane ročně v atmosféře (Le Quéré a kol. 2009). Bez vlivu člověka má cyklus uhlíku dobu trvání tisíce let a výměny uhlíku mezi jednotlivými rezervoáry probíhají v rovnováze nebo v její blízkosti. Uhlík, který se dostane do atmosféry činností člověka, zůstává tedy z nemalé části v atmosféře a tím způsobí narušení rovnováhy uhlíkového cyklu (Wigley, Shimel 2000).

1.8. Lesy v klimatické změně a pod vlivem znečištění

Zdravotní stav lesů, fungování lesních ekosystémů a služby poskytované lesními ekosystémy jsou silně ovlivněny klimatickými změnami. Zvýšená koncentrace oxidu uhličitého ovlivňuje celou řadu fyziologických procesů: zvyšuje se rychlost fotosyntézy, klesá rychlost fotorespirace (u rostlin C3 typu fotosyntézy) – oba tyto procesy vedou k nárůstu biomasy. Ale na druhé straně dochází k tzv. přivírání průduchů, což může významně snížit evapotranspiraci a vést tak k lokálnímu nárůstu přízemní teploty. Více a hezky napsané o vlivu oxidu uhličitého, koloběhu uhlíku a úloze rostlin v něm a v globální klimatické změně je v knihách prof. Lubomíra Nátra z Univerzity Karlovy (Nátr 2000, 2006, 2011).

Na druhé straně klimatické změny přinášejí celou řadu velmi silných stresových faktorů prostředí pro rostliny, často souvisejících s hydrologickým cyklem. V současnosti přibývá vědeckých důkazů, že extrémy počasí jako vlny veder a sucha na straně jedné a záplavy na straně druhé, jsou stále častější a rozsáhlejší a je to považováno za jeden z projevů současné klimatické změny (Pachauri a kol. 2014). V rámci klimatické změny působí i další biotické a abiotické stresové faktory, jako jsou např. invaze škůdců, např. různých druhů lýkožrouta *Ips* sp. ve smrkových porostech či okyselování půd (Šebesta a kol. 2011), které má zvláště velký dopad ve střední Evropě.



Obr. 6 – Vliv různých faktorů na radiační účinek skleníkových plynů v atmosféře pro zesílení skleníkového efektu a zvýšení teploty. A – vliv samotného CO_2, B – interakce polutantů NH_3, NO_X, N_2O, ozónu a SO_2 spolu s CO_2 je různorodá, C – výsledná interakce všech vzdušných polutantů spolu s faktory klimatické změny (zvýšená teplota, snížená dostupnost vody) je velmi komplexní a s velkou pravděpodobností povede ke zhoršení zdravotního stavu lesů a k zesílení radiačního účinku. Zdroj: A, B upraveno podle USCCSP (2014).

Kromě toho jsou lesní ekosystémy negativně ovlivňovány celou řadou negativních procesů způsobených člověkem. Antropogenní aktivity mají za následek znečištění ovzduší, které má spolu s klimatickou změnou velký vliv na lesní ekosystémy (Matyssek a kol. 2013) a jejich služby (Cudlín a kol. 2013). Vzdušné znečištění v plynné formě (např. NO_x, N_2O, ozón, SO_2) může být transportováno na delší vzdálenosti a může velkoplošně ovlivňovat lesní ekosystémy a působit velkoplošné poškození porostů, tzv. chřadnutí lesa (viz kapitola 6), které v extrémních případech, kterými byla situace v Krušných horách v druhé polovině 20. století (viz kapitola 3), může vést až k odumírání lesních porostů. Mimoto vzdušné polutanty mohou různým způsobem ovlivňovat ukládání uhlíku v biomase rostlin. Některé mohou způsobovat zvýšení čisté primární produkce (NPP), např. ukládání do uhlíku v biomase snižuje koncentraci CO_2 v atmosféře a tím i radiační účinek v rámci skleníkového efektu, zatímco jiné vzdušné polutanty mohou NPP snižovat (obr. 6). Vrchní schéma ukazuje vliv samotného CO_2 na změnu v koloběhu uhlíku skrze zesílení radiačního účinku pokud je CO_2 alokován v atmosféře, ale i snížení radiačního účinku ukládáním uhlíku do biomasy rostlin a půdy. Střední schéma ukazuje mnohonásobné interakce a vlivy jednotlivých polutantů spolu s CO_2 na zesílení radiačního účinku. SO_2 a NH_3 zvyšuje obsah aerosolů v atmosféře a tím snižuje radiační účinek. Ale zároveň NH_3 pravděpodobně v určitých koncentracích bude působit jako hnojivo a bude tedy zesilovat ukládání uhlíku do rostlinné biomasy a tím snižovat radiační působení na skleníkový efekt. O NO_x se předpokládá, že bude zvyšovat tvorbu troposférického ozónu (O_3) a tím zvyšovat radiační působení. Ozón má ale negativní účinky na růst a vývoj rostlin a bude tedy přispívat ke zvyšování radiačního účinku. CO_2 a NH_3 mají víceméně synergický pozitivní účinek na nárůst biomasy rostlin a tím budou oba plyny přispívat v interakci k zeslabení radiačního působení. SO_2 očekávaně vede k poklesu růstu rostlin, jako kyselý polutant a také může vést k acidifikaci půd a vymývání živin z půdy a v důsledku pak přispívá k zesílení radiačního účinku. NO_x může mít dvojí účinek: jednak ve vysokých koncentracích může přímo snižovat růst rostlin jako kyselý polutant a přispívat k acidifikaci půd, ale na druhé straně může působit jako hnojivo a přispívat k nárůstu biomasy (interpretace převzaty z webové stránky USCCSP 2014). Třetí díl obrázku 5 ukazuje, že výsledná interakce všech vzdušných polutantů spolu s faktory klimatické změny, mezi které patří stresové faktory, jako je zvýšená teplota, vlny veder, snížená dostupnost vody, je velmi komplexní a s velkou pravděpodobností povede ke zhoršení zdravotního stavu lesů, snížení ukládání uhlíku do biomasy, k úbytku dostupnosti vody a k výslednému zesílení jejich radiačního účinku. Dříve byl studován vliv vzdušného znečištění a klimatické změny na rostliny odděleně (Bytnerowitz, Omasa, Paoletti 2007), ale v posledních dvou dekádách je jednoznačný trend výzkumu interaktivních vlivů vzdušného znečištění a klimatické změny (Percy a kol. 1999; Matyssek, Schaub, Wieser 2010; Serengil a kol. 2011).

1.9. Monitorování stavu lesů pomocí metod DPZ

Stav lesů založený na fyziologickém stavu dřevin je jedním z klíčových faktorů pro lidstvo v současné probíhající klimatické změně. Ať už se jedná o funkční účinky lesních ekosystémů na hydrologický cyklus, odtokové poměry, funkci lesů v tvorbě a ochraně půdy, ale zejména na schopnost lesů vázat uhlík, tím snižovat množství CO_2 v atmosféře. Hodnocení funkcí a stavu lesů vyžaduje ekosystémový přístup a zahrnuje řadu komplexních metod pro výzkum fixace uhlíku v lesních ekosystémech (pro přehled Marek a kol. 2011, kapitoly 6 a 7). S rozvojem metod dálkového průzkumu Země a jejich družicového (satelitního) využití v minulém století byla otevřena nová kapitola sledování a hodnocení zemského povrchu včetně lesních ekosystémů.

Pro průběžné velkoplošné zjišťování stavu lesů, jejich rozlohy, je využívání dat dálkového průzkumu Země, ať již leteckých či družicových, nezbytné. Leteckých snímků se využívá především v lokálním měřítku, družicové snímky pak mohou přinášet obrazová data v měřítku regionálním, kontinentálním i globálním. Toto nám vědecký pokrok umožnil teprve nedávno. V rámci dobývání vesmíru byla první družice Sputnik 1 vypuštěna tehdejším Sovětským svazem již v 50. letech, avšak první nejdéle probíhající projekt získávání kompletních snímků Země z vesmíru je program *Landsat* Národního úřadu pro letectví a kosmonautiku USA (NASA), který byl založen v roce 1972. Máme tak pro některá území k dispozici přes 40 let nepřerušenou řadu digitálních obrazových dat. Všechny tyto snímky byly a jsou neustále využívány ve výzkumu ekosystémů včetně výzkumu stavu a rozlohy lesních ekosystémů, klimatických změn, koloběhu vody a uhlíku, dopadů lidské činnosti. V současnosti existuje celá řada družic a programů poskytujících digitální obrazová data zemského povrchu vedených institucemi vládními i komerčními. Vznikem a vývojem družicových technologií dálkového průzkumu Země, jako je program *Landsat*, došlo k novodobé „zlaté“ éře v historii kartografie a aplikované geoinformatiky.

V současnosti je rozvoj metod dálkového průzkumu Země a jejich využití pro monitorování vegetace velmi důležitou a aktuální problematikou vědeckého výzkumu a tato monografie si klade za úkol poskytnout základní informace o tom, jak mohou být vybrané metody dálkového průzkumu Země a obecně metody využívající odrazivost od povrchu rostlin, využity pro hodnocení fyziologického stavu lesních porostů.

1.10. Závěry

Rostliny měly a mají klíčovou úlohu při vývoji forem života na Zemi a podmiňují existenci těchto současných forem skrze jejich vliv na vlastnosti atmosféry – ovlivňují především atmosférický obsah kyslíku, CO_2 a vodní páry. Lesy mají klíčovou úlohu v řešení globální klimatické změny nejen kvůli

ovlivňování koncentrace skleníkového plynu CO_2 v procesu koloběhu uhlíku, ukládání uhlíku do biomasy stromů a do půdy, vlivu skrze albedo, ale i díky udržování stálé teploty krajiny v procesu evapotranspirace a jsou důležitou součástí koloběhu vody na Zemi. Rostliny jsou nejdůmyslnějším a nejúčinnějším klimatizačním zařízením planety. CO_2 ovlivňuje celou řadu fyziologických procesů u rostlin, nejen fotosyntézu, a tyto změny mohou vést ke snížení nárůstu biomasy oproti dřívějšímu předpokladu, že zvýšená koncentrace CO_2 vede jednoznačně k nárůstu biomasy rostlin.

Lesy vykonávají a zprostředkovávají celou řadu služeb pro člověka, tzv. ekosystémové služby, které jsou velmi rozmanité – od zásobovacích (potrava, sladká voda, dřevo, palivo atd.) přes regulační služby (regulace podnebí, čištění vody atd.), ale i služby kulturní. Význam ekosystémových služeb lesa byl rozeznán teprve nedávno a způsob vyjádření finanční hodnoty těchto služeb je předmětem vědeckého výzkumu. V současné době, s nárůstem celosvětové lidské populace a v průběhu globální klimatické změny, nabývá význam lesů a jejich ekosystémových služeb na důležitosti pro řadu globálních procesů. Změny ve využívání půdy hodnocené pomocí družicových senzorů nám mohou pomoci objasnit průběh těchto procesů a změn.

Znečišťující látky a faktory klimatické změny výrazně ovlivňují nejen zdravotní stav lesů, ale i radiační účinky lesních ekosystémů na sílu skleníkového efektu. Fyziologický stav dřevin a celkový stav lesů jsou jedněmi z klíčových faktorů v rychlosti probíhající klimatické změny, neboť mohou významně ovlivnit řadu regionálních a celoplanetárních procesů včetně biogeochemických cyklů vody a prvků na Zemi. V současnosti jsou nadále rozvíjeny nové metodické přístupy dálkového průzkumu Země pro hodnocení zdravotního stavu lesů, které umožňují velkoplošné hodnocení v časových posloupnostech. Tato kniha v dalších kapitolách podá přehled řady metod monitorování fyziologického stavu lesních porostů, včetně metod spektroskopických a DPZ.

2. Krušné hory: obecné přírodovědné a historické charakteristiky

Krušné hory se zdvihají na severozápadní hranici Čech se Saskem v délce 130 km. Hory plné rudy daly za vznik německému názvu *Erzgebirge* a českému překladu *Rudohoří*. Přenesený název Krušné hory používají obrozenci od 19. století. Odvozuje se od slova krušit, což ve staré češtině znamená „těžit" nebo „dolovat", tedy dobývat rudu.

2.1. Geologie a geomorfologie

Vrásnění, denudace a tektonická činnost, to jsou tři procesy, které zásadně ovlivnily podobu Krušných hor. Pohoří je součástí Českého masivu a jeho vývoj začíná v prvohorách, kdy se formuje jeho složitá geologická skladba. V tomto období rozhodně nemá dnešní podobu kerného pohoří, tu dostává až v průběhu třetihor.

Výrazné prvohorní kadomské vrásnění vyzdvihává z mořského prostředí krystalické břidlice a ruly, vytváří tak nevysoké pohoří. Následné 100 miliónů let dlouhé období eroze a denudace střídá v období v devonu a karbonu další prvohorní vrásnění, tentokrát hercynské. To formuje významnou část horninového složení a dává základ budoucí minerálové pestrosti. Do původního krystalinika pronikají hlubinné vyvřeliny a utvářejí žulový masiv krušnohorského plutonu. Při pronikání magmatu a jeho postupném tuhnutí dochází ke zlomům a v trhlinách vznikají ložiska rud (Rojík, Linkert 2011). Po dlouhé horotvorné pauze přichází v třetihorách alpínské vrásnění, které svou neotektonickou činností láme kry pohoří a vytváří tak jeho současnou podobu. Tektonická činnost proniká zlomy i do nejvyšších partií pohoří, kde vystupuje nad plochý hřeben v podobě jednotlivých elevací. Božídarský Špičák (1 115 m) se zbytky nefelinitového lávového příkrovu představuje nejvýše položené vulkanické těleso v Česku (Demek, Mackovčin, eds. 2006). Krušné hory jsou tvořeny převážně metamorfovanými horninami (Rojík 2015). Žuly kadomského vrásnění daly za vznik rulám, které dominují východní části pohoří. Horninovou strukturu západní poloviny ovlivnilo nejvíce mladší hercynské vrásnění, při kterém se břidlice přeměnily na pararuly a svory a jílové břidlice na fylity (Rojík, Linkert 2011). Časté

Obr. 7 – Vrchoviště Velký močál v západní části Krušných hor, nedaleko města Přebuz. Foto: P. Krása.

jsou vložky bazaltických hornin, amfibolitů a rudné minerály. Ve čtvrtohorách pak dochází jak k denudaci, tak i k pomalému růstu pohoří.

Krušné hory jsou relativně úzkou, ale dlouhou horskou oblastí protáhlou ve směru severovýchod – jihozápad. Reliéf pohoří je předurčen modelací dlouhé, k severozápadu ukloněné kry (Czudek 1965). Na jihozápadním okraji začínají u Lubů Jindřichovickou plošinou a končí Nakléřovským průsmykem na severovýchodě. Kra je prudce zdvižená na celém jihovýchodním okraji pohoří (krušnohorský zlom), kde vznikají prudké svahy a pod horami hluboká proláklina s uhlonosnými pánvemi (Chlupáč a kol. 2002; Kukal, Němec, Pošmourný 2005). Výškové rozdíly zlomového svahu dosahují 600 m (okolí Jirkova a Ostrova), ale lokálně i více (Kukal, Němec, Pošmourný 2005). Zploštělý hřeben tvořený náhorními plošinami a vrchovinami se táhne v ose celého pohoří s průměrnou výškou nevýrazných vrcholů často přesahujících 900metrovou hranici. Pouze místy je přerušen hlubokými zlomy (např. jáchymovský zlom, svatavsko-rolavský zlom) nebo kotlinovou sníženinou v oblasti Přísečnice (Kukal, Němec, Pošmourný 2005; Rojík 2015). Nejvyšší část pohoří se nachází v jihozápadní třetině, kde se hřeben táhle zdvihá a několik vrcholů zde výrazněji přesahuje tisícimetrovou hranici. Patří sem například Blatenský vrch (1 043 m), německý Fichtelberg (1 214 m) a nejvyšší vrchol – Klínovec (1 244 m). Právě Klínovec vytváří předěl jihozápadní a severozápadní části hor, za ním

Obr. 8 – Horská rašelinná smrčina s přehrazenými odvodňovacími příkopy v Božídarském rašeliništi. Foto: P. Krása.

směrem k severu hřeben výrazně klesá do úrovně 900–800 m vysoké hřebenové paroviny.

Během čtvrtohor se na vrcholech po celém pohoří odkrývaly pestré skalní útvary s postupným rozpadem na skalní hradby a tory, mrazové sruby, kamenná moře a sutě a balvaniště (Rojík, Linkert 2011). Mezi nejvýraznější patří žulový Komáří vrch na Kraslicku, ortorulová Meluzína na Klínovecku a Sfingy u Měděnce nebo Medvědí skála u Hory Svaté Kateřiny.

Plochý hřeben pohoří hojně zásobený srážkami umožnil v souběhu s měnícím se holocénním klimatem vznik rozsáhlých rašelinišť (obr. 7) – Rolavská vrchoviště, Božídarské rašeliniště, Novodomské rašeliniště aj. – a rašelinných lesů (obr. 8).

Současná síť potoků a říček je neogénního původu (Rojík 2015) a ve zjednodušeném schématu nasedá kolmo na osu pohoří. Hojné srážky jsou zachycovány rašeliništi a podmáčenými lesy, které stabilizují vodní bilanci a zajišťují pozvolný odtok z plochého hřebene hor. Ve vrcholových rovinatých partiích tečou potoky v mělkých nivách bez významného spádu a posléze hluboce zařízlými údolími odvádějí vodu zejména jihovýchodním směrem do pánevních oblastí (Czudek 1965). Saská severozápadní strana pohoří je odvodňována do Muldy (*Mulde*), česká strana do Ohře a Bíliny. Mezi nejvýznamnější toky patří Svatava, Rolava, Bystřice, Černá, Chomutovka, Bílý potok, Flájský potok (*Flöha*).

Krušné hory svojí polohou představují nárazníkovou zónu převládajícímu západnímu proudění. Roční úhrny srážek zde přesahují i 1 000 mm a charakterizují oblast jako humidní až perhumidní. Perhumidní ráz podnebí zesilují četné horizontální srážky, mlhy a námrazy. Průměrná roční teplota kolísá mezi 4–6 °C, Klínovecká část je ještě o dva stupně chladnější. Stejně, jako jsou vydatné srážky od severozápadu, je vysoká i rychlost větru. Krušné hory patří k největrnějším pohořím v Česku (Hošek, Hanslian, Štekl 2009).

2.2. Historie osídlení a lidské činnosti formující současnou podobu pohoří

Kolem přelomu letopočtu porůstal celé Krušné hory souvislý horský prales. Převážně keltské obyvatelstvo (Bójové) sídlilo v podkrušnohorských pánvích a snad i v okolí obchodních stezek vedoucích přes horské hřbety do Saska. Pozornost již tehdy přitahovaly naleziště zejména cínových rud využívaných k výrobě bronzu a snad i mědi v okolí Měděnce. Prvními trvalými obyvateli podhůří se stali od 5. století Slované (Sedličané a Bíliňané), pro které tvořily Krušné hory přirozený pohraniční val.

Systematické osidlování hor spojené s odlesňováním a zakládáním trvalých osad začíná až ve 12. století. Do území přicházejí na pozvání českých panovníků především prospektoři a kolonisté ze Saska. Nejprve na sekundárních nalezištích rud v údolích potoků a postupně i na primárních rudných žilách zakládají vysoce efektivní doly a rýžoviště. Nejvýznamnější byla těžba rud cínu a stříbra, těžily se ale i další kovy, přítomné ve zdejších polymetalických rudách – olovo, měď, železná ruda.

Druhá kolonizační vlna přichází v době vrcholící těžby kovů v 16. století. Původní osady (Přebuz, Horní Blatná, Pernink, Boží Dar, Měděnec, Přísečnice, Hora Svatého Šebestiána, Hora Svaté Kateřiny, Cínovec) získávají status hornických měst a celá oblast se rychle rozvíjí. Jáchymov je s 18 000 obyvateli druhým nejlidnatějším městem Českého království. V té době se stávají Krušné hory nejobydlenějšími horami Evropy. Osídlení se neomezuje jen na údolí, ale kolonizováno je i náhorní plató ve výšce 700–1 000 m.

Původní lesy rychle mizí, dřevo se spotřebovává při důlní činnosti a v milířích při výrobě uhlí pro hutě. „Dřevěné“ uhlí se vyrábí i z rašeliny, vyrábí se z ní i popel pro výrobu potaše ve sklářství a smola. První kouřové škody na lesích, způsobené spalováním rašeliny, byly zjištěny již před rokem 1700. Pro potřeby dolů se staví vodní nádrže, odvodňovací dědičné štoly a přivaděče (Blatenský příkop, Přebuzský kanál).

Úpadek hornictví nastává během třicetileté války, kdy válečné útrapy a morové epidemie devastují obyvatelstvo. Uzavírání dolů vede ke vzniku rozličných domácích výrob a řemesel – hračkářství, výroba hudebních nástrojů (Kraslicko), paličkování krajek (Nejdecko), rukavičkářství, tkalcovství, dřevořezba, výroba

umělých květin a cínových lžící nebo knoflíkářství. Do současnosti se třeba na zbořeništích v okolí Přebuze dochovaly zbytky dovezené perleti pro výrobu knoflíků nebo cihly vyrobené z odpadní železné strusky místních hutí. Zejména na Přísečnicku zapustila kořeny tradice vandrujících muzikantů.

V 19. století přináší výstavba silnic a tratí nový impuls pro moderní průmyslové podnikání i důlní činnost. Kromě obnovené těžby tradičních kovů se dobývá i rtuť, mangan, wolfram, bismut, arsen, kobalt, uran nebo pyrity pro výrobu vitriolu. Rozvíjí se sklářství, textilní průmysl, papírenství, železářství, výroba porcelánu. Vysoká hustota obyvatel a nepříznivé klimatické podmínky činí život na horách stále velmi náročným. Dřevo z poškozených lesů sotva stačí pro potřeby dolů a staveb, dovoz uhlí je příliš nákladný a obyvatelé musí proto jako topivo využívat rašelinu nebo pařezy z mýtin. Velmi obtížné je pěstování jakýchkoliv plodin, zejména brambor, žita nebo ovsa, na políčkách až v 1 000 m n. m. Sklizeň zde často probíhala až s příchodem prvního sněhu. Stejně obtížný je chov dobytka, na loukách je většinou možné sklízet jen jednu seč. Jako náhražka zeleniny se ve velkém využívalo rdesno hadí kořen či mrkvovité rostliny jako všedobr a koprník.

Novodobá historie území je spojená s počátky turistiky a nástupem zimních sportů na přelomu 19. a 20. století. Budují se hostince, hotely a rozhledny (Klínovec, Plešivec, Tisovský vrch, Komáří vížka). Světová krize ve 30. letech těžce postihuje celý region, továrny se zavírají nebo utlumují výrobu.

Po druhé světové válce se nejvýznamnějším artiklem území stává uran dobývaný v podobě nerostu uraninitu, dříve nazývaného smolinec. Prvek uran byl rozpoznán v roce 1789 ze smolince ve stříbrném dole v krušnohorském Johanngeorgenstadtu. Ruda obsahující uran je smolně lesklá a její výskyt v žíle znamenal úbytek dobývaného stříbra, a přinášel tak „smůlu" – odtud tedy název smolinec. Cíleně se v Jáchymově těžil již od konce 19. století a využíval se k výrobě barviva na sklo a porcelán, a dokonce jako přísada do mýdla, do piva nebo do sodovky. V roce 1906 byly v Jáchymově založeny první radonové lázně na světě. Uran byl dobýván v širším okolí Jáchymova, Abertam, Potůčků, Vejprt a na řadě dalších míst.

Nejvíce byl těžbou uranu postižen Johanngeorgenstadt, kde bylo s vidinou bohatého ložiska zbouráno 90 % historického centra. Kvůli těžbě uranu zanikla i řada obcí – Plavno, Popov, Arnoltov, Léno, Hanušov. Veškerá produkce byla vyvážena do tehdejšího SSSR na základě tajné mezistátní dohody. K těžké práci v dolech byli zpočátku využíváni místní horníci, noví osídlenci a váleční zajatci. Po únorovém převratu do dolů putovali političtí vězni, kterých prošlo lágry a doly (např. Svornost, Rovnost, Bratrství) na 70 000 a řada z nich na následky nelidského zacházení, práce ve velmi těžkých podmínkách a vystavení dlouhodobému ozáření zemřela.

Důlní činnost v celých Krušných horách zatím utichla s uzavřením posledního středoevropského železnorudného dolu na Měděnci v roce 1994. Nedotěžená nebo nově nalezená bohatá ložiska india, lithia, ale i zlata, stříbra a platiny

na saské i české straně pohoří zatím zůstávají bez využití, ale objevují se první náznaky zájmu o jejich těžbu. Trvalé svědectví o dobývání nerostného bohatství Krušných hor vydává nespočetné množství odvalů, hald, sejpů, štol a propadlin roztroušených po celém území. Spolu s technickými památkami a stavbami jsou vybrané hornické lokality na saské i české straně pohoří evidovány a připravovány k navržení do seznamu světového dědictví UNESCO jako „Hornická a montánní krajina Krušnohoří".

Zcela zvláštní kapitolu historie by mohly tvořit socio-ekonomické změny 20. století. O těchto aspektech a jejich vlivu na využívání půdy v modelových územích Přebuz a Kovářská pojednává kapitola 4. Události kolem druhé světové války zásadně pozměnily charakter Krušných hor, především kvůli dvěma vystěhovaleckým vlnám. Zprvu, po obsazení Sudet v roce 1938 bylo obyvatelstvo české národnosti nuceně vysídleno do vnitrozemí, později, v roce 1945 nastal odsun sudetských Němců. Přitom došlo k zániku mnoha osad. Příkladem budiž Jelení, Rolava či Chaloupky u Přebuzi. Vysídlení území a upuštění od obhospodařování na mnoha místech otevřelo cestu postupné regeneraci antropogenně ovlivněných lokalit.

Dalším důležitým politickým faktorem, který ovlivnil stav Krušných hor, byl nástup socialistického režimu v Česku po roce 1948 a ve východním Německu v roce 1949. Budování socialismu přineslo rozvoj těžební činnosti a průmyslu v podhůří na obou stranách hranice. Emise vzniklé při spalování hnědého uhlí a chemické výrobě způsobily extrémní znečištění oblasti Krušných hor. Nepříznivý stav v oblasti náhorní planiny byl zhoršován častým inverzním počasím a též převládajícími jihozápadními větry (viz kapitola 3). Výsledkem bylo velkoplošné poškození porostů vedoucí až k velkoplošnému odumírání. K zásadnímu obratu ve vývoji situace s imisním poškozením vegetace došlo až v 90. letech po změně politického režimu a přijetí legislativy, jejíž aplikace zajistila výrazné snížení emisí z podkrušnohorských zdrojů znečištění.

Historii osídlení Krušných hor a jeho vývoji v závislosti na hornické činnosti se podrobněji věnují někteří autoři, zejména Mikšíček (2005) a Rojík (2000). Zcela zásadní pro pochopení minulého života lidí v Krušných horách je útlá próza, ve které Šmíd (2005) popisuje v průběhu několika staletí rodinné osudy ze západního Krušnohoří.

2.3. Flora a vegetace

Charakter zonální vegetace Krušnohoří je ponejvíce ovlivněn prudkým výškovým gradientem na české straně pohoří. Vegetace kolinního a suprakolinního stupně je zastoupena jen okrajově doubravami a dubohabřinami na úpatí zlomového svahu, reprezentativní výskyty najdeme na bazaltech v místě kontaktu Doupovských hor, dále v národní přírodní rezervaci Jezerka, v evropsky významných lokalitách Bezručovo údolí a Údolí Hačky.

V nadmořské výšce od 500 m následuje submontánní až montánní stupeň s bučinami a potenciálními jedlobučinami, zaujímajícími třetinu území (Neuhäuslová 1998). Souvislejší bučiny s vysokým podílem porostů nad 150 let najdeme na svazích od Nejdku po Tisou, ty nejhodnotnější jsou začleněné do evropsky významné lokality Východní Krušnohoří, Bezručovo údolí, Kokrháč – Hasištejn a Doupovské hory. Dosud pralesovitý charakter si dochovaly bukové porosty v národní přírodní rezervaci Jezerka. Ve stromovém patře bučin absentuje jedle a imisemi je potlačený smrk. Úpatí svahů a nejživnější údolní polohy jsou stanovištěm vzácnějších kyčelnicových bučin (*Dentarioenneaphylii-Fagetum*). V bohatém bylinném patře roste samorostlík klasnatý (*Actaea spicata*), kyčelnice devítilistá (*Dentaria enneaphyllos*), lýkovec jedovatý (*Daphne mezereum*). Široce rozšířené jsou violkové bučiny (*Violo reichenbachianae-Fagetum*) s ječmenkou evropskou (*Hordelymus europaeus*), svízel vonný (*Galium odoratum*), pitulníkem žlutým (*Galeobdolon luteum*) a cizorodou netýkavkou malokvětou (*Impatiens parviflora*). Ve stromovém patře tvoří častou příměs jasan ztepilý (*Fraxinus excelsior*), javory (*Acer ssp.*) a jilm drsný (*Ulmus glabra*).

Zpestřením submontánního stupně jsou suťové lesy (*Tilio-Acerion*) s měsíčnicí vytrvalou (*Lunaria rediviva*), chráněné v přírodní rezervaci Domaslavické údolí, přírodní rezervaci Vlčí důl a v národní přírodní rezervaci Jezerka, rozsáhlé porosty suťových lesů jsou i v Bezručově údolí (Zahradnický, Mackovčin a kol., eds. 2004). V nejvyšších polohách jedlobukového stupně (např. v přírodní rezervaci Ryžovna) se na vlhkých sutích dochovaly klenové bučiny (*Aceri-Fagetum*) s čípkem objímavým (*Streptopus amplexifolius*) a druhy vysokobylinných niv.

Neúživná stanoviště porůstají bikové bučiny (*Luzulo-Fagetum*) s převahou acidofytů jako šťavel kyselý (*Oxalis acetosella*), brusnice borůvka (*Vaccinium myrtillus*) nebo třtina rákosovitá (*Calamagrostis arundinacea*). V západní části pohoří, kde se výrazněji projevuje vliv atlantického klimatu, je zvýšeno přirozené zastoupení borovice lesní s doprovodným výskytem vřesovce pleťového (*Erica carnea*). Těsně pod hranou svahů a místy na náhorní planině jsou původním zonálním společenstvem smrkové bučiny (*Calamagrostio villosae-Fagetum*), jejichž bylinné patro se sedmikvítkem evropským (*Trientalis europaea*), kokoříkem přeslenitým (*Polygonatum verticillatum*) nebo kapradí rozloženou (*Dryopteris dilatata*) plynule navazuje na přirozené smrčiny. Fragmenty věkovitých smrkových bučin se dochovaly na svazích Vlčince, v přírodní rezervaci Buky na Bouřňáku nebo v přírodní rezervaci Buky nad Kameničkou. Zajímavostí je výskyt břízy ojcovské (*Betula oycoviensis*) v bukovém stupni u Volyně (Zahradnický, Mackovčin 2004).

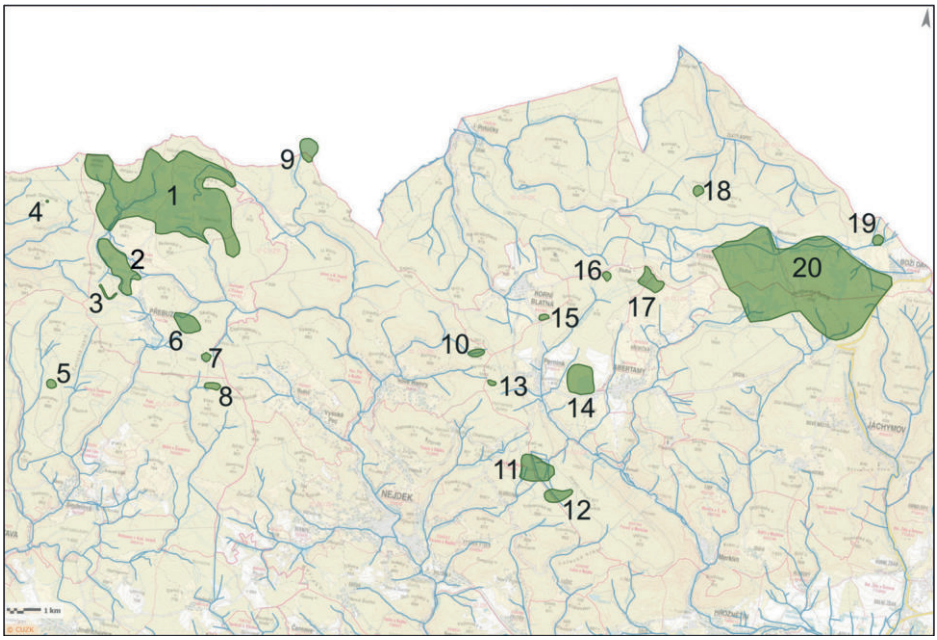
Pro supramontánní stupeň jsou charakteristické přirozené a polopřirozené smrčiny svazu *Piceion excelsae*. S nadmořskou výškou se snižuje zastoupení buku, nad 950 m je převaha smrku absolutní. Lesní typy bukosmrkového a smrkového vegetačního stupně se v současnosti takřka překrývají s územím postiženým imisní kalamitou. K výraznějšímu poškození lesních porostů docházelo už od konce 19. století, kdy původcem znečištění byly hořící haldy u hnědouhelných dolů v Podkrušnohoří (Nožička 1962). Ovlivňovány byly

především listnaté porosty na svazích a úpatích. Příčinou kolapsu smrkových porostů na náhorní planině byla výstavba hnědouhelných elektráren zprovozněných v polovině minulého století (viz kapitola 3). Od počátku 70. let bylo vzhledem k rozsahu poškození přistoupeno v lesním hospodářství k velkoplošným zásahům. Na rozsáhlých plochách tzv. buldozerové přípravy půdy na imisních holinách byl shrnut půdní horizont do okrajových valů s cílem podpořit uchycení sazenic na minerálním horizontu. Smrk ztepilý byl vyloučen z obnovy porostů a vznikaly porosty náhradních dřevin – bříz, jeřábu ptačího a exotů jako smrk pichlavý (J. Prchal in verb.). Největší poškození nastávalo při krátkodobých epizodách teplotní inverze v zimních měsících, kdy hodinové koncentrace SO_2 přesahovaly 3 000 mikrogramů. Zcela odumřelo více než 60 % smrkových porostů především východně od Klínovce (Slodičák a kol. 2008). Negativní vliv imisí byl znásoben dalšími stresovými faktory – námrazou, teplotními skoky, gradacemi podkorního hmyzu, přezvěřením. Reakcí na nekončící řadu kalamit bylo používání plošných postřiků, letecké vápnění a plošné odvodňování. V současnosti přetrvává především nepřímý vliv kyselých depozic spočívající v těžké degradaci půd, jejich okyselování a vymývání živin ze sorpčního komplexu.

Imisemi nejvíce postiženým společenstvem jsou třtinové smrčiny (*Calamagrostio villosae-Piceetum*), které se v kvalitní podobě dochovaly jen na Klínovci a dále v západním Krušnohoří. Roste v nich metlička křivolaká (*Avenella flexuosa*), papratka horská (*Athyrium distentifolium*), bika lesní (*Luzula sylvatica*), podbělice alpská (*Homogyne alpina*), lesklec čeřitý (*Plagiothecium undulatum*) a vzácně jednokvítek velekvětý (*Moneses uniflora*). Za zonální společenstvo území lze považovat i rozsáhlé podmáčené rohozcové smrčiny (*Bazzanio-Piceetum*) s rašeliníky (*Sphagnum girgensohnii*, *Sphagnum rusowii*, *Sphagnum riparium*), rohozcem trojlaločným (*Bazzania trilobata*) nebo ostřicí šedavou (*Carex canescens*). Většinu jich nalezneme v evropsky významné lokalitě Krušnohorské plató a evropsky významné lokalitě Klínovecké Krušnohoří.

Nejvýznamnějšími biotopy území jsou nepochybně rašeliniště, která zaujímají 5 767 ha a řadí tak Krušné hory (obr. 9) na druhé místo za Šumavu (6 371 ha).

Rozsáhlá horská rašeliniště postglaciálního stáří (např. Břízová 1996) jsou obvykle 4–7 m mocná (Dohnal a kol. 1965), maximální mocnost rašeliny na rašeliništi Pod Novoveským vrchem je 14 m (Pohořal 1967). Nejhodnotnější vegetace je soustředěna do otevřených ploch s jezírky, šlenky a bulty. Struktury mikroreliéfu střídajících se stringů a flarků utvářené mrazovými pochody na vrchovištích Brumiště a Velký močál patří k nejlépe vyvinutým v rámci Česka (Melichar, Krása 2009). Roste zde rosnatka anglická (*Drosera anglica*), klikva maloplodá (*Oxycoccus microcarpus*), ostřice mokřadní (*Carex limosa*), blatnice bahenní (*Scheuchzeria palustris*), ombrotrofní druhy rašeliníků (*Sphagnum fuscum*, *Sphagnum balticum*, *Sphagnum rubellum*, *Sphagnum lindbergii*). Na trusu býložravců roste entomochorní mech volatka baňatá (*Splachnum ampullaceum*). Pod hladinou vrchovištních jezírek se skrývají vzácné ruduchy *Batrachospermum*



Obr. 9 – Schematická mapa větších rašelinišť a vrchovišť vybrané části jihozápadních Krušných hor. 1 – Rolavská vrchoviště, 2 – Přebuzské vřesoviště, 3 – Čihadlo, 4 – Přední Ostružiník, 5 – Haar, 6 – Chaloupecké rašeliniště, 7 – Myší kout, 8 – Uhliště, 9 – Malé jeřábí jezero, 10 – Buková dolina, 11 – Oceán, 12 – Pod Trousnickou skálou, 13 – Perninský vrch, 14 – Perninské rašeliniště, 15 – Smrčná, 16 – Pod Bludnou, 17 – Spáleniště, 18 – Pod Tetřeví horou, 19 – Vraky, 20 – Božídarské rašeliniště. Podkladová mapa © ČUZK.

moniliforme a *Batrachospermum vagum*. S klesající hladinou vody směrem k okraji vrchoviště přibývá zastoupení borovice bažinné (*Pinus x pseudopumilio*). Neprostupné porosty tzv. rašelinné kleče hostí typické vrchovištní druhy kyhanku sivolistou (*Andromeda polifolia*), klikvu bahenní (*Oxycoccus palustris*), šichu černou (*Empetrum nigrum*), velmi vzácně (přírodní rezervace Gründwaldské vřesoviště, Pod Jelení horou, Pod Novoveským vrchem) se vyskytuje (Váňa 1967) rojovník bahenní (*Ledum palustre*). Na vrchovišti Myší kout byla nově nalezena drobná orchidej bradáček srdčitý (*Listera cordata*). Na níže položených vrchovištích v přírodní rezervaci V rašelinách, v přírodní rezervaci Haar, v přírodní památce Na loučkách je rašelinná kleč nahrazena rodičovskou borovicí blatkou (*Pinus rotundata*). Některé vzácné druhy, jako bříza trpasličí (*Betula nana*) a ostřice chudokvětá (*Carex pauciflora*) stejně jako bříza karpatská (*Betula carpatica*) si oblibují borkováním narušené okraje vrchovišť. Takovými lokalitami jsou přírodní památka Přebuzské vřesoviště a národní přírodní rezervace Božídarské rašeliniště. Bohatě zastoupeným biotopem v depresích a po obvodu rašelinišť, na svahových pramenech a v deluviích jsou rašelinné lesy, zejména rašelinné

smrčiny (*Sphagno-Picetum*) s bezkolencem modrým (*Molinia caerulea*) a suchopýrem pochvatým (*Eriophorum vaginatum*).

Botanicky významným biotopem jsou také slatiniště a prameniště. Lokality s výskytem tučnice obecné (*Pinguicula vulgaris*), zdrojovky hladkosemenné a potoční (*Montia fontana*, *Montia halii*) se dosud počítají na desítky. Na bazických vývěrech v okolí čedičových elevacích v oblasti Klínovce najdeme rašeliník lesklý (*Sphagnum subnitens*), kropenáč vytrvalý (*Swertia perennis*), všivec bahenní (*Pedicularis palustris*), rozchodník huňatý (*Sedum villosum*) a ostřici šlahounovitou (*Carex chordorrhiza*). Velkou vzácností je populace prstnatce májového rašelinného (*Dactylorhiza majalis subsp. turfosa*) v národní přírodní rezervaci Božídarské rašeliniště.

Typické luční biotopy náhorní plošiny zastupují květnaté trojštětové louky (*Polygono-Trisetion*) s dominantami koprníkem štětinolistým (*Meumatham anticum*), rdesnem hadím kořenem (*Bistorta major*) a lipnicí Chaixovo (*Poa chaixii*). V okolí Jáchymova je častým a jinde roztroušeným druhem lilie cibulkonosná (*Lilium bulbiferum*), v oblasti Krásného lesa a Petrovic je hojný hvozdík lesní (*Dianthus sylvaticus*). Stanoviště mělkých půd od podhůří až po nejvyšší vrcholy porůstají krátkostébelné smilkové louky (*Violion caninae*). Jsou biotopem řady vzácných druhů jako je běloprstka bělavá (*Leucorchis albida*), vratička měsíční (*Botrychium lunaria*), vítod douškolistý (*Polygala serpyllifolia*) nebo prha arnika (*Arnica montana*). Bohaté lokality těchto druhů je možné nalézt i na rozvalinách zaniklých osad, obohacených vápennou maltou (J. Michálek in verb.). Květnaté trávníky na úbočích mezi Hroznětínem a Chomutovem hostí dosud řadu lokalit s výskytem prstnatce bezového (*Dactylorhiza sambucina*). K nejvýznamnějším z botanických lokalit patří přírodní památka Krásná lípa s reliktní populací koniklece otevřeného (*Pulsatilla patens*).

Při rozsáhlé důlní činnosti vzniklo množství stanovišť, které jsou postupně osidlovány specifickou vegetací sekundárních vřesovišť. Hlavní roli zde hrají vzácnější plavuníky (*Diphasiastrum spp.*), plavuňka zaplavovaná (*Lycopodiella inundata*) nebo vranec jedlový (*Huperzia selago*). K nejvýznamnějším lokalitám patří oblast Přebuze, Horní Blatné, Ryžovny a Flájí. Vytěžená hornina s vysokým obsahem kovů v haldách v okolí Kraslic a Jáchymova umožňuje existenci konkurenčně slabých petrikolních lišejníků jako *Acarosporasinopica* a *Rhizocarponridescens* (P. Uhlík in verb.). Specifickým stanovištěm jsou i důlní propady mající charakter propastí. Vlhké stinné mikroklima a dlouho vytrvávající sněhová pokrývka jsou optimální pro rozvoj vegetace vysokobylinných niv s druhy subalpínského stupně. Skalnaté srázy propadliny dolu Wolfgang v přírodní památce Vlčí jámy obnažují žílu mědi s porostem mechu měďovky Mielichhoferovy (*Mielichhoferia mielichhoferiana*), jediným v Česku.

2.4. Fauna

Území zahrnuje dva hlavní faunistické obvody – vlastní Krušné hory a Krušnohorské podhůří. Zachovalé listnaté lesy krušnohorského podhůří jsou refugiem původní zvířeny reprezentované lejskem malým (*Ficedula parva*), čápem černým (*Ciconia nigra*), holubem doupňákem (*Columba oenas*), netopýrem černým (*Barbastella barbastellus*), plchem velkým (*Glis glis*) a snad doposud přežívajícím plchem zahradním (*Eliomys quercinus*). V doubravách na úpatí hor se vyskytuje roháč obecný (*Lucanus cervus*). Ještě před několika lety byl v pralesovitých bučinách v národní přírodní rezervaci Jezerka zjištěn tesařík alpský (*Rosalia alpina*), obdobné biotopy vyhledávají i střevlík nepravidelný (*Carabus irregularis*), zdobenec zelenavý (*Gnorimus nobilis*) nebo kovařík fialový (*Limoniscus violaceus*). Reliktní charakter horských lesů v přírodní památce Domaslavické údolí indikuje výskyt vřetence horského (*Pseudofusulus varians*).

Pro úbočí hor jsou typická hluboká inverzní údolí horských bystřin. Jejich dnes převážně uniformní rybí obsádka je odrazem nešetrného rybářského obhospodařování. Zcela zde dominuje pstruh potoční (*Salmo trutta m. fario*), jen vzácně se vyskytuje vranka obecná (*Cottus gobio*) nebo mřenka mramorovaná (*Barbatula barbatula*). Výjimkami jsou říčka Svatava a Libocký potok s bohatými populacemi střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*) a mihule potoční (*Lampetra planeri*). Na písčitých jesepech Libockého potoka se vyvíjí larvy vážky páskovce kroužkovaného (*Cordulegaster boltonii*). Nejvýše položené potoky s rašelinou vodou bývají občas osazovány nepůvodním sivenem americkým (*Salvelinus fontinalis*). Vlhká hluboká údolí se sutěmi a porosty listnatých lesů jsou oblíbeným stanovištěm mloka skvrnitého (*Salamandra salamandra*), který je častější především ve východní části pohoří a pak kolem Oloví (Melichar, Zavadil, Matějů 2012).

Pro přirozené smrčiny náhorní planiny je typický výskyt druhů boreo-montáního nebo arkto-alpského rozšíření jako je kos horský (*Turdus torquatus*), křivka obecná (*Loxia curvirostra*), ořešník kropenatý (*Nucifraga caryocatactes*), kulíšek nejmenší (*Glaucidium passerinum*) nebo sýc rousný (*Aegolius funereus*). V okolí Přebuze donedávna přežíval i tetřev hlušec (*Tetrao urogallus*), nově zde byl zjištěn datlík tříprstý (*Picoides tridactylus*), dříve známý jen z masivu Klínovce.

Podmáčené a otevřené plochy na zalesněných imisních holinách s bohatou potravní základnou se staly dočasně optimálním biotopem tetřívka obecného (*Tetrao tetrix*) a skřivana lesního (*Lullula arborea*). Především k ochraně tetřívka proto byly vyhlášeny ptačí oblasti Novodomské rašeliniště – Kovářská a Východní Krušné hory.

Hodnotným biotopem jsou otevřené luční enklávy a vřesoviště se solitérními dřevinami a ruinami bývalých stavení. Typickou faunu těchto biotopů představuje ještěrka živorodá (*Zootoca vivipara*), zmije obecná (*Vipera berus*), chřástal polní (*Crex crex*), ťuhýk šedý (*Lanius excubitor*) nebo bramborníček hnědý

Obr. 10 – Vřesoviště na pozůstatcích sejpů po rýžování rud v údolí potoka Černá. Foto: P. Krása.

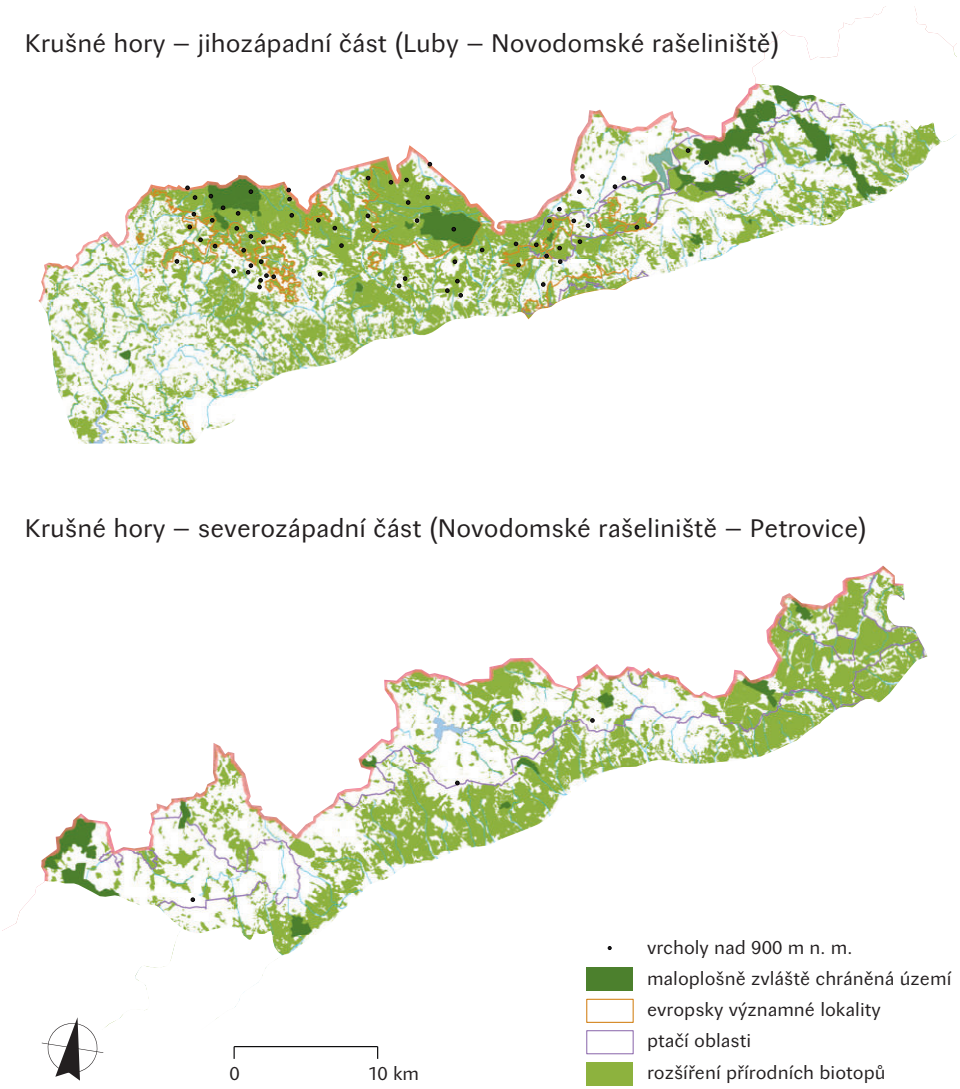
(*Saxicola rubetra*). Obnažené plochy sejpů na rýžovištích využívá k hnízdění bělořit šedý (*Oenanthe oenanthe*; obr. 10). Poměrně častým a místy i početným bahňákem je bekasína otavní (*Gallinago gallinago*). Naopak čím dál vzácnější jsou pozorování motáka pilicha (*Circus cyaneus*) v hnízdním období.

Na rozsáhlých horských vrchovištích s výskytem otevřených ploch je možné potkat specializované druhy motýlů – perleťovce severního (*Boloria aquilonaris*), žluťáska borůvkového (*Colias palaeno*) a modráska stříbroskvrnného (*Argiades optilete*). V rašelinných jezírcích se rozmnožuje šídlo rašelinné (*Aeshna subartica*) a lesklice severní (*Somatochlora arctica*). Nově zjištěným druhem těchto stanovišť pro Česko je klešťanka (*Sigara scotti*). Na jelení trus a rašelinné biotopy je vázaný i vzácný vodomil (*Cercyon alpinus*). Laggové partie vrchovišť jsou biotopem skrytě žijícího endemického poddruhu střevlíka Ménetriesova (*Carabus menetriesipacholei*) a mravence rašelinného (*Formica picea*). Takřka celé území Krušných hor, včetně biotopů rašelinišť, bylo v 80. letech minulého století asanováno plošnými postřiky insekticidy, čímž byla místní entomofauna významně postižena.

Významným biotopem v území jsou také drobné, většinou oligotrofní vodní nádrže. K rozmnožování je využívají početné populace obojživelníků, typickými druhy jsou čolek horský (*Triturus alpestris*), čolek obecný (*Triturus vulgaris*) a skokan hnědý (*Rana temporaria*). Oblast mezi Hraničnou a Luby tvoří východní hranici rozšíření západoevropského čolka hranatého (*Triturus*

helveticus). Vyskytuje se zde nehojně ale pravidelně v lesních kalužích a tůních. Jeho výskyt byl zjištěn poprvé na koupališti v Hraničné teprve v roce 1990. Neobhospodařované nádrže, například u Eduardu, Mlýnské nebo Rudného, hostí bohaté populace střevle potoční (*Phoxinus phoxinus*).

Specifickým předmětem zájmu zoologů jsou historická důlní díla poskytující útočiště zimujícím obratlovcům. Znovuobjevování zapomenutých štol



Obr. 11 – Chráněná území a vybrané formační skupiny přírodních biotopů na české části Krušných hor. Podkladová mapa © ČUZK, AOPK ČR. Krajské úřady.

a propadlin přináší množství údajů o výskytu a ekologii netopýrů v oblasti. Dnes nejvýznamnější krušnohorská lokalita, důl Mauritius u Hřebečné, byla z chiropterologického pohledu objevena až po roce 2000. Typické druhové složení místní chiropterofauny zahrnuje netopýra velkého (*Myotis myotis*), netopýra vodního (*Myotis daubentonii*) netopýra řasnatého (*Myotis nattereri*), netopýra ušatého (*Plecotus auritus*), netopýra vousatého (*Myotis mystacinus*) a jemu příbuzného netopýra Brandtova (*Myotis brandtii*). Nepočetnými, ale pravidelnými obyvateli podzemí jsou netopýr severní (*Eptesicus nilssonii*) a netopýr velkouchý (*Myotis bechsteinii*; Tájek a kol. 2011).

V minulosti bylo pohoří známé výskytem velkých šelem. V kronice města Nejdek se uvádí, že např. v roce 1607 během kruté zimy sežrali vlci hodně lidí v okolí, roku 1632 dokonce hajného u Abertam. Poslední výskyt vlka obecného (*Canis lupus*) byl zaznamenán v roce 1825, poslední výskyt medvěda hnědého (*Ursus arctos*) je dokladován z Horního Hradu v roce 1610. Nejčerstvějšími epizodami z historie výskytu velkých šelem je návrat rysa ostrovida (*Lynx lynx*) na počátku 90. let minulého století a od roku 2012 opakovaná pozorování vlků obecných (*Canis lupus*).

Problematice flóry, fauny a ochrany přírody západních Krušných hor se dlouhodoběji a podrobněji věnuje regionální sborník Přírody Kraslicka (Hejkal, Havalová, Michálek, eds. 2007; Hejkal a kol., eds. 2009, 2011), který v této oblasti publikuje nové poznatky, originální studie a průzkumy.

2.5. Závěry

Kapitola přináší pohled ekologů a ochránců přírody na krajinu Krušných hor. Představuje geologické procesy, které vytvořily základ hor a ovlivnily krajinný vývoj hor. Všímá si historických souvislostí, vývoje osídlení, zejména dlouhodobého působení hornictví, které po staletí využívalo pestré horninové bohatství hor. Právě hornictví a vůbec činnost lidí spolu s horským klimatem jsou jedním z nejpodstatnějších činitelů soudobé podoby krajiny Krušných hor. Kapitola představuje pestrost živé a neživé přírody a zaměřuje se na strukturu typických rostlinných biotopů pohoří a významných zástupců fauny a flóry. Důraz je kladen na významné prvky v krajině, biotopy vázané na hornickou činnost a na vzácné a ohrožené druhy rostlin a živočichů. Závěrem je prezentována mapa chráněných území a vybraných formačních skupin přírodních biotopů na české části Krušných hor (obr. 11).

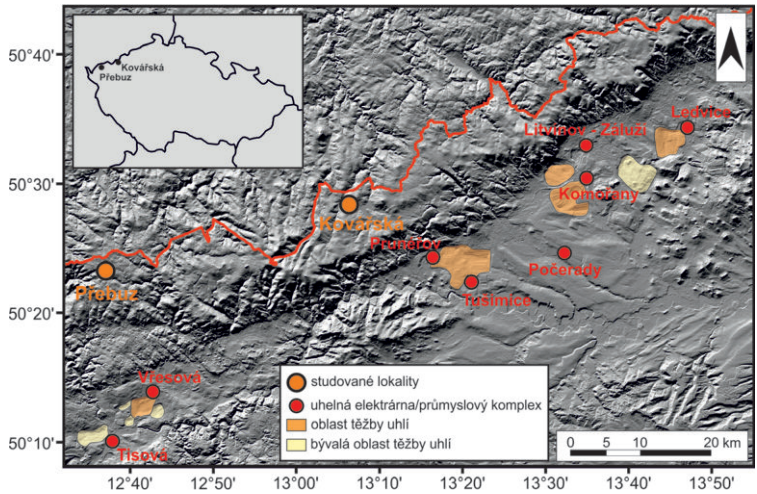
3. Historie antropogenní zátěže v Krušných horách ve druhé polovině 20. století a její vliv na stav tamních lesů

Kapitola podává vysvětlení historických, socioekonomických a klimatických souvislostí příčin antropogenního zatížení Krušných hor, představuje historii jejich imisního zatížení v kontextu okolních oblastí a socioekonomických změn. Dále dává přehled důsledků imisního zatížení porostů pro lesní hospodářství a popisuje etapy vývoje kalamitní situace v Krušnohorských lesích.

3.1. Příčiny antropogenní zátěže v Krušných horách: historické, socioekonomické a klimatické souvislosti

Na jižním úbočí Krušných hor se nacházejí tři nejrozsáhlejší hnědouhelná ložiska v Česku – Chebská a Sokolovská pánev na západě a Severočeská hnědouhelná pánev ve východním Podkrušnohoří (obr. 12). Chebská uhelná pánev se netěží s ohledem na minerální vody lázeňských center. Hnědé uhlí je těženo především v Severočeské hnědouhelné pánvi, která je v Česku největší a má tři části – chomutovskou, mosteckou a teplickou a pak v Sokolovské pánvi, kde se těží asi třetina uhlí oproti dolům v Severočeské pánvi (Kurka 2015). Těžba hnědého uhlí je zde v povrchových dolech (přehled viz Vráblíková, Seják, Vráblík 2008b). Navíc se v oblasti Krušných hor nachází velká řada ložisek důležitých

Obr. 12 – Ložiska hnědého uhlí na úbočí Krušných hor. Uhlí se těží jen v Severočeské a Sokolovské pánvi v povrchových dolech. Zdroj: Otčenášek 2006.



Obr. 13 – Lokalizace hnědouhelných dolů (oranžově) a hlavních zdrojů vzdušného znečištění elektráren nebo průmyslových komplexů (červená kolečka) pro Krušné hory. Dvě studovaná území v západních (WE – Přebuz) a středních (CE – Kovářská) Krušných horách. Zdroj: Mišurec a kol. (2016).

rud a minerálů, které byly předmětem hornických aktivit již od středověku. V návaznosti na dostupnost obou surovin, rud a hnědého uhlí, se v oblasti Podkrušnohoří budovaly první větší průmyslové komplexy od druhé poloviny 19. století.

Nevyspělé technologie měly dopad na životní prostředí a stav vegetace v dané oblasti již od počátku těžební činnosti ve 14. století. Ve studii Šrámek a kol. (2015a) je uveden detailní přehled imisního zatížení Krušných hor a poškození tamních lesních porostů, včetně příkladů z doby před průmyslovou revolucí a po ní. Imisní poškození lesních porostů bylo patrné již v první polovině 20. století (přehled viz Šrámek a kol. 2015a). Po druhé světové válce však začalo období, kdy důlní a průmyslová činnost v blízkém okolí Krušných hor měla bezprecedentní dopad na životní prostředí Krušných hor a stav tamních lesních porostů. Socialistické Československo začalo budovat průmysl a rozšířilo důlní činnost i výrobu elektrické energie, nicméně s technologiemi bez ohledů na životní prostředí. V blízkosti hnědouhelných dolů (obr. 13) započala od 50. let 20. století masivní výstavba hnědouhelných elektráren a dalších průmyslových komplexů, které byly postupně uvedeny do provozu v období od konce 50. do 70. let 20. století. Zásadní bylo vystavění vysokých komínů u elektráren v 70. letech 20. století, které vynesly exhalace mimo lokality elektráren a zapříčinily destrukci lesních porostů v Krušných horách; nejednalo se jen o exhalace z tehdejšího Československa, ale též ve značném rozsahu o exhalace z tehdejší Německé demokratické republiky (lokalita Schwarze Pumpe).

Klínovec přitom působil jako skutečný klín v Krušných horách a odděloval relativně málo zasažené území Karlovarska od severnějších částí hor, které byly nejsilněji zasaženy a zcela odlesněny. Celá severočeská lokalita tak dostala již koncem 70. let nechvalně známý název *„Black Triangle“* – Černý trojúhelník.

V současné době jsou stále v provozu tepelné elektrárny např. Tisová, Vřesová, Prunéřov, Tušimice, Počerady, Komořany, Litvínov-Záluží a Ledvice (lokalizace na obr. 13), podle ČEZ (2016). Velkoplošné, narůstající emise měly vliv na stav vegetace – výrazné škody na lesních porostech byly zaznamenány již v roce 1947 (Šrámek a kol. 2015a). Na obrázku 13 je též patrna lokalizace dvou námi studovaných území v oblasti západních Krušných hor (Přebuz) a centrálních Krušných hor (Kovářská).

Též je třeba zmínit klimatické podmínky. Krušnohorská soustava se nachází v mírném vlhkém kontinentálním pásu, s převládajícím prouděním západního větru (Vráblíková, Seják, Vráblík 2008a). Převládající směr proudění větru podmiňoval vznik gradientu vzdušného znečištění, který přinášel imise od zdrojů emisí – především elektráren spalujícím hnědé uhlí. Tento gradient imisní zátěže se pak projevil méně zatíženou západní oblastí a více zatíženou oblastí středních a východních Krušných hor. Variabilita počasí v Krušných horách je ovlivňována oceánem ze západní strany a kontinentem z východní strany. Hřebeny Krušných hor spadají podle Quittovy klimatické klasifikace do chladné oblasti, která je charakteristická krátkým až velmi krátkým, mírně chladným, vlhkým až velmi vlhkým létem a dlouhým přechodným obdobím s chladným jarem a mírně chladným podzimem, dlouhou až velmi dlouhou zimou a dlouhým až velmi dlouhým trváním sněhové pokrývky (Panajotovová 2010). Období s průměrnou teplotou menší než 10 °C trvá zhruba 140 dní, ve hřebenových oblastech do 120 dní. Průměrný roční počet srážek je 800–1 200 mm. Vlivem odlišného proudění se v pánvích velmi často vyskytují inverze.

Před vypuknutím imisní kalamity v Krušných horách byly lesní porosty ničeny především větrem a námrazou, ale interakce klimatických faktorů s vlivem znečišťujících látek zvýšila zátěž lesních porostů. I v současné době je potřeba počítat s nabývajícím významem poškození námrazou a bořivých větrů především ve starších porostech (Slodičák a kol. 2007). V současné době hrají velkou roli meteorologické faktory, které souvisejí s projevy klimatické změny, jako je častější výskyt pozdních nebo časných mrazů, teplotní výkyvy, delší a častěji se vyskytující vlny veder a sucha. Tyto stresové faktory pak způsobují nepříznivé fyziologické procesy u dřevin, jako např. zimní transpirace dřevin a narušení zásobování dřevin vodou vedoucí k desikaci (vysychání; Slodičák a kol. 2007).

Z hlediska vlivu vzdušného znečištění na stav lesních porostů v Krušných horách je podstatná i kombinace vlivu imisí s extrémními meteorologickými podmínkami, jako jsou epizody teplotní inverze v zimních měsících. To se například projevilo v letech 1995 a 1996 (Šrámek a kol. 2015a). Na zdravotní stav lesních porostů v Krušných horách mělo vliv i nerovnoměrné rozložení imisní zátěže v celém pohoří. Díky lokalizaci hlavních zdrojů znečištění a převládajícímu

směru vzdušného proudění od severozápadu se vytvořil v Krušných horách imisní gradient, jak bude popsáno v následující podkapitole.

Znečišťující látky vypuštěné do atmosféry (emise) díky různé lidské činnosti jsou pak unášeny a ovlivňují ekosystémy i ve značných vzdálenostech jako imise. K hlavním imisním polutantům s okyselujícím vlivem byl v Krušných horách oxid siřičitý SO_2 a oxidy dusíku NO_x. U imisí a zejména atmosférických depozic dusíku je zároveň nutné zmínit jejich výživový efekt (dusík je základní živinou podporující růst rostlin), který může podporovat eutrofizaci a vést ke zvyšování nerovnováhy v zastoupení a poměru živin v lesních půdách a ve výživě porostů (např. Hédl 2004).

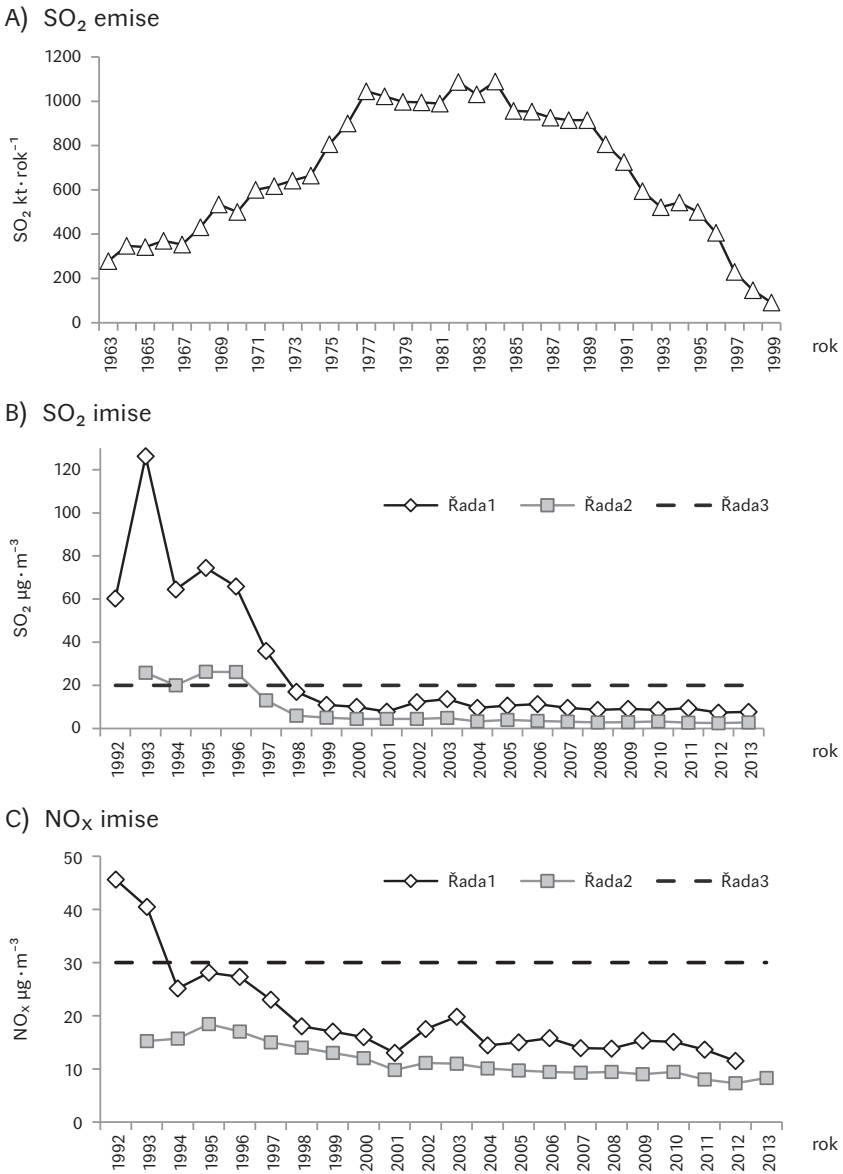
Ale i další polutanty měly svůj významný vliv, a to především fluor produkovaný sklárnami a chemickým průmyslem a také přízemní, troposférický ozón. Přízemní ozón vzniká fotochemickými reakcemi v atmosféře za spolupůsobení ultrafialového záření, hlavními prekurzory pro vznik ozónu jsou oxidy dusíku. Za slunných dnů jsou proto ekosystémy ve vyšších nadmořských výškách vystaveny obvykle vyšším koncentracím ozónu. Vzhledem k probíhající klimatické změně lze očekávat zvýšené riziko výskytu ozónu především v horských lesních (Matyssek, Sandermann 2003; Matyssek a kol. 2010).

3.2. Historie antropogenní zátěže v Krušných horách od druhé poloviny 20. století do současnosti

Z hlediska životního prostředí bylo pro stav lesů v Krušných horách nejdůležitějším faktorem vzdušné znečištění produkované zejména výše zmíněnými tepelnými elektrárnami a průmyslovými provozy z velké většiny bez odsiřovacích zařízení (Valášek 1998). Spalované severočeské uhlí obsahovalo relativně vysoký podíl síry (1–15 %; Moldan, Schnoor 1992), hlavním polutantem byl proto oxid siřičitý SO_2.

Znečištění SO_2 však nemělo jen dopad lokální, ale i velkoplošně regionální či kontinentální. V evropském měřítku byla jedním z nejvýznamnějších producentů znečištění oblast tzv. Černého trojúhelníku ležící v hraniční oblasti Česka, Německa a Polska, kam patří i Krušnohoří (Valášek 1998). Souběžně s kulminací těžby uhlí na počátku 80. let dosáhlo i vzdušné znečištění v oblasti Severních Čech a Krušných hor svého maxima. V průběhu let 1975–1990 byly v severních Čechách zaznamenány celkové roční emise SO_2 přes 800 kilotun (kt), s nejvyšší hodnotou 1 089 kt/rok v roce 1984 (obr. 14A; data převzata z ČHMÚ).

Po roce 1989 došlo k postupné transformaci od centrálně plánované ekonomiky k ekonomice tržní a zároveň začalo být více pozornosti věnováno životnímu prostředí. S omezováním těžby uhlí a odsiřováním uhelných elektráren bylo v tehdejším Československu započato zhruba se třicetiletým zpožděním oproti západoevropským zemím, které v minulosti také významně uhlí

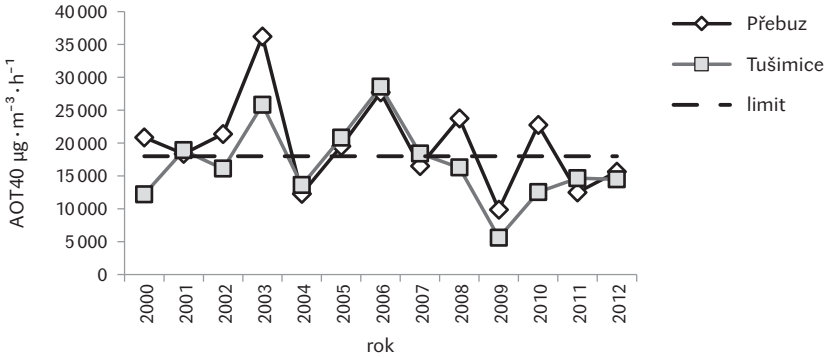


Obr. 14 – Historie emisní a imisní situace v severních Čechách a Krušných horách. A – průměrné hodnoty emisí SO_2 v severních Čechách (1963–1999), data ČHMÚ; B – koncentrace SO_2; C – NOx (1992–2013) na meteorologických stanicích přilehlých studovaným územím: střední Krušné hory jsou prezentovány daty ze stanice Měděnec (kosočtverce), západní Krušné hory ze stanice Přebuz (čtverečky). Data o koncentraci znečištění jsou převzata z ČHMÚ (2016): Mezní hodnoty podle české normy na ochranu ovzduší, ekosystémů a vegetace: 350/2002 Sb., 597/2006 Sb., 201/2012 Sb. – přerušovaná černá čára.

využívaly, jako Spojené království, Německo, Belgie či Francie (Kurka 2015). S odsiřováním severočeských elektráren bylo započato v roce 1993 a do konce roku 1998 vedlo ke snížení emisí na desetinu nejvyšších hodnot, tj. méně než 100 tun/rok (obr. 14A). Během deseti let, od roku 1993 do 2003, došlo po výstavbě a uvedení odsíření na všech elektrárnách společnosti ČEZ ke snížení emisí SO_2 z původního množství 719 149 tun na 58 346 tun (ČHMÚ). Za tímto úspěchem stojí socioekonomické změny, především legislativní opatření vyvolaná vládou v rámci naplnění dohod pro snížení emisí pro přístup do EU v 90. letech. Zásadní podíl v tomto měl projekt PHARE, který zahrnoval všechny tři země Černého trojúhelníku (tehdejší Československo, Německo a Polsko) spolu s Evropskou unií. Podle údajů Českého hydrometeorologického ústavu (ČHMÚ) byly imise SO_2 v roce 2013 o 94 % nižší než v roce 1990 a o 54 % nižší než v roce 2000 (Šrámek a kol. 2015a).

Díky převládajícím severozápadním větrům se emise dostávaly na hřebeny Krušných hor v gradientu, kdy se zátěž stupňovala od západní části směrem k centrálnímu a východnímu Krušnohoří. Ještě na počátku 90. let byly imise významně vyšší ve středních Krušných horách ve srovnání se západními (obr. 14B, data ČHMÚ). Podrobný časový vývoj tohoto imisního gradientu je popsán na základě online dat ČHMÚ pro období 1992–2013, která zachycují důležitý moment odsíření severočeských uhelných provozů a pokrývají období, kdy byl prováděn výzkum zdravotního stavu lesních porostů v Krušných horách týmem prof. Jany Albrechtové prezentovaný v této knize. Nejvyšší hodnoty imisí za sledované období 1992–2013 byly zaznamenány v roce 1993, kdy ve středním Krušnohoří na stanici Měděnec dosáhly průměrné roční koncentrace SO_2 126 $\mu g \cdot m^{-3}$, zatímco v západním Krušnohoří na stanici Přebuz byla průměrná roční koncentrace pouze 25,8 $\mu g \cdot m^{-3}$ (data ČHMÚ). Ve střední části Krušných hor tak byla více než šestkrát překročena hodnota imisního limitu pro ochranu ekosystémů a vegetace 20 $\mu g \cdot m^{-3}$, která je však stanovena jako průměr za zimní období (1. 10. – 31. 3.), kdy jsou koncentrace oxidu siřičitého v ovzduší obvykle vyšší (nařízení vlády ČR 350/2002 Sb., UNECE, IUFRO). Pokles imisí byl tedy výraznější ve východním Krušnohoří, kde se koncentrace kyselých iontů v mlze snížila mezi roky 1992 a 2002 o 60–90 % (Zimmermann, Zimmermann 2002). Mezi roky 1997–1998 koncentrace SO_2 v ovzduší průkazně klesala v obou krušnohorských oblastech a ustálila se pod mezní hodnotou 20 $\mu g \cdot m^{-3}$. Ačkoliv jsou na obou územích dnes koncentrace SO_2 trvale nižší, než určují předepsané limity, díky povětrnostním podmínkám gradient v jejich výši přetrvává: ve středních Krušných horách je koncentrace SO_2 přibližně dvojnásobná ve srovnání se západními Krušnými horami. Například hodnoty koncentrací SO_2 v roce 2013 byly 2,8 a 7,7 $\mu g \cdot m^{-3}$ v západních a středních Krušných horách. Další příklady gradientu imisní zátěže v Krušných horách je možno nalézt ve studii Šrámek a kol. (2015a).

Ačkoliv přímé imisní znečištění již není hlavním faktorem ovlivňujícím zdravotní stav lesních porostů, vliv acidifikujících depozic v Krušných horách



Obr. 15 – Trend roční charakteristiky AOT40 přízemního ozónu v Krušných horách (Přebuz) a Podkrušnohoří (Tušimice) v letech 2000–2012. Černá přerušovaná linie znázorňuje imisní limit pro ochranu vegetace pro O_3 je 18 000 $\mu g \cdot m^{-3} \cdot h^{-1}$. Data z ČHMÚ.

přetrvává. V současnosti hrají větší roli depozice dusíku ve formě amonných a nitrátových iontů (Šrámek a kol. 2015a). V průběhu let 1992–2013 byl také pozorován pokles koncentrací oxidů dusíku a od roku 1994 byly hodnoty na obou sledovaných územích KH pod mezními hodnotami (obr. 14C) podle české normy na ochranu ovzduší, ekosystémů a vegetace 350/2002 Sb.; 597/2006 Sb.; 201/2012 Sb. Podle Zprávy o životním prostředí Česka za rok 2013 (Cikánková a kol. 2014) se v Česku snížily emise okyselujících látek v letech 2000–2013 o 31,3 %, přičemž největší pokles byl zaznamenán u emisí NO_x o 37,3 %, emise SO_2 poklesly o 37,7 % a NH_3 o 12,7 % (Šrámek a kol. 2015a). Emise dusíku se od roku 2005 již jeví jako poměrně stabilní, ale v blízké budoucnosti není zřejmě možné očekávat jejich výraznější snížení (Šrámek a kol. 2015a). Naopak pokud nedojde k cílenému omezování emisí v širokém spektru lidské činnosti od zemědělství po průmysl a dopravu, mohou se emise oxidů dusíku do roku 2050 podle studie Davidsona a Kantera (2014) dokonce zdvojnásobit.

Dalším významným polutantem, který nabývá důležitosti v současnosti je troposférický ozón. Na obrázku 15 jsou uvedeny hodnoty pro Přebuz v západních Krušných horách a pro srovnání byly použity koncentrace v Podkrušnohoří v Tušimicích. Roční chod průměrných měsíčních koncentrací O_3 (maximální 8hodinový klouzavý průměr za daný měsíc) je charakterizován nárůstem koncentrací v jarních a letních měsících z důvodu příznivých meteorologických podmínek pro vznik O_3, jako je vysoká intenzita slunečního záření, vysoké teploty a nízká vlhkost vzduchu (ČHMÚ 2014). Pro hodnocení ochrany vegetace před nadměrnými koncentracemi ozónu využívá národní legislativa ve shodě s příslušnou směrnicí EU expoziční index AOT40. Kumulativní expozice ozónem AOT40 je stanovena jako suma diferencí mezi hodinovou koncentrací ozónu a prahovou úrovní 80 $\mu g \cdot m^{-3}$ (= 40 ppb) pro každou hodinu, kdy byla překročena tato prahová hodnota. Podle požadavků nařízení vlády

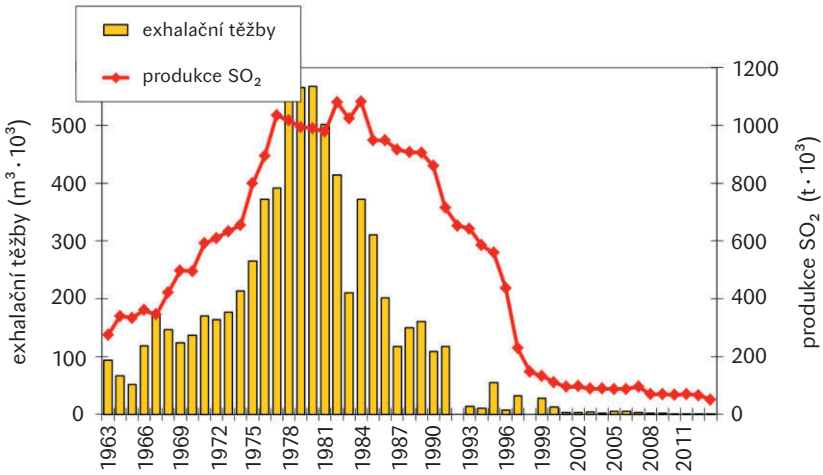
č. 597/2006 Sb., se AOT40 počítá pro období tří měsíců od května do července pro hodiny slunečního svitu – tedy mezi 8:00 a 20:00 SEČ (ČHMÚ 2013).

Trend AOT40 měl na Přebuzi i v Tušimicích od roku 2000 klesající tendenci, ze které se vymykaly roky 2003 a 2006 (obr. 15), jež byly charakteristické příznivými podmínkami pro vznik přízemního O_3 (Sicard, Dalstein-Richier, Vas 2011; ČHMÚ 2014), klesá i produkce prekurzorů ozónu. Vzhledem k tomu, že je možné v souvislosti s probíhající klimatickou změnou očekávat častější výskyt příznivých meteorologických podmínek pro vznik O_3, jako je vysoká intenzita slunečního záření, vysoké teploty a nízká vlhkost vzduchu (ČHMÚ 2014b), je pravděpodobné, že ozón zůstane rizikovým polutantem i pro lesy v Krušných horách. Nicméně potenciální vliv klimatických změn na další faktory v horských podmínkách (vlhkost vzduchu, podíl ultrafialového záření) není jasný.

3.3. Vývoj stavu lesních porostů v Krušných horách od druhé poloviny 20. století do současnosti

Vývoj stavu krušnohorských lesních porostů byl ve druhé polovině 20. století významně ovlivněn právě vývojem imisní zátěže. K přímému imisnímu poškození porostů docházelo nepravidelně většinou se zimními inverzními situacemi (Šrámek a kol. 2015a). Výsledkem bylo velkoplošné poškození převážně smrkových porostů. Vývoj poškození Krušnohorských porostů lze rozdělit do čtyř etap (Krečmer a kol. 1999).

1. První etapa 1947–1965: Zvýšení imisí mělo zpočátku za důsledek především narůstající výskyt souší stromů a nastupující úbytek starších ročníků smrkového jehličí. Celkové oslabení kulturních lesních ekosystémů v důsledku zvýšené imisní zátěže se projevilo i opakovanými kůrovcovými kalamitami v letech 1950 a 1963–1965 či přemnožením do té doby druhořadého škůdce obaleče modřínového. V této době existovalo málo zkušeností s porosty poškozenými imisemi a při obnově lesa zůstával cílovou dřevinou převážně smrk ztepilý. V roce 1958 byla v Krušných horách založena monitorovací síť trvalých ploch pro zjišťování stupně poškození jednotlivých stromů a vývoje přírůstu, což umožnilo sledovat vývoj poškození lesních porostů, zvýšenou mortalitu stromů a produkční ztráty v důsledku působení imisí.
2. Druhá etapa 1966–1977: V tomto období zesiloval negativní vliv imisí. Mortalita smrku ztepilého se zvyšovala, čímž docházelo k řídnutí porostů a místy i k plošnému odumírání částí starších smrkových porostů. Oproti první etapě narostl objem těžeb v ročním průměru trojnásobně. Intenzivní těžba způsobila řídnutí zápoje, což umožnilo větší pronikání znečištěného ovzduší do porostů a příjem vyšších dávek škodlivin. To vedlo k dalšímu nárůstu poškození a nevhodným podmínkám pro obnovu lesa. Koncem této etapy bylo imisemi dotčeno již 90 000 ha. Kalamitní těžba (velkoplošné holosečné kácení poškozených porostů) byla uplatňována v neobvykle velkém měřítku.



Obr. 16 – Vývoj emisí oxidu siřičitého v severozápadních Čechách a úrovně exhalačních těžeb v Krušných horách v období 1963–2013 (dle údajů ČHMÚ a VÚLHM). Zdroj: Šrámek a kol. 2015a.

Jak pro stav stávajících porostů, tak pro obnovu lesa hrálo podstatnou roli synergické působení bioklimatických i půdních faktorů prostředí holin spolu s polutanty, jejichž účinky se znásobovaly při stejných koncentracích. Dobře je patrná souvislost mezi emisemi oxidu siřičitého v severozápadních Čechách a intenzitou exhalačních těžeb v Krušných horách do této doby (obr. 16, Šrámek a kol. 2015c). Pro obnovu lesa začaly být využívány i náhradní pionýrské dřeviny (bříza, jeřáb) nebo jehličnaté exoty, o kterých se předpokládalo, že budou k imisím odolnější (např. smrk pichlavý), což ale další vývoj neprokázal. V roce 1967 bylo v poškozených porostech poprvé testováno vápnění, které však našlo širší uplatnění až v následující etapě.

3. Třetí etapa 1978–1987: Ve třetí etapě došlo ke kulminaci imisí i imisních škod, které vedly až k ekologické katastrofě, o které se v té době z politických důvodů nehovořilo a která se rozšířila na západ až ke Klínovci. Koncentrace SO_2 dosáhla trojnásobku a objem těžby šestinásobku etapy 1. Pokles plochy lesních porostů byl v letech 1977–1987 o více než 20 % a průměrná defoliace v roce 1986 dosahovala 31,8 % v Krušných horách (průměr za Česko byl 18 % – ze zdrojů VÚLHM).
   Ve snaze vytěžit, co ještě nepodlehlo zkáze (60 000 ha), a díky nevhodné obnově dochází k nepřímým škodám (mrazové kotliny, přemnožení podružných škůdců: obaleč modřínový, píďalka zhoubná, bázlivec olšový, myšovití). V náhradních porostech se místy objevily i výraznější škody působené václavkou. Teprve v 80. letech se začínalo využívat poznatků z výzkumu k obnově lesa a brát v úvahu jiné funkce lesa, než jen produkci dřeva – začalo

se s ochranou genofondu místně přizpůsobených ekotypů dřevin (Krečmer a kol. 1999).

Třetí etapa je spojena s poměrně intenzivním vápněním lesních porostů Krušných hor. V letech 1978–1983 šlo především o pozemní aplikace na holinách a v zakládaných kulturách náhradních porostů, často v kombinaci s mechanickou přípravou půdy. Celkem bylo tímto způsobem ošetřeno 17 680 ha lesů (Kubelka, Hetze 1992). Od roku 1984 do roku 1991 pak bylo vápnění prováděno převážně letecky a aplikace byly směrovány i do mlazin a vzrostlých porostů, používán byl především dolomitický vápenec. V této fázi bylo ošetřeno ca 44 400 ha lesních porostů Krušných hor. Po roce 1991 bylo vápnění zastaveno, vzhledem k dobrému zdravotnímu stavu a postupné regeneraci lesních porostů.

4. Čtvrtá etapa 1988–2000: Ve zpravodaji MŽP z roku 1999 (Krečmer a kol. 1999) byla definována jako 1988 – dosud, nicméně z hlediska dnešního vývoje můžeme hovořit o jejím ukončení ke konci 20. století. Od roku 1988 nastal útlum imisní zátěže a též útlum vytěžení poškozených porostů (obr. 15, Šrámek a kol. 2014). Ještě v 90. letech bylo pozorováno velkoplošné poškození: po zimě 1993/1994 poškození 5 000 ha, dva roky na to díky inverzní situaci a měsíčnímu průměru koncentrací SO_2 překračující roční koncentraci SO_2 o 100–485 % (v průměru celé zimy o 350–310 %) nastává opět výraznější poškození 30 000 ha lesa (Krečmer a kol. 1999). V roce 1995 dosahovala defoliace v Krušných horách 43 % (průměr za Česko 31,7 %; Lomský, Lochman, Šrámek 2003). Díky poklesu imisí a odsíření většiny tepelných elektráren v první polovině 90. let a příznivějším povětrnostním podmínkám se dostavil pozitivní vliv na regeneraci porostů. V jedné naší studii (Soukupová, Rock, Albrechtová 2001) jsme srovnávali fyziologický stav dvou sousedních asi 20letých porostů smrku ztepilého a smrku pichlavého s použitím celé řady metod – anatomických, histochemických detekcí, ukládání fenolických látek, ligninu, obsahu fotosyntetických pigmentů i spektrálních analýz listoví – nenalezli jsme žádný rozdíl v poškození jehlic obou druhů. Tedy už tehdy bylo zřejmé, že oproti očekávání, smrk pichlavý není odolnější vůči exhalacím. To se pak projevilo v následných letech náchylností k napadení houbou kloubnatkou smrkovou (*Gemmamyces piceae*; Pešková, Soukup 2013).

Současnost je charakterizována příznivou emisní situací oxidů síry a dusíku. Nejvýznamnější atmosférickou imisní látkou je přízemní ozón, nicméně i jeho celkový trend je klesající (obr. 15). Atmosférické depozice síry také výrazně poklesly, avšak depozice dusíku je hlavním negativním antropogenním faktorem, který ovlivňuje a bude ovlivňovat lesní půdy a jejich prostřednictvím i výživu a vitalitu lesních porostů (Šrámek a kol. 2015a, b). Acidifikace půd je větším problémem právě v západním Krušnohoří, kde převládají chudé půdy na přirozeně kyselých horninách s velmi nízkými obsahy bazických živin (Šrámek a kol. 2015a, b). Ve východním Krušnohoří pak může narůstat

depozice dusíku v souvislosti se zvyšující se záchytnou plochou porostů odrůstajících na zalesněných bývalých imisních holinách (Šrámek a kol. 2015a, b). Koncem 90. let 20. století se právě kvůli narušeným vlastnostem lesních půd projevilo v některých částech žloutnutí smrkových porostů, které vedlo místy až k mortalitě jednotlivých stromů a porostních skupin. Na základě usnesení vlády 532/2000 bylo obnoveno vápnění lesních porostů s cílem dodání vápníku a hořčíku na acidifikované lokality. Celkem bylo v letech 2000–2010 v Krušných horách povápněno ca 33 400 ha. V sousedním Sasku, kde bylo systematické vápnění obnoveno po poslední imisní epizodě v roce 1996, bylo za stejné období povápněno více než 160 000 ha lesů. Za druhotný důsledek imisní zátěže Krušných hor lze považovat masivní infekci houbou kloubnatkou smrkovou (*Gemmamyces piceae*) na náhradních porostech smrku pichlavého, jejíž počátek byl registrován v severovýchodním Krušnohoří v roce 2008 (Pešková, Soukup 2013). Smrk ztepilý zatím ve větší míře zasažen není (Pešková, Soukup 2015), problematice je věnováno více pozornosti v kapitole 5.

3.4. Závěry

Krušné hory byly po staletí vystaveny silnému antropogennímu tlaku již od středověku, spojeného s důlní činností. Ve druhé polovině 20. století nastala expanze spalování hnědého uhlí a budování průmyslových komplexů, což vedlo k extrémním emisím především oxidu siřičitého, ale i oxidů dusíku. Lesy byly silně poškozeny a porosty smrku ztepilého sloužily jako ukázka jevu odumírání lesa. Ani náhradní porosty smrku pichlavého se neosvědčily – oproti předpokladu neprokázaly větší odolnost vůči exhalacím, a navíc se ukázaly náchylné k infekci houbou kloubnatkou smrkovou. Koncentrace ozónu v oblasti Krušných hor mají klesající tendenci, ale mohou se vyskytovat roky s nadlimitními hodnotami pro poškození vegetace. Přetrvávající depozice dusíku může vést k výživovým nerovnováhám (nedostatku bazických kationtů a fosforu) v lesních půdách v Krušných horách (Šrámek a kol. 2015a, b). Je zřejmé, že v současnosti je určujícím negativním faktorem acidifikace půd, která nadále přetrvává a díky geologickému podloží je situace méně příznivá v oblasti západního Krušnohoří (více kapitoly 8, 18, 19 a 24).

Pro preventivní opatření je nezbytná znalost vlivu antropogenního znečištění a povětrnostních bioklimatických podmínek. Znalosti získané ze specifické situace v Krušnohoří je možné aplikovat na ekologické katastrofy způsobené změnou klimatu v interakci s nepříznivými antropogenními faktory. Krušné hory v mnoha ohledech mohu sloužit jako modelové území pro vyhodnocení antropogenních vlivů, a především kyselého znečištění na horské lesní porosty.

4. Dlouhodobý vývoj využití půdy a jeho hybné síly v modelových územích Přebuz a Kovářská

Hlavním předmětem zájmu ve sledovaných územích v Krušných horách (Přebuz a Kovářská – jejich vymezení pro tuto kapitolu na obrázku 17) jsou lesní porosty v období od 80. let minulého století. Vývoj jejich stavu a rozlohy je ale nutné posuzovat v kontextu delšího časového období a také v kontextu vývoje dalších kategorií využití půdy. V různých obdobích měly na lesy vliv rozdílné faktory (hybné síly), zejména socioekonomické, ale také přírodní.

4.1. Dosavadní vývoj

Obě studovaná území mají svou historii sahající do středověku spojenou s hornictvím. Město Přebuz (něm. Frühbuß) se nachází v okrese Sokolov, kraj Karlovarský, v nadmořské výšce 886 m n. m. Přebuz byla založena v místech s bohatými nálezy cínu, nejspíše ve 14. století – udává se rok 1347 (Rojík 2000). Rojík (2000) dále uvádí, že Mathesius roku 1564 zaznamenal, že již v roce 1400 bylo hornictví v Přebuzi v plném rozkvětu. Roku 1553 byla Přebuz povýšena na horní městečko a hornictví nabývalo svého rozmachu. V roce 1556 byl dokonce v Přebuzi zřízen šlechtickým rodem Šliků horní úřad pro kontrolu báňských aktivit. V důsledku třicetileté války (1618–1648) pak docházelo k pozvolnému úpadku dolování. Oživení nastalo v období 1698–1760, kdy hornictví v Přebuzi dosáhlo největšího rozmachu. Poté nastal útlum a v 19. století byly podnikány marné pokusy o obnovení těžby cínu. K jejímu výraznějšímu rozvoji došlo až před druhou světovou válkou, v roce 1933. Je třeba zmínit, že v tomto období město mělo téměř 3 000 obyvatel, většinou německé národnosti. Německá říše potřebovala cín k válečným a průmyslovým účelům a ruda byla těžena a zpracovávána nepřetržitě až do konce války v květnu 1945. Po skončení války nastal odsun sudetských Němců a zcela radikálně se snížil počet obyvatel a v jeho důsledku i využívání půdy v okolí města. Důlní činnost byla ukončena a doly zlikvidovány po roce 1946 (Rojík 2000). Dne 22. června 2007 byl obci vrácen status města. Dnes je Přebuz bez průmyslové či důlní činnosti, především rekreační a turistické středisko. Město a okolí byly vyhlášeny v roce 2012 přírodním parkem Přebuz o rozloze 9 859 ha. Jediným městem v přírodním

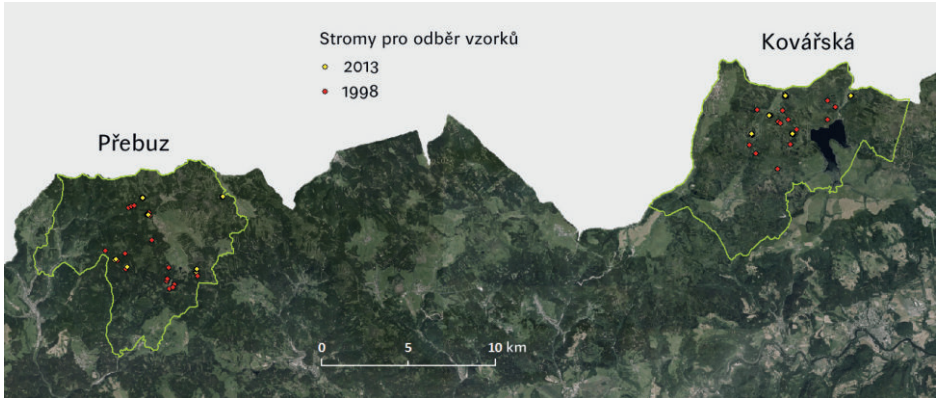
parku je Přebuz, která byla svým počtem obyvatel 75 (údaj k 1. 1. 2012) nejmenším městem v Česku (ČSÚ 2012).

Městys Kovářská (německy *Schmiedeberg* – v překladu Kovářský vrch; Profous 1957) se nachází v okrese Chomutov v Ústeckém kraji, v nadmořské výšce 815 m n. m. Historie Kovářské je nerozlučně spjata s železnou rudou – její těžbou a zpracováním. Železná ruda se ve zdejších lesích těžila pravděpodobně od 14. století (Urban 2014). První zmínka o Kovářské je z roku 1555 (ČSÚ 2006). A v roce 1595 tu byla postavena jedna z prvních vysokých pecí u nás. V polovině 19. století huť neodolala konkurenčnímu tlaku kladenských a ostravských železáren a byla uzavřena. Kromě železa se v Kovářské též těžilo stříbronosné ložisko galenitu na přelomu 18. a 19. století a kobalt do poloviny 19. století (Bílek, Jang, Urban 1976). Vývoj počtu obyvatel je možné sledovat v údajích ČSÚ (2006, 2013) od roku 1869, kdy tam žilo 2 942 obyvatel, v roce 1890–1900 to bylo okolo 4 000 obyvatel a tento počet mírně stoupnul před první světovou válkou na 4 443 obyvatel v roce 1910. K výraznému poklesu počtu obyvatel došlo v souvislosti s demografickými změnami z konce druhé světové války, kdy v roce 1950 bylo zaznamenáno pouze 2 122 obyvatel, a jejich počet postupně klesal. V roce 2011 žilo v Kovářské 1 106 obyvatel (ČSÚ 2012).

4.2. Hodnocení změn využití půdy v kontextu socioekonomických změn

Pro hodnocení dlouhodobého vývoje využití půdy v modelových územích jsme použili data katastru nemovitostí z let 1845, 1896, 1948, 1990, 2000 a 2010 uložená v prostorové databázi dlouhodobého vývoje využití ploch v Česku (*LUCC Czechia Database*). Pro zajištění časové a prostorové kompatibility byly katastry, které v průběhu sledovaného období změnily rozlohu, sloučeny tak, aby změna rozlohy dané jednotky mezi lety 1845 a 2010 nepřesáhla 2 % celkové rozlohy. Modelová území byla vymezena tak, aby zahrnovala všechny katastry, v nichž se nacházely stromy, z nichž byly odebírány vzorky v letech 1998 nebo 2013. Zároveň byly do území začleněny také některé sousedící katastry právě z důvodu zachování stabilní rozlohy sledovaných území v celém období. Výsledné vymezení modelového území Přebuz a Kovářská pro účely hodnocení dlouhodobého vývoje využití půdy je na obrázku 17. Databáze *LUCC Czechia Database* obsahuje data pro 8 kategorií využití půdy. V našem případě se budeme zabývat vývojem kategorií lesní plochy, orná půda, louky, pastviny, vodní plochy, zastavěné plochy a ostatní plochy. Jejich vývoj je přehledně znázorněn na obrázku 18.

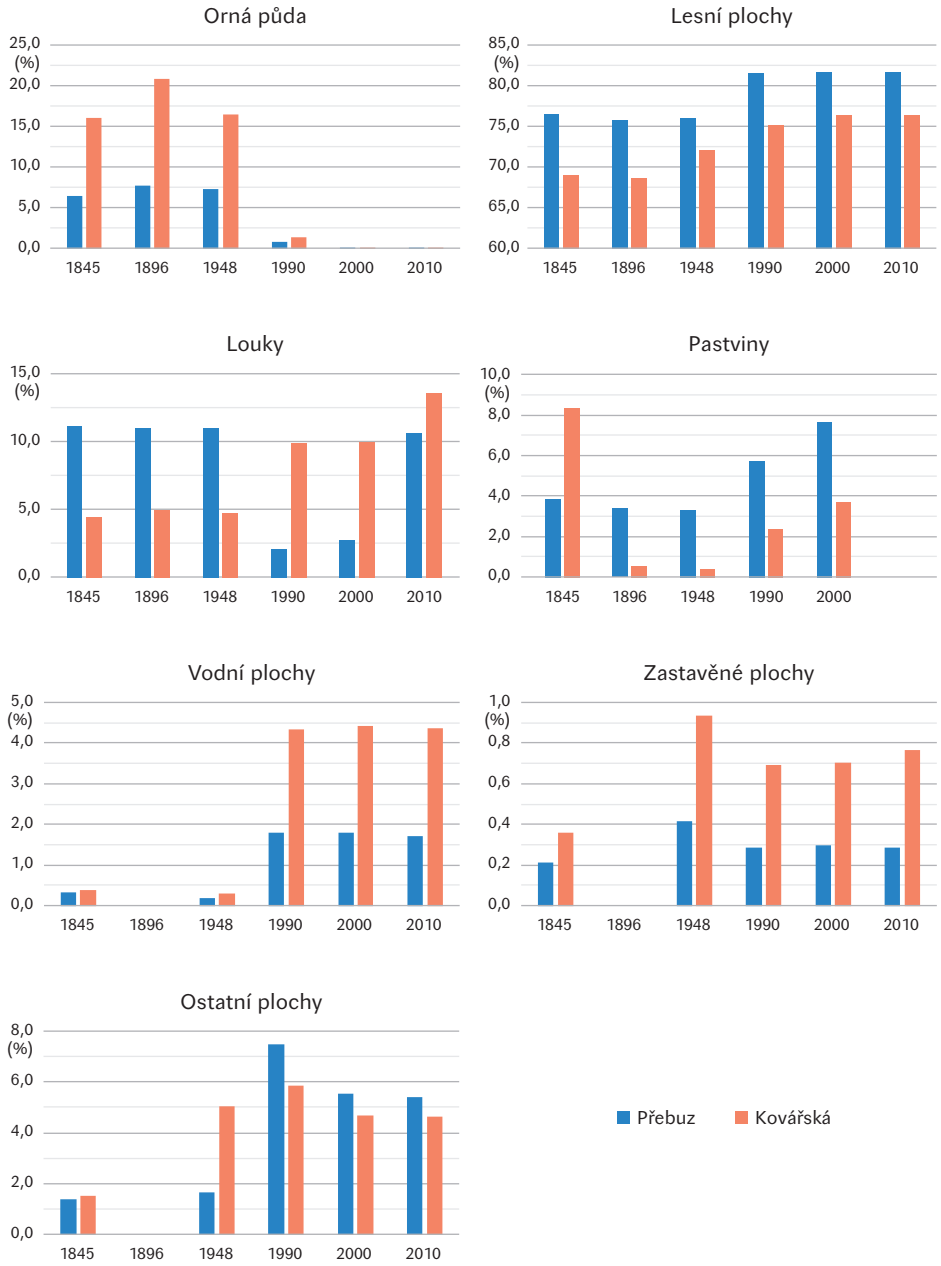
Roky, pro něž jsou k dispozici data o využití půdy, korespondují s klíčovými událostmi české historie. Data stabilního katastru k roku 1845 odrážejí stav společnosti v čase revolučního hnutí před rokem 1848, který otevřel cestu k tržní ekonomice. Průmyslová revoluce už probíhala, nevolnictví bylo zrušeno a společnost byla připravená na přechod k více demokratickému zřízení.



Obr. 17 – Vymezení modelových území Přebuz a Kovářská pro hodnocení vývoje využívání půdy. Modelové území Přebuz zahrnuje katastry Přebuz, Stříbrná, Obora u Šindelové, Ptačí, Rolava, Chaloupky, Krásná Lípa u Šindelové, Tisová u Kraslic; modelové území Kovářská zahrnuje katastry Černý Potok, Kryštofovy Hamry, Přísečnice, Vejprty, Kovářská, České Hamry u Vejprt. Zdroj: ortofoto – ČÚZK (http://www.cuzk.cz/).

Krušné hory byly vcelku dobře osídleny většinově obyvatelstvem německého původu. Data k roku 1896 byla evidována v době, kdy zemědělství procházelo rozsáhlými ekonomickými a technologickými změnami. Extenzivní zemědělství (včetně postupné expanze zemědělské půdy) už dosáhlo svých limitů a musely být využívány intenzivnější způsoby hospodaření. Toto období může být nahlíženo jako přechod od zemědělské k první fázi vědecko-technologické revoluce v zemědělství. Zároveň zde byla dlouhodobá zemědělská krize v 80. a 90. letech 19. století. Data z roku 1948 odrážejí konečnou fázi sto let dlouhého období, kdy fungovala tržní ekonomika. V tom samém roce získali moc komunisté a nastala zcela nová politická situace. Data z roku 1990 zachycují klíčový bod, kdy skončilo období centrálně plánované ekonomiky a kdy byla obnovena tržní ekonomika. Konečně data z let 2000 a 2010 odrážejí desetiletí (resp. dvě desetiletí) transformace, která přinesla určitou stabilizaci, ale zároveň nové faktory ovlivňující významným způsobem využití půdy, jako vlastnické změny (restituce, privatizace majetku), dotace na zatravňování a zalesňování půdy po vstupu do EU nebo rozvoj urbanizace a suburbanizace (Bičík a kol. 2015).

Využití krajiny v horských hraničních oblastech je vedle faktorů působících v rámci celého státu často ovlivněno specifickými faktory, které jsou dány místními přírodními podmínkami i zvláštní geografickou polohou. Je závislé na geopolitické situaci i politických vztazích se sousedními zeměmi. Horší přírodní podmínky, vysoký podíl zalesnění, periferní poloha, tudíž „vzdálenost" od jádrové populace, center dění a rozvoje jsou typickými atributy pohraničních oblastí Česka, které vedou ke snížené socioekonomické aktivitě obyvatel a k zaostávání těchto oblastí (Bičík, Kabrda 2007; Kupková, Bičík, Najman 2013).



Obr. 18 – Změna využití půdy 1845–2010 v území Přebuz a Kovářská. Grafy zachycují podíly dané kategorie v procentech na celkové rozloze. V roce 2010 byly evidovány kategorie louky a pastviny dohromady (jejich celkový podíl je zaznamenán v grafu pro louky). Zdroj: LUCC Database Czechia.

Obě modelové oblasti – Přebuz i Kovářská – byly ovlivněny využíváním přírodních zdrojů – lesů, které začalo v Krušných horách již ve 12. a 13. století s rozvojem výše zmíněných hornických aktivit a osídlení. Nadměrné kácení zákonitě ohrozilo dodávky dřeva pro důlní produkci a jako odpověď vzniklo již v 16. století první právo na ochranu lesa. Lesy v oblasti se ale zcela neobnovily ani do třicetileté války (1618–1648). Na začátku 20. století se lesnictví zaměřilo na produkci dřeva a byly vysazovány monokultury smrku ztepilého. Změna druhové kompozice lesů způsobila jejich oslabení a náchylnost k poškození větrnými a mrazovými kalamitami (Šrámek a kol. 2008, viz kapitola 3 věnovaná historii).

Další specifické faktory ovlivňující vývoj využití půdy ve sledované oblasti spojené s blízkostí státní hranice byly dány strukturou populace. Zdejší populace měla před druhou světovou válkou ve většině německou národnost. V roce 1938 se území Sudet stalo součástí Německa (výsledek Mnichovské dohody) a česká menšina byla přinucena oblast opustit. V roce 1945 byl poválečný odsun obyvatelstva německé národnosti důvodem extrémně silného vylidnění této oblasti. Například v roce 1930 měla obec Kovářská 4 279 trvalých obyvatel, ale v roce 1950 už jen 2 122 obyvatel (ČSÚ 2006). V Přebuzi v roce 1930 trvale bydlelo 2 771 obyvatel a v roce 1950 to bylo dokonce jen 163 obyvatel (ČSÚ 2006). Dosídlení českými obyvateli bylo velmi omezené a některé obce zanikly. Příkladem zaniklé obce v této oblasti je například Rolava (součást obce Přebuz). Zde v roce 1930 bydlelo 1 016 osob, které byly odsunuty po roce 1945. Velmi zajímavou aktivitou pro vývoj oblasti Krušných hor byl v 50. letech rozvoj těžebních aktivit – těžba uranu. Nicméně v oblasti Přebuzi byla tato těžba vyhodnocena po báňském průzkumu jako nerentabilní a byla zrušena (Rojík 2000). Tato ekologicky problematická činnost pomohla stabilizovat populaci v Krušných horách, např. v oblasti Jáchymova, kde přinesla nové pracovní příležitosti.

Zmíněný silný populační úbytek na konci 40. let 20. století způsobil extrémní změnu využití půdy ve sledovaném území, zejména pokles intenzivního využívání zemědělské půdy. V období mezi lety 1948 a 1990 došlo na území Kovářské k poklesu podílu orné půdy z 16,5 % na 1,4 %, což je redukce na 8 % původního stavu a na území Přebuzi ze 7,3 % na 0,4 %, což odpovídá redukci na 5,4 % původního stavu plochy orné půdy (obr. 18). Orná půda tedy v obou lokalitách téměř vymizela a převládly extenzivní formy zemědělství (louky, pastviny). Nakonec po roce 2000 kategorie orná půda prakticky přestala v obou sledovaných oblastech existovat (v obou územích klesl její podíl na 0,1 %). Na Kovářské byla orná půda nahrazena jednak loukami, vodními plochami, pastvinami a lesy. Na Přebuzi došlo zejména k nárůstu ostatních a vodních ploch, dále lesů a pastvin. V obou územích se snížil podíl zastavěných ploch (obr. 18).

Zajímavostí je, že okolo 110 ha luk na Přebuzi je dnes klasifikováno jako mokřady, rašeliniště a zamokřená bažinatá půda a patří k nejcennějším ekosystémům v tomto území. V prostoru mezi osadami Rolava a Jelení byla v roce

2012 vyhlášena národní přírodní rezervace Rolavská vrchoviště s rozlohou 751 ha, která jsou součástí již zmíněného přírodního parku Přebuz, a kde jsou předmětem ochrany přirozené lesní porosty rašelinných a podmáčených smrčin, společenstva vrchovišť s klečí, horská a podhorská vřesoviště a jedinečná společenstva rostlin a bezobratlých živočichů vázaná na ruiny areálu bývalé úpravny cínové rudy (*Vyhláška č. 157/2012 Sb.*).

Na Kovářské došlo v tomto období ještě k jedné významné antropogenně podmíněné změně ve využití krajiny. V roce 1976 byla vybudována vodní nádrž Přísečnice. Nádrž slouží k zásobování měst a obcí okresů Chomutov, Most, Teplice a Louny pitnou vodou. Její plocha je 362 ha. Aby mohla být vybudována, bylo zbouráno staré krušnohorské hornické město Přísečnice. Kvůli zřízení 1. ochranného pásma musely být zbourány i obce Dolina, Kotlina a Rusová (MZ ČR 2007).

4.3. Změny v rozloze lesní půdy

Pokud se týká lesů, které jsou hlavním předmětem zájmu této knihy, tak lze říci, že jejich vývoj v dlouhodobé perspektivě (od roku 1845, pro nějž jsou první dostupná data v databázi *LUCC Czechia Database*) odpovídá konceptu tzv. lesního přechodu (*forest transition*). Jedním z hlavních autorů konceptu lesního přechodu je Alexander Mather (např. Mather, Needle 1998). Podle něj se zalesnění ve vyspělých zemích vyvíjelo podle „U" křivky – dlouhodobý úbytek lesů byl v určitém období nahrazen jejich přírůstkem. Ve středověké a raně novověké Evropě byl typický pokles rozlohy lesních ploch. Ten byl dán postupným růstem populace, vyvolávajícím tlak na zvětšování osevních ploch (tj. odlesňování). Během 19. století se ale změnil původní trend úbytku lesních ploch v jejich přírůstek, ačkoli populace rostla i nadále. Toto převrácení směru vlivu populace bylo vyvoláno rostoucí intenzitou zemědělství (jež umožňovala obdělávat méně půdy) a zmírněním tlaku na lesy díky náhradě dřeva jinými materiály (železem, betonem či fosilními palivy). Dřevo se ovšem zároveň stalo důležitou surovinou, např. pro výrobu papíru a celulózy. Tato změna souvisela s další proměnou socioekonomických faktorů, jako byl nástup osvícenství, demokratizace nebo i vydávání zákonů na ochranu lesa (Bičík a kol. 2015). V modelových oblastech (stejně tak jako v dalších pohraničních oblastech na severu a západě Čech) došlo ale v 70. a 80. letech 20. století k narušení procesu lesního přechodu z důvodu poškození lesních porostů v důsledku znečištění ovzduší antropogenními aktivitami (viz kapitola 3 věnovaná historii znečištění). Tento pokles rozlohy lesních ploch není v datech databáze *LUCC Czechia Database* patrný, protože databáze není v rozmezí let 1945–1990 podrobněji dělena. Vývoj lesa v tomto období můžeme ale hodnotit na základě jiných datových zdrojů a informací dostupných v literatuře. Jak uvádí Šrámek a kol. (2008), prakticky už od druhé světové války začalo být jedním z faktorů ovlivňujících lesní

management znečištění ovzduší, které dosáhlo vrcholu v období úbytku lesa v 70. a 80. letech. Zatížení lesů znečištěným ovzduším kulminovalo v 80. letech. Poškození lesů bylo ale pozorováno i v následujícím období. V zimě 1995–1996 nebo na jaře 1997 došlo k poškození lesů v důsledku inverzí a klimatického stresu (Šrámek a kol. 2008).

Dnes již nehraje zásadní roli v ohrožení vitality lesních porostů oxid siřičitý, ale porosty v Krušných horách stále musí čelit určitým nepříznivým jevům (Šrámek a kol. 2008). Vysazené náhradní dřeviny mají často nižší stabilitu a odolnost, nejsou zcela funkční a mají sníženou produktivitu. V současnosti je hlavním limitujícím faktorem degradace lesních půd. Půdy byly dlouhodobě ovlivněny kyselou atmosférickou depozicí, změnami druhové diverzity a struktury dřevin. Ani přes radikální pokles produkce síry nelze očekávat rychlé zlepšení stavu lesních půd (Šrámek a kol. 2008).

4.4. Závěry

Obě studované oblasti obcí Přebuz, Kovářská a jejich okolí byly intenzivně osídleny již od středověku díky hornické činnosti. Do roku 1945 velkou část populace tvořilo obyvatelstvo německého původu. Demografický vývoj těchto území v hraniční oblasti ovlivnil i využití půdy. Po přesídlení sudetských Němců po druhé světové válce orná půda téměř vymizela. Ve druhé polovině 20. století byla obě území výrazně zasažena atmosférickým znečištěním (kapitola 3). Přesto část území Přebuz obsahuje velmi cenná chráněná přírodní území. Na území Kovářské v 70. letech 20. století došlo k nárůstu vodních ploch v důsledku vybudování vodní nádrže Přísečnice. Té muselo ustoupit několik obcí, což mělo za důsledek další snížení počtu obyvatelstva v této oblasti. Důležitým faktorem ovlivňujícím druhotně vysázené lesní porosty již není kvalita ovzduší, ale především degradace půd v důsledku předchozí depozice zejména oxidů síry a přetrvávající depozice dusíku.

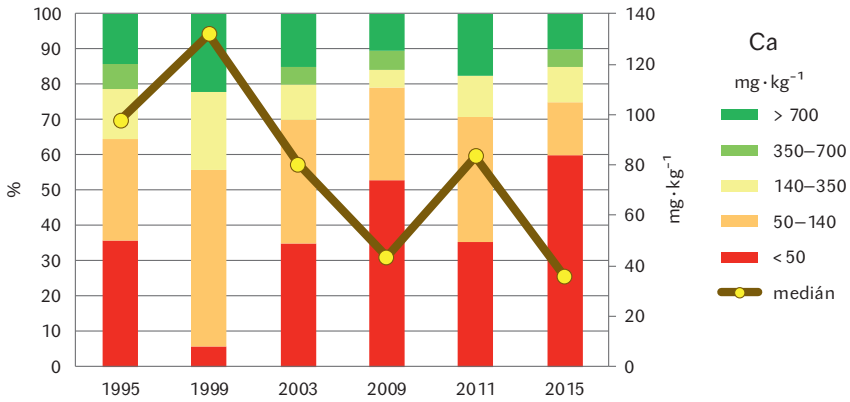
5. Současný stav lesních porostů v Krušných horách: lesnická opatření pro revitalizaci oblasti

Vzhledem k výraznému poklesu koncentrací oxidu siřičitého v 90. letech 20. století se zdravotní stav lesních porostů v Krušných horách začal postupně zlepšovat (viz případová studie v kapitole 20). Stav lesních ekosystémů však přesto nelze považovat za stabilizovaný jak z hlediska environmentálního, tak z hlediska lesního hospodářství. Hlavními příčinami této situace je jednak stav půd, které byly vystaveny extrémnímu acidifikačnímu tlaku, jednak stav lesních porostů na lokalitách exhalačních těžeb prováděných od konce 60. let zhruba do poloviny 80. let minulého století. Na těchto lokalitách jsou z části stejnověké mlaziny smrku ztepilého, zčásti porosty náhradních dřevin – introdukovaného smrku pichlavého, břízy, jeřábu a dalších dřevin, jež jsou v různé míře ohrožovány škodlivými činiteli (Slodičák a kol. 2008, Šrámek a kol. 2008). Z tohoto důvodu uložila vláda ČR ministrům zemědělství a životního prostředí analyzovat současnou situaci a v průběhu roku 2016 zpracovat plán revitalizace Krušných hor.

5.1. Současná imisní situace a stav půd

Pokles produkce oxidu siřičitého a jeho koncentrací v atmosféře pokračuje s menší intenzitou i v současnosti (kapitola 3). V oblasti západního Krušnohoří jsou hodnoty SO_2 pozaďové a neovlivňují zdravotní stav lesů, ve východní části Krušných hor také nejsou překračovány imisní limity pro ochranu vegetace a k případnému poškození by mohlo dojít pouze lokálně za výjimečného chodu meteorologických podmínek. Zásadní ovlivnění zdravotního stavu lesa přímým působením SO_2 je nepravděpodobné. Podobně koncentrace ozónu a oxidů dusíku nepředstavují pro lesní porosty přímé riziko, i když hodnoty O_3 dosahují úrovně, při níž se nedá vyloučit zvyšování citlivosti zejména listnatých dřevin vůči jiným druhům stresu, případně může mírně snižovat produkci porostů (Karlsson a kol. 2005; Šrámek a kol. 2012).

Atmosférická depozice rovněž výrazně poklesla, je však hlavním negativním antropogenním faktorem, který ovlivňuje a bude ovlivňovat lesní půdy a jejich prostřednictvím i výživu a vitalitu lesních porostů. Depozice stále překračují

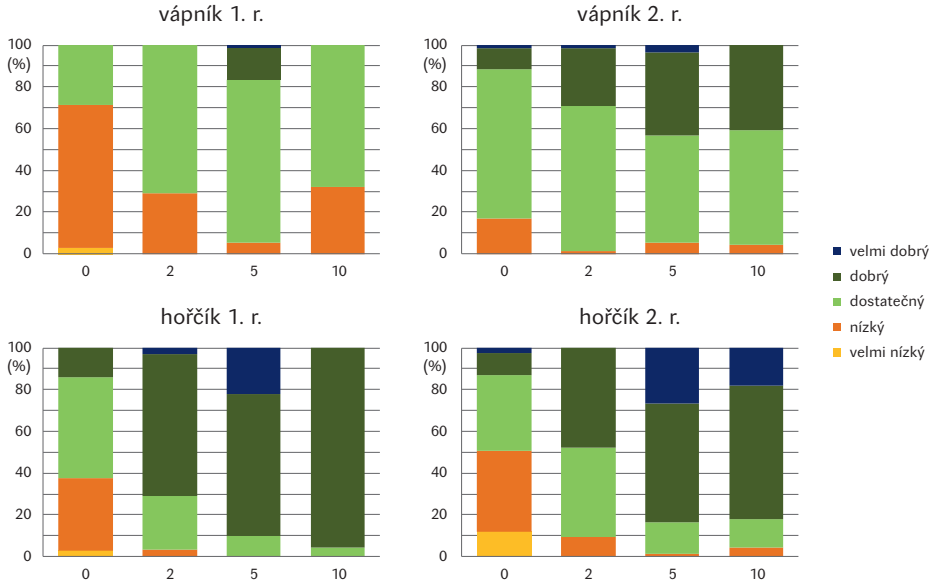


Obr. 19 – Vývoj relativního zastoupení kategorií a středních obsahů přístupného vápníku ve svrchních minerálních horizontech lesních půd (0–30 cm) na transektu dvaceti ploch v Krušných horách. Zdroj: Šrámek a kol. 2015a.

hodnoty kritických zátěží. Depozice síry výrazně poklesly, ale zvyšuje se význam depozice dusíku (Cikánková a kol. 2014). To může vést ke zvýšenému tlaku na zásobu živin (bazických kationtů a fosforu) v lesních půdách.

Půdní prostředí je kvůli historické i současné depoziční zátěži jedním z faktorů, který v Krušných horách limituje standardní postupy lesního hospodářství zajišťující produkční i mimoprodukční funkce lesa (Lochman a kol. 2008). Problematické jsou nízké zásoby bazických živin (obr. 19) a také nízká dostupnost fosforu, a to zejména v poměru k relativně dobré dostupnosti dusíku. Fiala a kol. (2013) uvádějí pro přírodní lesní oblast Krušné hory v 90 % minerálních horizontů půd nedostatečný obsah Ca, oproti tomu obsahy N jsou ve většině případů vyhovující, na cca 20 % ploch dokonce vysoké a na cca 10 % ploch nadbytečné. Riziko nedostatku bazických živin je vyšší v západní části Krušných hor (Karlovarský kraj; Lomský, Šrámek 2004), ve východním Krušnohoří (Ústecký kraj) však lze očekávat zvýšený odběr živin spojený s postupným narůstáním biomasy lesních porostů na lokalitách bývalých imisních holin. Jedním z hlavních prostředků nápravy je vápnění lesních ekosystémů. Současný systém se opírá o dobře strukturovanou metodiku výběru ploch i kontrolu aplikací (Fiala a kol. 2005, Šrámek a kol. 2014) a je vhodné ho do budoucna udržet, tak, aby bylo možné aplikovat vápenec ročně na 3–4 tisících ha vybraných ploch. Chemická meliorace je významným přínosem (obr. 20), je ovšem pouze jedním z opatření, jež pro dosažení stabilních ekosystémů musí být doprovázeno opatřeními biologickými – zejména zakládáním porostů s odpovídající druhovou skladbou a jejich řádným obhospodařováním a ochranou.

V oblasti východního Krušnohoří se na významné rozloze vyskytují porosty náhradních dřevin, kde byla v minulosti shrnuta organická vrstva obsahující



Obr. 20 – Vývoj výživy lesních porostů vápníkem a hořčíkem před vápněním (0) a následně dva roky (2), pět let (5) a deset let (10) po vápnění. Graf ukazuje zastoupení četností kategorií výživy těmito prvky pro nejmladší (1. r.) a jeden rok staré (2. r.) jehličí.

většinu živin do valů (Podrázský a kol. 2003). Těmto lokalitám je nutné věnovat zvýšenou pozornost a při jejich rekonstrukcích využívat opatření k obnovení humusové vrstvy jako je rozhrnování valů. Při rekonstrukcích doporučujeme využít biomasy stávajících porostů náhradních dřevin např. formou štěpkování (Novotný a kol. 2012). Je vhodné omezit stávající praxi odstranění celkové biomasy dřevin z rekonstruovaných porostů a alespoň část jí zpět do porostů ve formě štěpky vracet, což by zajistilo udržení bazických živin v lesních půdách v potenciálně přístupných organických vazbách. Vhodné množství štěpky je nutno volit tak, aby nedocházelo ke vzniku vrstvy štěpky vyšší než ca 20 cm. Při zalesňování je pak nutné zajistit, aby kořeny dřevin byly v minerální půdě a nedocházelo k vysychání. Pro štěpkování a ponechání v porostech lze využít i materiál z porostů smrku pichlavého napadených kloubnatkou, neboť při rozprostření štěpky po půdním povrchu nedochází k šíření spor a riziko infekce okolních či nově zakládaných porostů smrku je nízké.

5.2. Zdravotní stav lesních porostů v Krušných horách

Zatímco zdravotní stav porostů cílových dřevin – především smrku a buku – je v Krušných horách poměrně uspokojivý a odpovídá situaci v ostatních

horských oblastech Česka, některé porosty náhradních dřevin vykazují určitou míru ohrožení (tab. 1). Závažná je situace zejména u porostů smrku pichlavého, které v současnosti v převážné části Krušných hor vykazují zcela neuspokojivý zdravotní stav a plošně se rozpadají. Hlavním důvodem je víceletá masivní infekce pupenů houbovým patogenem kloubnatkou smrkovou (Pešková, Soukup 2013). K silnému, resp. devastujícímu napadení porostů došlo až po roce 2008 (obr. 21), proto předchozí studie (Balcar a kol. 2008) tuto houbu a rizika spojená s jejím výskytem ve svém textu vůbec nezmiňuje (příčina náhlého objevení a silného napadení pupenů není ostatně uspokojivě objasněna do dnešní doby). Alarmující je zjištění, že v posledních letech je doložený výskyt kloubnatky i v porostech smrku ztepilého, přestože zatím nejde o rozsah, který by zásadně ohrožoval jejich stabilitu. Smrk pichlavý naopak představuje nejohroženější dřevinu v Krušných horách a jeho další existence je v Krušných horách principiálně ohrožena. Lze předpokládat, že se doba dožití mnohých porostů může pohybovat v řádu několika let. Poškození a odumírání porostů je však velmi různorodé – v některých oblastech je kalamitní, jinde spíše mírné. Je možné předpokládat významný vliv klimatických a mikroklimatických faktorů na rozsah poškození. Vzhledem k velkoplošnému rozsahu náhradních porostů a rozsahu napadení je však jednorázová a kompletní rekonstrukce všech dotčených porostů nevhodná. Nejprve je nutno rekonstruovat porosty s největším poškozením.

Tab. 1 – Ohroženost jednotlivých taxonů (skupin) porostů náhradních dřevin v Krušných horách z pohledu výskytu biotických škůdců

Taxon	Hodnocení ohroženosti
Břízy (*Betula spp.*)	1–3
Smrk pichlavý (*Picea pungens*)	3–5
Modřín opadavý (*Larix decidua*)	2–4
Jeřáb ptačí (*Sorbus aucuparia*)	2–3
Olše (*Alnus spp.*)	1–2
Borovice kleč a blatka (*Pinus mugo, P. rotundata*)	1
Javor klen (*Acer pseudoplatanus*)	1–2
Jehličnaté exoty – borovice pokroucená (*Pinus contorta*)	3–5
Jehličnaté exoty – smrky (*Picea spp.*)	1
Topoly (*Populus spp.*)	1–2

Hodnocení ohroženosti: 1 – nejnižší míra poškození, porosty s minimálním výskytem škodlivých činitelů; 2 – dobrý zdravotní stav, sekundární defoliace do 20 %, slabý výskyt škodlivých činitelů; 3 – zhoršený zdravotní stav, sekundární defoliace do 60 %, středně silný výskyt škodlivých činitelů, kteří způsobují mortalitu jednotlivých stromů; 4 – silné poškození porostů, sekundární defoliace nad 60 %, vlivem působení škůdců se vytvářejí ohniska nebo jsou napadené stromy plošně rozptýlené, ale převažují živí jedinci, hrozí rozpad porostů v několika následujících letech; 5 – nejvyšší míra poškození, rozpadající se porosty, stromy odumírají vlivem působení škůdců na souvislých plochách, v případě rozptýleného napadení převažují odumírající nebo již odumřelí jedinci.
Zdroj: Šrámek a kol. 2015.

Obr. 21 – Napadené pupeny smrku pichlavého (*Picea pungens*) s plodnicemi kloubnatky smrkové (*Gemmamyces piceae*). Foto: V. Pešková, převzato z Šrámek a kol. 2015a.

Březové porosty naopak vykazují poměrně uspokojivý zdravotní stav. Tato situace je do určité míry způsobena tím, že k výraznému poškození bříz došlo v roce 1997, v důsledku čehož bylo velké množství porostů s narušeným zdravotním stavem rekonstruováno (Kula 2011). Během minulého desetiletí došlo k postupné regeneraci břízy, porosty, které výše uvedené epizody přežily, vykazují stabilizovaný stav. Přitom nadále platí rozdílná odolnost břízy bělokoré (*Betula pendula*) a břízy pýřité (*Betula pubescens*), případně břízy karpatské (*Betula carpatica*). Břízy pýřité a břízy karpatské vykázaly minimální poškození a jsou také mnohem odolnější k působení abiotických vlivů. U hmyzích škůdců a houbových patogenů lze jednoznačně konstatovat, že ve stávajících početnostech jsou organickou součástí „březové biocenózy". Šetření neprokázalo žádné signály hrozby možné recidivy stavu z 90. let minulého století, kdy byly březové porosty opakovaně silně abioticky poškozeny a následně komplexně zasaženy přemnožením biotických činitelů. Použití břízy v Krušných horách je z pohledu ochrany lesa nadále možné doporučit (během šetření však bylo pozorováno minimální přirozené zmlazování z důvodu likvidace náletu přemnoženou zvěří). Porosty jeřábu ptačího vykazují v Krušných horách obecně dobrou odolnost proti působení biotických činitelů, s výjimkou poškození zvěří (zejména v nejmladším věku). Určitým problémem je v současnosti narůstající výskyt poškození dřevokaznými houbami a „bakteriózou" u starších porostů,

zasažených zejména v mladším věku ohryzem zvěří. Vzhledem k předpokládané kratší životnosti porostů jeřábu (uvádí se do 40 let), by však toto riziko mělo být přijatelné a pravděpodobně s ním bylo i počítáno. Balcar a kol. (2008) rovněž považují jeřáb za tolerantní a vhodnou dřevinu, shodně však upozorňují na jeho vysokou atraktivitu pro zvěř (mimo jiné dochází prakticky k likvidaci přirozeného zmlazení).

Porosty modřínu opadavého vykazují v Krušných horách v současnosti na většině lokalit dobrý až velmi dobrý zdravotní stav. V místech náhorních plošin, terénních depresí a v uzavřených údolních polohách lokálně trpí napadením houbovými patogeny, uvedené však souvisí především s ekologickými nároky této dřeviny (Pešková, Modlinger 2014). Výskyt poškození lze v těchto místech omezit prosvětlením porostu. Důležité je respektovat ekologické nároky dřeviny a vyhnout se zejména údolním polohám. V nižších nadmořských výškách na teplejších úbočích však musí být pečlivě sledována otázka případného abiotického poškození, neboť při pozdním zpracování polomů zde v teplých letech hrozí zvýšené riziko gradace podkorního hmyzu.

Olše v současnosti nepatří k dřevinám akutně ohroženými biotickými činiteli, ohroženy jsou jen v nepodstatné míře, navíc diferencovaně podle jednotlivých druhů. Mezi příčinami jejich poškození aktuálně dominují abiotické vlivy (zejména koruny olše lepkavé ve vyšších polohách snadno omrzají a lámou se, citlivé jsou také na ledovku a námrazu). V juvenilních fázích však mohou olše rovněž trpět okusem zvěří. Vzhledem k celorepublikovému rozsáhlému odumírání olší působenému parazitem *Phytophthora alni* je možné předpokládat, že i v oblasti Krušných hor může v budoucnu dojít k nárůstu významu tohoto patogenu.

Borovice kleč a borovice blatka jsou z hlediska působení biotických činitelů velmi odolné a jejich současný zdravotní stav je v Krušných horách dobrý. Ohroženost je tedy minimální i do budoucnosti, jejich využití však omezují různá hlediska ekologická i produkční. Také Balcar a kol. (2008) považují tyto dřeviny za „bioticky" minimálně zranitelné.

Porosty javoru klenu jsou v Krušných horách vlivem biotických činitelů (s výjimkou obratlovců) v současnosti minimálně poškozovány. V nejmladším věku však v některých letech velmi trpí ohryzem drobnými hlodavci a obecně okusem zvěří. V chráněných polohách, omezujících působení extrémních klimatických podmínek, a při adekvátní ochraně před zvěří výborně prosperují.

Borovice pokroucená v současnosti v Krušných horách nevykazuje příliš dobrý zdravotní stav (trpí hlavně zvěří a místy rovněž houbovými patogeny i podkorním hmyzem). Její ohroženost je tedy poměrně vysoká a je potřebné počítat s jejím přednostním zařazením do programu rekonstrukcí (vzhledem k malé rozloze porostů však nejde o nikterak náročný úkol). Naopak smrkové exoty v současnosti vykazují na většině lokalit doslova excelentní zdravotní stav a jejich ohroženost se jeví jako minimální. Je však třeba upozornit, že v současné době byl významný houbový patogen kloubnatka smrková v Krušných

horách kromě smrku pichlavého spolehlivě potvrzen i na smrku sivém (*Picea glauca*) a na smrku omorika (*Picea omorika*). Smrkové exoty by bylo vhodné na některých místech Krušných hor zachovat, jako určitou „památku" odkazující na lesnické úsilí imisního období. Zaslouží si to také vzhledem k esteticky velmi přitažlivému habitu, do kterého je „vyformovaly" podmínky horských poloh.

Topoly tvoří nevýznamnou součást porostů náhradních dřevin a na chráněných místech, kde se nalézá většina jejich výsadeb, dobře prosperují a nejsou prakticky postiženy významnějším výskytem biotických činitelů. Jde však o dřevinu silně poškozovanou zvěří.

5.3. Škody zvěří a myslivecké hospodaření

Výsledky šetření zdravotního stavu lesních porostů z roku 2015 ukazují, že vysoké stavy spárkaté zvěře představují v současné době zásadní faktor negativně ovlivňující zdravotní stav porostů. Účinné snížení tlaku (stavu) zvěře musí předcházet všem dalším budoucím snahám o obnovu ekologicky stabilních lesů Krušných hor. Samotné porosty náhradních dřevin jsou přitom ovlivňovány méně než dřeviny cílové včetně smrku. Poškození okusem, loupáním a ohryzem má v Krušných horách velký rozsah, zvěř má podstatný vliv na snížení biodiverzity a působí neúnosné ekonomické škody lesnímu hospodářství. Z dříve provedených šetření je zřejmé, že skutečné stavy jelena evropského mnohonásobně převyšují stavy normované, a to troj až sedminásobně. Současně lze konstatovat, že minulé i současné úsilí o redukci stavu populace jelena lesního nevedlo a nevede k požadovanému snížení rozdílu mezi normovaným a skutečným stavem (Sloup 2008).

Mezi škody působené jelení zvěří patří:

- Poškození okusem, kdy se jedná především o okus terminálního vrcholu, opakovaný i jednorázový.
- Poškození vytloukáním, jedná se poškození stromu parožím.
- Loupání a ohryz je plošné poškozování kůry a lýka rostoucích stromů jelení zvěří při získávání potravy. U loupání jde konkrétně o strhávání pruhů lýka a kůry v podélném směru, což je možné pouze v době mobilizační fáze růstu dřevin v předjaří a během vegetace. K ohryzu dochází obvykle v zimním období. Na ohryzu jsou vždy patrny stopy zubů (Slodičák a kol. 2008).

Analýza charakteru honiteb podle držitelů ukázala, že držitelem 50 % honební plochy jsou lesy České republiky s. p. (LČR), držitelem 17 % pak Státní pozemkový úřad (SPÚ). Majoritním držitelem honiteb v oblasti je tedy stát se 67 % honební plochy, což vytváří teoretický předpoklad pro řízení chovu spárkaté zvěře v oblastech, v zájmu stabilizace ekosystémů. Lokalizace honiteb v modelové oblasti z hlediska typu držitelů je charakterizována tím, že honitby

plata Krušných hor jsou téměř výhradně v držení LČR. Ve východní polovině Krušných hor jsou v držení LČR a SPÚ (tedy státu) také prakticky všechny honitby strání a nížin. V západní polovině Krušných hor jsou honitby strání většinou LČR a částečně honebních společenstev i dalších vlastníků. Honitby nížin jsou ve střední a západní polovině Krušných hor převážně v držení honebních společenstev. Z pohledu uživatelů honiteb je situace následující: myslivecká sdružení obhospodařují 64 % honiteb, Lesy České republiky 5 % honiteb, fyzické osoby 14 % honiteb a právnické osoby 17 % honiteb. Z dříve konstruovaných přehledů je zřejmé, že nejvyšší intenzitu lovu (v ks · 1 000 ha^{-1}) jelení zvěře najdeme v režijních honitbách LČR a vlastních honitbách, tedy tam, kde je výkon práva myslivosti a lesní hospodářství v jedněch rukách. Těžiště populace jelení zvěře v Krušných horách leží v honitbách vrcholového plata a strání, přičemž západní hranici této oblasti tvoří přibližně spojnice měst Vejprt a Klášterce, východní pak spojnice Dubí a Teplic (měřeno vzdušnou čarou cca 60×15 km – tedy 90 000 ha).

Vzhledem k výše uvedeným skutečnostem bylo na základě vlastnických vztahů, historických pramenů, místních šetření, stavů zvěře a lesnatosti navrženo pro území Krušných hor ustanovení čtyř oblastí chovu. V našich úvahách jsme vycházeli z platné legislativy a z komplikací vzniku oblasti chovu, která je podle zákona o myslivosti založená na dobrovolnosti. Je zřejmé, že celá modelová oblast leží v pásmu optimálním, popřípadě vhodném pro chov jelení zvěře. Na druhé straně zde vznikají střety mezi lesním hospodářstvím a chovem zvěře – škody na lese. Hlavním indikátorem kritické situace je masivní ohryz a loupání. Návrh hranic oblastí vychází ze zachování současných vnějších hranic komplexů honiteb se zvětšenou výměrou, které jsou vhodnější pro myslivecký management. Při tvorbě modelových oblastí byla ctěna skutečnost vertikálních migrací zvěře a morfologie terénu, stejně jako hustota zvěře. V rámci mysliveckého hospodaření je nutné naplňovat následující doporučení:

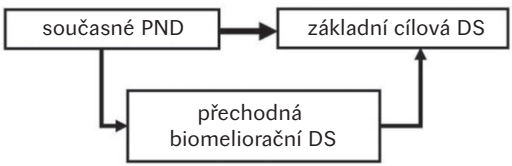
- Důsledně kontrolovat a vynucovat, pokud možno dle zpracovaného projektu, vhodné způsoby přikrmování z hlediska kvality, kvantity, lokalizace a ročního období.
- Iniciovat vznik chovatelských oblastí (se zastoupením nestranných odborníků v poradních sborech).
- V honitbách, kde je držitelem stát, v rámci legislativních možností zvýšit lov podle vstřícných plánů tak, aby bylo dosaženo stavů zvěře blízkých stavům normovaným (odpovídajícím stavu ekosystému).
- Vyhodnotit a eventuálně doplnit síť přezimovacích objektů tak, aby v případě selhání výše uvedených opatření bylo možno redukovat počty zvěře zde.
- Dle reálných potřeb (projektu) postupně zvyšovat průměrnou výměru části honiteb v držení státu a jejich vertikální orientaci, nebo usilovat o koordinovaný management ve stávajících honitbách dle zpracovaného projektu.
- Důsledně uplatňovat v praxi rozčlenění vybraných porostů střeleckými linkami.

– Realizovat opatření na zvýšení pastevní kapacity prostředí (viz útlum zemědělství v oblasti), nebo revidovat zařazení honiteb do tříd.
– Permanentně uplatňovat doplňkové metody kontroly stavů zvěře (metody pobytových znaků, telemetrie, sčítání) a vlivu zvěře na stav lesního ekosystému. Výsledky operativně využívat ke korekci dalšího managementu populace. K tomu je účelné využít existujícího systému kontrolních oplocenek, nebo metodiky Národní inventarizace lesů (ÚHÚL) a Periodické inventarizace škod zvěří (IFER).

Je však zřejmé, že situace vysokých stavů spárkaté zvěře nebude vyřešena, dokud se výrazně neprojeví tlak držitelů honiteb na jejich nájemce.

5.4. Doporučené postupy obnovy, výchovy a přeměn lesních porostů Krušných hor

Cílová druhová skladba lesních porostů představuje ekonomicky, biologicky i funkčně optimalizované zastoupení dřevin v mýtném věku porostu, které odpovídá přírodním podmínkám stanoviště. Při dosažení základní cílové druhové skladby daného cílového hospodářského souboru na úrovni porostu nebo porostní skupiny lze očekávat optimální plnění téměř všech požadovaných funkcí lesa. Postup při přeměnách současných porostů náhradních dřevin na porosty se základní (optimální) cílovou druhovou skladbou je doporučován ve dvou variantách, buď přímou náhradou za cílové dřeviny nebo dočasným pěstováním tzv. biomelioračních směsí (obr. 22).
– Základní cílová druhová skladba vychází ze současných zlepšených imisně klimatických podmínek projevujících se revitalizací cílových dřevin a nastupující přirozenou obnovou. Dosažení této skladby lze však na řadě stanovišť s výrazně narušenými půdními poměry a přetrvávající vysokou kyselou depozicí očekávat až v delším časovém horizontu (1–2 obmýtí).
– Přechodná biomeliorační druhová skladba je založena na poznatcích o schopnosti některých, především listnatých dřevin meliorovat prostředí a na poznatcích o nižší podkorunové kyselé depozici pod listnatými dřevinami. Od této skladby se tudíž očekává především maximální meliorační efekt a snížení podkorunových depozic ve srovnání s jehličnatými porosty. Hlavním cílem biomeliorační druhové skladby je příprava stanoviště pro



Obr. 22 – Schéma variantních druhových skladeb při přeměnách porostů náhradních dřevin.
PND – porosty náhradních dřevin, DS – druhová skladba.

postupné zavedení cílové druhové skladby. V současných podmínkách velkého tlaku zvěře vyžaduje tato alternativa celoplošné oplocení (finančně velmi nákladné) a pro úspěšnou kultivaci listnatých dřevin v sedmém vegetačním stupni také chemickou melioraci stanoviště před výsadbou.

Např. pro podmínky kyselých stanovišť vyšších poloh (5. a 6. lesní vegetační stupeň) je navrhována cílová druhová skladba se sníženým zastoupením smrku a buku. Základní cílová druhová skladba je doplněna o jedli, která v současných nově zakládaných porostech dobře odrůstá, a osiku pro její meliorační efekt, zejména ve směsi s bukem. Přechodná biomeliorační varianta výrazně snižuje zastoupení smrku až na 20–30 % a vylučuje modřín. Na druhé straně zvyšuje zastoupení jedle a osiky na 20 % a skladbu doplňuje břízou. Pro živná stanoviště vyšších poloh je podíl smrku a buku v základní cílové druhové skladbě podobný jako v Generelu (Smejkal a kol. 1994). Nižší podíl smrku oproti oblastnímu plánu rozvoje lesů je kompenzován vyšším podílem jedle a klenu. Přechodná biomeliorační varianta výrazně snižuje zastoupení smrku až na 20–30 %, vylučuje modřín a zvyšuje podíl buku na 30–40 % a jedle na 20 %. Biomeliorační skladbu doplňuje osika a příměs dalších listnáčů jako je lípa, jilm či jasan.

Pro kyselá stanoviště horských poloh je zastoupení smrku sníženo na 60–70 % částečně ve prospěch buku a jeřábu. Místo břízy bělokoré je do skladby doporučována bříza pýřitá a příměs jedle a modřínu. Přechodná biomeliorační varianta dále snižuje zastoupení smrku až na 40–50 %, zachovává podíl buku na 20–30 %, zvyšuje podíl jeřábu na 10–20 % a břízy pýřité na 10 %, zachovává příměs jedle, zavádí podíl osiky a příměs vrb.

Důležitým pěstebním opatřením v mladých lesních porostech Krušných hor je výchova. Porosty smrku ztepilého v zájmové oblasti je třeba vychovávat s cílem:
- prodloužení životnosti stromů hlavního porostu, a tím i životnosti celých porostů,
- zvýšení kvality a bezpečnosti produkce (odolnost vůči námraze a sněhovým polomům),
- snížení kyselých podkorunových depozic z přetrvávající imisní zátěže,
- vytvoření mikroklimatu příznivého pro plynulou dekompozici opadu (zlepšení půdních podmínek, zabránění hromadění surového humusu).

Těchto cílů je možno dosáhnout uplatněním již dříve publikovaných modelů výchovy (Slodičák a kol. 2008) diferencovaných podle růstových podmínek a úrovně depozic v Krušných horách. Předpokladem kvalitního provedení výchovných zásahů je včasné řádné rozčlenění porostů na pracovní pole. Širší linky (4 m) umožní snížit rozsah poškození při případném vyklízení těženého dřeva, a přitom nedochází k produkčním ztrátám (Dušek a kol. 2015). Vzhledem k nutnosti snížení stavů spárkaté zvěře je vhodné při plánování a realizaci rozčleňování mladých porostů zohlednit jejich využití jako střeleckých linek.

Většina současných březových porostů v zájmové oblasti je již silně proředěná a optimální věk pro zahájení přeměn, tj. kdy porosty dosáhnou maximální očekávané funkční účinnosti, byl již překročen. Pokud však jsou ještě k dispozici březové porosty druhého věkového stupně, lze doporučit výchovné selektivní zásahy, úrovňové s negativním výběrem.

U porostů smrku pichlavého došlo na rozdíl od předchozí studie k zásadní změně zdravotního stavu. Hlavním škodlivým činitelem je houbový patogen kloubnatka smrková a smrk pichlavý je tak v současnosti nejohroženější dřevinou porostu náhradních dřevin s předpokladem dožití nejvíce napadených porostů pouze několik let. Přesto lze (především v méně poškozených porostech) využít současné porosty smrku pichlavého jako ochranné prvky pro zavádění dalších funkčně účinnějších dřevin (Balcar 2000).

Jednorázová a kompletní rekonstrukce porostů smrku pichlavého není vzhledem jejich rozloze vhodná. Je tedy třeba přístup diferencovat a nejprve rekonstruovat porosty s nejhorším zdravotním stavem. V porostech mladších a méně poškozených lze ještě počítat s výchovou, avšak tu je třeba vždy podřídit potřebám přeměn nebo rekonstrukcí.

Porosty modřínu opadavého vykazují v současné době na většině lokalit dobrý až velmi dobrý zdravotní stav s lokálním zhoršením zdravotního stavu pouze na stanovištích neodpovídajících ekologickým nárokům této dřeviny, tj. v terénních depresích a uzavřených údolních polohách (Mauer a kol. 2004; Pešková, Modlinger 2014). Hospodářská doporučení pro výchovu modřínu je proto třeba diferencovat jednak podle zastoupení této dřeviny v porostu (příměs, monokultura), současného stavu porostu (kvalita, stabilita, zdravotní stav) a hospodářských cílů pěstitele (produkce dřeva, přeměna náhradních porostů apod.).

V listnatých porostech většinou nehrozí, že vynechání výchovy ohrozí jejich stabilitu. Zásadně se to však projeví na kvalitě a částečně i na kvantitě produkce. V případě směsí znamená většinou vynechání výchovy postupné převážení jedné dřeviny a prakticky vznik monokultury. V podmínkách zájmové oblasti Krušných hor je udržení smíšených porostů důležitým cílem vzhledem k silnému působení klimatických a biotických faktorů a přetrvávajícím depozicím. V lokalitách s příznivějšími podmínkami a alespoň průměrným zdravotním stavem také není třeba rezignovat i na parametry produkce porostů.

Přeměny jsou zásadní změnou druhové skladby porostů předčasnou nebo urychlenou obnovou na cílové zastoupení dřevin. Jako zvláštní pěstební a lesohospodářský systém mají své odůvodnění tam, kde dosavadní porosty ztratily funkční účinnost – nejsou produktivní nebo nedokážou v požadované míře plnit jiné určené funkce.

Na základě dosavadních poznatků lze doporučení pro lesnickou praxi v oblasti přeměn shrnout do následujících bodů:

– Je třeba podrobněji diferencovat pěstební postupy při přeměnách porostů náhradních dřevin ve vyšších polohách podle území (od 7. lesního vegetačního

stupně výše) a upřesnit technologické postupy při použití cílových listnáčů, smrku ztepilého nebo pionýrských listnáčů a borovice rašelinné.
– Je třeba podrobněji diferencovat pěstební postupy při přeměnách porostů náhradních dřevin podle imisního zatížení a stavu půd.
– Diferencovat postupy kultivace buku, klenu a jedle pro vyšší a nižší polohy zájmového území. Ve vyšších polohách se jejich úspěšné odrůstání neobejde bez ekologického krytí.
– Podle růstových podmínek lze příměs slunných (pionýrských) listnáčů v přeměňovaných porostech zajistit podporou přirozeného zmlazení.
– Snížit normované hektarové počty sazenic buku, klenu a jedle při prosadbách porostů náhradních dřevin ve vyšších polohách o 20–30 %, v nižších o 40–50 %.

5.5. Závěry

Znečištění ovzduší v Krušných horách výrazně pokleslo v 90. letech minulého století a přinejmenším u koncentrací oxidu siřičitého a atmosférické depozice síry mírný pokles pokračuje dodnes. Koncentrace dusíku jsou na velmi nízké úrovni a koncentrace ozónu odpovídají situaci v ostatních horských polohách Česka – lze tedy konstatovat, že přímý vliv znečištění ovzduší nepředstavuje aktuálně žádné riziko pro lesní porosty Krušných hor. Kyselé atmosférické depozice se sice také snížily, ale dominantní roli již hrají obsahy dusíku a na významné rozloze jsou stále překračovány hodnoty kritických zátěží. To znemožňuje přirozenou regeneraci lesních půd, které po období silné imisní zátěže vykazují výrazný nedostatek bazických živin, jež je zvlášť výrazný zejména ve vztahu k velmi dobré dostupnosti dusíku. V porostech, od kterých očekáváme plnění produkční funkce, je tak nadále nutno počítat s potřebou vnášení živin např. formou vápnění. Při rekonstrukci porostů náhradních dřevin se doporučuje na těžených plochách ponechávat část biomasy obsahující potřebné živiny v organických látkách.

Současný stav porostů náhradních dřevin je poměrně dramatický u smrku pichlavého, který výrazně chřadne kvůli napadení kloubnatkou smrkovou. Ostatní dřeviny lze považovat za poměrně stabilizované. Velká část porostů břízy byla rekonstruována po poškození na konci 90. let 20. století. V současné době se jeví jako stabilní, při hospodářských opatřeních je však nutno rozlišovat mezi odolnějšími břízami pýřitou a karpatskou a citlivější břízou bělokorou. Na některých lokalitách může trpět vlivem biotických škodlivých činitelů i olše a modřín, na vhodných stanovištích jde ovšem o perspektivní dřeviny. Nepříliš dobrý stav vykazuje borovice pokroucená, jejíž zastoupení je však v Krušných horách malé. Výsadby listnatých dřevin velmi trpí poškozením hlodavci, v některých letech jde o limitující faktor výsadeb. Zásadním problémem pro úspěšnost rekonstrukcí a obnovu „standardního“ lesnického hospodaření jsou

vysoké stavy spárkaté zvěře. Ty jsou v Krušných horách násobně překračovány a bez vyšší angažovanosti státu jako hlavního držitele honiteb v této oblasti (Lesy České republiky, s. p. a státní pozemkový fond) nebude možné dosáhnout řešení. V příspěvku jsou uvedeny návrhy některých opatření, která by mohla tuto situaci zlepšit.

K rekonstrukci stávajících porostů náhradních dřevin je potřeba přistupovat diferencovaně podle přírodních podmínek, stavu současných porostů a míry historické i současné zátěže. V některých porostech lze přistoupit již k zavádění cílové skladby dřevin, na řadě lokalit je však nutné počítat s přechodnou biomeliorační skladbou, která zvyšuje podíl melioračních dřevin s pozitivním vlivem na půdu, mikroklima porostů a tím i na dřeviny cílové. Stejně diferencovaně je třeba přistupovat i k výchovným opatřením, jejichž cílem je zajistit dobrý zdravotní stav a dostatečnou odolnost porostů vůči abiotickým i biotickým škodlivým činitelům.

6. Posuzování fyziologického stavu dřevin: symptomy a indikátory poškození smrku ztepilého

Kapitola pojednává o historii vzniku monitorování zdravotního stavu lesa s bližším zaměřením na fyziologický stav porostů smrku ztepilého v Evropě a Česku. Budou představeny pojmy chřadnutí a odumírání lesa a kontext, ve kterém tyto jevy začaly být intenzivně studovány. Dále bude vysvětleno, jak rostliny reagují na stres působený vnějšími faktory. Důsledky stresové odpovědi vedou buď k toleranci, rezistenci nebo odumření rostliny. Budou popsány fáze stresové odezvy, hierarchické úrovně projevu stresu u stromů a na úrovni jehlic od úrovně biochemické, mikroskopické po úroveň makroskopickou. Situace bude demonstrována na příkladech primárního a sekundárního poškození smrku ztepilého, jeho akutního a chronického poškození.

6.1. Velkoplošné chřadnutí a odumírání lesa

Pojem „chřadnutí lesních porostů" byl zaveden pro velkoplošné zhoršování zdravotního stavu porostů různé skladby dřevin s širokým geografickým rozšířením. Na počátku druhé poloviny 20. století se velkoplošné poškození lesních porostů začalo objevovat v různých zemích světa. V důsledku dlouhodobého působení antropogenního znečištění začaly odumírat velké plochy jedlových a následně i smrkových lesních porostů (Larcher 2003). V 70. letech v Německé spolkové republice v souvislosti s pozorováním zvýšeného výskytu poškození stromů různých druhů a následného velkoplošného odumírání lesních ekosystémů byl tento jev zprvu nazván jako *„Waldsterben"* – chřadnutí, odumírání lesa (Ulrich, Mayer, Khanna 1980), v anglickém jazyce *„forest decline, dieback"* (Shütt, Cowling a kol. 1985; Schulze 1989; Skelly, Innes 1994). Za charakteristiky jevu chřadnutí a odumírání lesních populací bylo považováno: (1) velkoplošné zhoršování stavu porostů různé skladby dřevin se širokou geografickou distribucí, (2) souběžné onemocnění několika druhů dřevin, které se nemusí objevit u všech ve stejném roce, ale během krátkého období (Smith 1990; Pitelka, Raynal 1989). Symptomy odumírání lesa zaznamenány v mnoha zemích Evropy, Severní Ameriky a Pacifického lemu (přehled např. Blank, Roberts, Skeffington 1988; Pitelka, Raynal 1989; Schulze 1989; Smith 1990).

Zprvu bylo za hlavní příčinu tohoto fenoménu považováno především vzdušné znečištění. Od počátku tohoto milénia se začala intenzivní pozornost věnovat interakci vzdušného znečištění a stresových faktorů souvisejících s klimatickými změnami, tzv. komplexní působení stresových faktorů či mnohonásobné stresové působení (anglicky *„multiple stress factors“*; Paoletti a kol. 2010). Poškození lesních porostů je reakcí na kombinaci mnoha faktorů (abiotických a biotických; antropogenních i přirozených). Příčiny chřadnutí lesa v sobě zahrnují vzájemný vliv nepříznivých klimatických podmínek, přímý i nepřímý vliv vzdušných znečišťujících látek, změny chemismu půdy a v nemalé míře i působení člověka na druhovou skladbu lesních porostů a na stav životního prostředí. Odumírání lesa je projevem komplexního ekosystémového stresu, záleží na rostlinném druhu či druzích, růstové fázi, věku, aktivitě, životaschopnosti rostlin, klimatu, na složení edafonu, chemickém složení půdy, koncentraci, čase a průběhu působení škodlivin (Larcher 2003).

6.2. Posuzování fyziologického stavu stromů

Zdravotní, či fyziologický stav stromů je posuzován podle přítomnosti symptomů poškození. Symptom definuje manuál Mezinárodního kooperativního programu sledování a vyhodnocování vlivu znečištění ovzduší na lesy (*International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests – ICP Forests* 2010; Eichhorn a kol. 2010) následovně: „jakýkoliv příznak na stromě, který je výsledkem negativního působení vnějšího faktoru, a o jehož působení také vypovídá (např. odlistění – defoliace, barevné změny listoví, nekrózy).“ Z dané definice vyplývá a v manuálu je také zdůrazněno, že informace o příčině poškození (tedy daném vnějším faktoru) je nezbytná pro studium a posouzení příčinných vztahů poškození lesních stromů. Bez údajů o pravděpodobných příčinách poškození je velmi obtížné data o poškození (např. míru defoliace koruny) interpretovat. A to i z důvodu, že řada symptomů poškození se může objevovat v reakci na celou řadu jednotlivých stresových faktorů abiotických a biotických či jejich různé kombinace, jsou to tedy tzv. nespecifické indikátory. Obvykle se uvádí, že pokud není nalezen patogen, musí se hledat abiotická příčina nemoci, chřadnutí. Manuál *ICP Forests* také definuje poškození: „odchylka či narušení části stromu, které mohou mít nepříznivé dopady na funkčnost této části stromu“ (Eichhorn a kol. 2010).

6.2.1. Symptomy poškození a indikátory fyziologického stavu stromů

Symptomy poškození můžeme sledovat pomocí indikátorů (markerů) fyziologického stavu rostlin nebo též hovoříme o indikátorech poškození rostlin. Indikátory jsou kvantitativní či kvalitativní údaje o určité vlastnosti, procesu, odpovědi rostlin, ať již molekulární (např. kondenzace chromatinu), biochemické

(obsah určitých látek jako např. fotosyntetických pigmentů, akumulace reaktivních forem kyslíku, tzv. ROS – anglicky *„Reactive Oxygen Species"*), fyziologické (rychlost fotosyntézy, vodivost průduchů atd.), mikroskopické (strukturální parametry rozeznatelné s použitím mikroskopu) či makroskopické (chlorózy na listech rozeznatelné pouhým okem). Indikátory, které se u rostlin objevují v odpovědi na celou řadu příčin, nazýváme nespecifické indikátory fyziologického stavu rostlin, což znamená, že jejich obsah reaguje na soubor různých faktorů prostředí a není vždy možné jednoznačně určit přesnou konkrétní příčinu změny fyziologického stavu. Ve většině případů nespecifické indikátory vypovídají o reakci stromu na soubor různých nepříznivých vnějších faktorů. Jako klasický příklad nespecifického stresového indikátoru, odpovědi rostlin se považuje změna v obsahu a poměru fotosyntetických pigmentů (Munné-Bosch, Alegre 2004; více kapitola 12).

6.2.2. Senescence a stárnutí u jehlic

Je vhodné si nejprve zmínit, že je třeba rozlišovat běžné symptomy stárnutí od procesu senescence. Senescence je definována jako degenerativní proces podmíněný časově a prostorově a je poslední vývojovou fází listu nebo orgánu. Senescence zahrnuje celou řadu symptomů a je to proces ještě ne zcela objasněný (Günthardt-Goerg, Vollenweider 2007). Mikroskopické symptomy senescence mezofylových buněk např. zahrnují degeneraci chloroplastů, vakuolizaci cytoplazmy. Při působení stresových faktorů prostředí dojde u jehlic k urychlení symptomů senescence, které jsou pozorovatelné na makroskopické a mikroskopické úrovni v krátké době před opadem jehlic.

Naproti tomu stárnutí listu je proces pozorovaný u rostlin, jejichž listoví je vystaveno působení environmentálních faktorů řady vegetačních sezón, tedy mezi ně též patří jehličnany. Při tomto procesu stárnutí je možné pozorovat různé nestresové symptomy, např. u jehlic smrku ztepilého zvyšující se koncentraci chlorofylů (kapitola 12; Soukupová a kol. 2000) nebo větší hromadění fenolických látek a krystalů šťavelanu vápenatého u jehlic dvouletých a starších (kapitola 22; Ruetze, Schmitt 1988, Minocha a kol. 2015).

6.2.3. Jak definovat zdravý strom?

Při posuzování zdravotního stavu stromů nastává zásadní otázka – jak definovat zdravý strom? V dalším textu bude opět pozornost věnována přednostně smrku ztepilému. Nejčastějším indikátorem používaným pro hodnocení zdravotního stavu smrku je makroskopické kritérium odlistění – celková defoliace (podrobněji kapitola 8 a kapitola 10). Tento parametr udává v procentech ztráty olistění z celkové plochy (průmětu) koruny. Defoliace se uvádí s krokem 5 % a stromy s defoliací v rozmezí 0–10 % bez přítomnosti barevných změn jehlic byly považovány podle metodik použitých v této studii (kapitola 8) za zdravé.

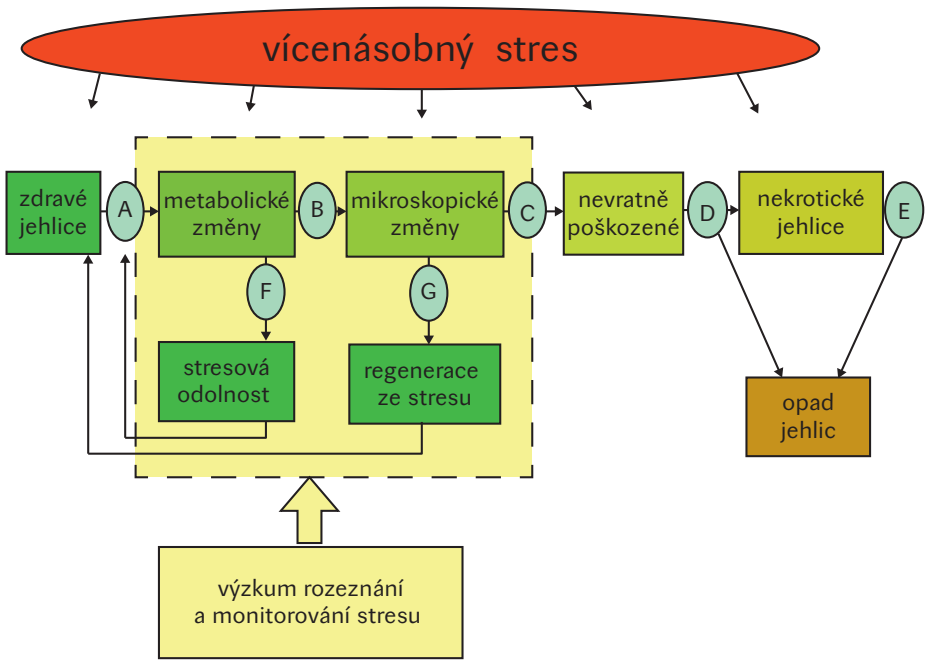
Aktuální celková defoliace koruny smrku je však výsledkem působení jak procesů degradačních (ztráty listoví způsobené stresovými faktory), tak procesů regeneračních (obnova asimilačního aparátů ze spících nebo pravidelných pupenů – kapitola 11). Zařazením sledování dalších makroskopických indikátorů na úrovni koruny (např. podíl sekundárních výhonů – kapitola 10) či větve (zastoupení vývojových směrů pupenů – kapitola 11) je možné odhadnout vývoj zdravotního stavu stromu retrospektivně, případně i odhadnout současný regenerační potenciál stromu.

Díky přisedlému způsobu života vykazují rostliny včetně dřevin vysokou plasticitu na úrovni morfologické (např. typ větvení smrku – obr. 39, kapitola 10), anatomické (např. struktura slunné a stinné jehlice – obr. 52, kapitola 12) i metabolické. Z této skutečnosti plynou i jiné zásady při diagnostice zdravotního stavu dřevin podle (bio)chemických indikátorů než při diagnostice zdravotního stavu člověka. Na rozdíl od přesných rozmezí fyziologických hodnot pro různé parametry u člověka (např. glykémie, obsah cholesterolu v krvi, krevní obraz, koncentrace Na a K iontů v krvi, obsah hormonů, apod.), nejsou u sledovaných parametrů rostlin (ani v rámci jednoho druhu) tyto fyziologické hodnoty přesně stanoveny, a to především díky vysoké fenotypové plasticitě v reakci na faktory prostředí. Jako biochemické indikátory zdravotního stavu stromů mohou být využity obsahy fotosyntetických pigmentů – chlorofylů a karotenoidů. Avšak i zde platí, že absolutní fyziologické rozmezí hodnot obsahů pigmentů nelze určit, neboť je závislé na interakci podmínek konkrétního stanoviště a genotypu (např. půdní typ, ekotyp dané dřeviny). Podrobněji je situace vysvětlena v kapitole 12, kde jsou uvedeny i konkrétní hodnoty zjištěné u smrku ztepilého s různým stupněm poškození (tab. 13, kapitola 12). Dalším často využívaným diagnostickým indikátorem jsou obsahy základních živin v listoví, kde již existují v manuálu *ICP Forests* (ICP Forest 2016) pro jednotlivé druhy dřevin pravděpodobné mezní hodnoty pro nízký, střední a vysoký obsah dané živiny. Avšak ani zde nejsou tyto hraniční hodnoty explicitně spojeny se zdravotním stavem stromu.

Abychom lépe porozuměli tomu, jak definovat zdravý strom, popišme si nejprve fyziologické základy odpovědi dřevin, a vlastně i rostlin obecně, na stresovou zátěž.

6.3. Fyziologická odpověď dřevin na stresovou zátěž

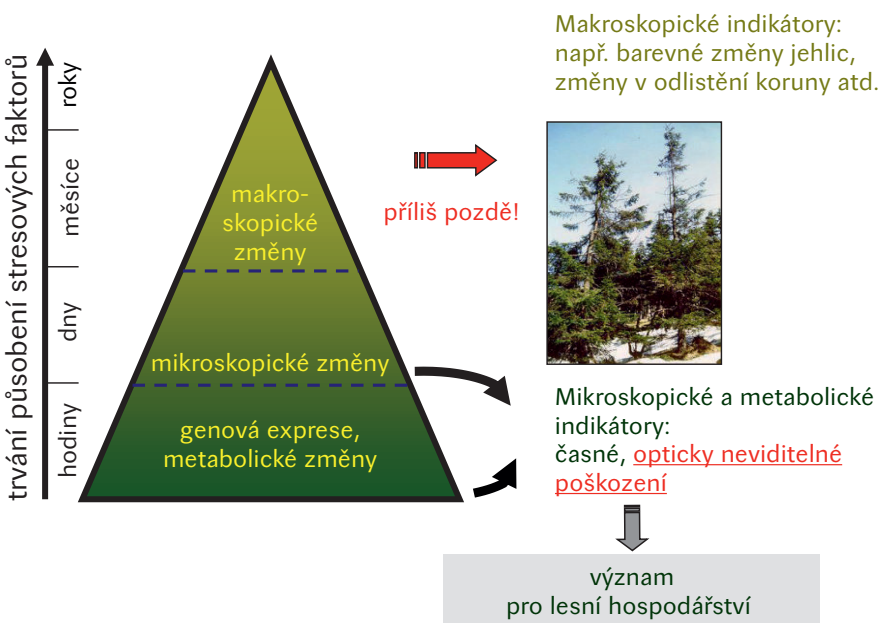
Fyziologický stav dřevin ovlivňuje celá řada faktorů prostředí a jejich vzájemné interakce a interference. Jako stresová podmínka či stresový faktor (stresor), je definováno významné odchýlení od optimálních podmínek pro život organismů, vyvolávající změny na všech funkčních úrovních organismu. Takové změny jsou obvykle zpočátku vratné, ale mohou se stát trvalými až letálními (Larcher 2003), obrázek 23. Průběh stresové odezvy závisí na intenzitě a délce



Obr. 23 – Model stresových fází poškození jehlic při postupném působení vícenásobných stresových faktorů. Vliv tohoto působení na fyziologický stav vedoucí k regeneraci, odolnosti či opadu jehlic. A – akutní poškození, poplachová fáze; B – restituční fáze – změny metabolické, mikroskopické, akutní poškození se mění na chronické poškození; C – fáze vyčerpání – nevratné změny; D – nekrotické jehlice; E – opad jehlic; F – odolnost k působení stresu; G – regenerace ze stresu, oprava metabolických a některých strukturálních změn. Schéma bylo upraveno podle Schulz a kol. (1996).

působení stresoru či vícenásobného stresu a na adaptační schopnosti organismu. Adaptační schopnosti jsou založené na genotypu a předchozímu vystavení stresu. Z počátku působení stresoru dochází k akutnímu poškození, nastartuje se genová exprese a syntéza různých obranných látek a tím se spustí, tzv. poplachová fáze. Poté následuje restituční fáze stresové odezvy – změny metabolické, pak mikroskopické a pokud stresory působí nadále, akutní poškození se mění na poškození chronické. Rostlina může v této fázi přežívat i řadu let v závislosti na genotypu, délce a intenzitě působení stresorů. Pokud stresor neustále působí, nastanou nevratné změny, objevují se nekrózy listoví, listoví posléze opadá, případně je znovu nahrazeno a postupně nastává fáze energetického vyčerpání rostliny, případně až odumření rostliny. Avšak i v případě dlouhodobě působícího stresu se rostlina může ke stresu adaptovat a být rezistentní. Pokud stresor přestane působit včas, může nastat i regenerace, oprava metabolických a některých strukturálních změn či nahrazení poškozených orgánů novými.

Odpověď lesních dřevin na působení stresových faktorů je komplexem hierarchických fyziologických procesů během časového období působení stresových faktorů, jak bylo popsáno na obrázku 23. Stresové odpovědi lesních dřevin se projevují na metabolické, mikroskopické a makroskopické úrovni, i když se jednotlivé úrovně mohou částečně překrývat, nebo podmiňovat změny na úrovni jiné (obr. 24). Těmto úrovním pak odpovídají indikátory poškození, tedy různé parametry rostlin, jejichž pomocí můžeme studovat a monitorovat stres a poškození u rostlin obecně. Jednotlivé úrovně se většinou liší dobou, kdy je na této úrovni patrné poškození, intenzitou tohoto poškození a v neposlední řadě také finanční a časovou náročností studia indikátorů z těchto hierarchických úrovní. Stresovou odpověď lze nejprve pozorovat na metabolické úrovni (řádově minuty až hodiny po počátku působení stresových podmínek). Pokud působení stresových faktorů přetrvává (řádově hodiny, dny), poškození může být zaznamenáno na mikroskopické úrovni, tedy úrovni zaznamenané s použitím mikroskopu. Makroskopické projevy poškození jsou viditelné pouhým okem a jsou již většinou nevratné a objevují se po dlouhodobém působení stresových faktorů nebo velké intenzitě stresoru (řádově dny až roky; Schulz a kol. 1996). Samozřejmě doba projevu poškození závisí i na síle (intenzitě)



Obr. 24 – Hierarchické úrovně monitorování poškození dřevin v závislosti na intenzitě a době působení stresových faktorů: nejdříve genová exprese a metabolické změny a jim odpovídající indikátory, poté změny a indikátory mikroskopické a makroskopické. Podle Soukupová 2002.

stresového faktoru. Některé projevy makroskopického poškození jsou v určité fázi ještě vratné, např. žloutnutí jehlic v důsledku nedostatečné výživy rostlin může po aplikaci tekutých hnojiv vymizet (Lomský, Šrámek, Pfanz 2001), ale některé mohou vést k nekrotizaci (odumírání) jehlic a opadu.

6.4. Primární a sekundární poškození lesních dřevin

Stresové faktory působí na dřeviny přímo (primárně), a to skrze nadzemní část stromu, především listoví nebo nepřímo (sekundárně), skrze ovlivnění kořenového systému a příjmu živin a vody faktory půdního prostředí včetně mikrobiální složky půd – mykorhizních, saprotrofních či patogenních hub, rostlinám prospěšných půdních bakterií a kvasinek. V následujícím přehledu primárního a sekundárního poškození se zaměříme na vybrané, dobře zdokumentované symptomy poškození zejména u smrku ztepilého.

6.4.1. Primární poškození jehlic smrku ztepilého

Primární poškození jehličnatých stromů např. atmosférickým znečištěním v kombinaci s environmentálními faktory klimatické změny v sobě zahrnuje poškození povrchových vrstev jehlic a mezofylových buněk v okolí průduchů (pro anatomickou stavbu jehlice obrázek 52, kapitola 12). Prvním cílem působení vzdušného znečištění je především epikutikulární vosk a kutikula na povrchu pokožkových buněk. Stav kutikuly a vosků byly často používány jako časné indikátory poškození jehlic vzdušnými polutanty (Turunen, Huttunen 1990). V průběhu přirozeného stárnutí jehlic dochází ke změnám epikutikulárního vosku (Güney a kol. 2016). V mnohých studiích bylo popsáno, jak působením vzdušných znečišťujících látek a dalších faktorů prostředí (teplota, vítr) docházelo k urychlení stárnutí jehlic a rychlejší degradaci epikutikulárního vosku (přehledová práce např. Shepherd, Griffiths 2006). Bukrhardt (2010) však upozorňuje na to, že vzdušné znečištění kromě plynů může být tvořeno též aerosoly – jejichž jemné částice ulpívají na povrchu listů a jehlic. Často jde o soli (např. $(NH_4)_2SO_4$), které mají hygroskopické vlastnosti, a ve vysoké vzdušné vlhkosti na povrchu transpirujícího listu mohou vytvořit souvislou amorfní vrstvu, která pak při pozorování pod elektronovým skenovacím mikroskopem budí dojem degradovaných vosků bez typické vláknité povrchové struktury. Burkhardt a Pariyar (2014) navrhují hypotézu, že zhoršená odolnost k suchu a rychlejší vysychání jehlic ovlivněných vzdušným znečištěním není přímo způsobeno změnami ve struktuře epikutikulárních vosků, ale spíš fyzikálním působením aerosolů na povrchu jehlic. Koncentrovaný solný roztok, který vzniká rozpouštěním solí (částic deponovaného aerosolu) může zhoršovat hydrofobní vlastnosti povrchu listu (Burkhardt a kol. 2012), navozovat poruchy ve funkci průduchů (Bukrhardt 2010), což může vést ke snižování rychlosti

fotosyntézy. Dalším důsledkem poškození pokožky jehlic je zvýšené riziko houbové infekce, napadení parazity, patogeny a zvýšená citlivost k abiotickým faktorům (např. k atmosférickému znečištění, mrazu a UV záření; Turunen, Huttunen 1990). V důsledku výluhu bazických kationtů (K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Mn^{2+} a Zn^+) z jehlic dochází i k vzniku krystalů $CaSO_4$ na povrchu jehlic (Turunen a kol. 1995), nebo šťavelanu vápenatého uvnitř mezofylu (Fink 1991, Smith a kol. 2009). Též dochází k poruše funkce průduchů, případnému zanesení průduchů, snížení průduchové transpirace a sníženému příjmu CO_2 (Esch, Mengel 1998) a ke snižování rychlosti fotosyntézy (Lange, Führer, Gebel 1986). Ke snížení průduchové transpirace a následnému narušení vodního režimu stromu (voda se stává limitujícím faktorem pro fyziologické procesy – Mengel, Hogrebe, Esch 1989), přispívá kromě zanesení průduchů znečištěním i zvýšení smáčivosti a propustnosti kutikuly.

6.4.2. Sekundární poškození smrku ztepilého skrze kořenový systém

Sekundárním působením atmosférického znečištění na lesní půdu a kořenový systém je ovlivněn především příjem vody a živin. Vlivem okyselení lesních půd dochází nejen k nerovnováze v dostupnosti živin v půdě, ale i k poruše funkce mykorhizy, poškození kořenového systému a v důsledku toho k poruše výživy stromů. Půda jehličnatých lesů je obecně chudá na živiny a má kyselejší půdní reakci (Kratochvílová, Marek 1986). Chronické okyselování dlouhodobou depozicí síry a dusíku může v lesní půdě navodit změnu jejího chemizmu, např. vymývání bazických kationtů a mobilizaci iontů hliníku až do hloubky 90 cm (Hruška a kol. 2012). Poklesne-li pH půdy pod hodnotu 4,2, pak dochází k remobilizaci nejen iontů hliníku ale i manganu a iontů těžkých kovů (Cd, Pb, Cu, Hg, Zn a Ni). Tyto kationty se stávají v půdě dominantní (Moldan, Schnoor 1992) a představují limitující faktor pro příjem živin rostlinami rostoucími na okyselených půdách (Cronan, Grigal 1995), protože nahrazují bazické kationty, které se potom rostlinám nedostávají. Jako často používané kritérium pro hodnocení rizika sekundárního poškození lesních stromů se používá molární poměr bazických kationtů (Bc) a hliníku ((Ca + Mg + K)/Al), kdy s nižšími hodnotami poměru Bc/Al v půdním roztoku v zóně kořenění smrku byl shledán vyšší výskyt stromů s poškozenými korunami (Hruška, Cudlín, Krám 2001).

Kořeny s narušenou mykorhizou vlivem působení toxických iontů těžkých kovů (Brunner, Frey 2000) pak zhoršují příjem živin a vody a jsou častěji napadány kořenovými patogeny. Např. v šedesátých letech minulého století bylo v exponovaných oblastech Česka průměrné pH lesní půdy 3,8 (Moldan, Shnoor 1992). V osmdesátých letech kleslo průměrné pH lesní půdy v exponovaných oblastech až na hodnotu 3,3 a přitom čtyři procenta lesních půd měla pH nižší než 2,5, což naprosto vylučuje udržení ekologické stability lesa. Dalším důležitým faktorem ovlivňujícím půdní reakci je také biochemické složení rostlinného opadu, např. přítomnost smrků sama o sobě zvyšuje kyselost půdy

díky charakteru a chemickému složení jejich opadu (Hruška, Krám, Schwarz 1999) a potom dochází k hromadění tohoto pomalu se rozkládajícího opadu a narušení koloběhu živin (Kalčík 2001). Smrkové koruny s větším povrchem listoví – jehlic oproti korunám listnáčů též zachycují větší podíl suché depozice síry a dusíku, což také výrazně přispívá k okyselování půdního roztoku ve smrkových porostech oproti např. porostu bukovému (Ouhlehle, Hruška 2005). Vlivem snížení pH půdního roztoku dochází k vyplavování bazických kationtů zejména hořčíku, vápníku, draslíku a fosfátů, které jsou normálně vázané na koloidní částice v půdě (Larcher 2003). Samovolná regenerace půdního prostředí může začít, pokud přísun bazických kationtů daný přirozenou rychlostí zvětrávání matečné horniny převýší velikost vstupu kyselých iontů z atmosféry kombinovaných s kyselostí produktů rozkladu jehličnatého opadu (Hruška, Krám, Schwarz 1999). Je zřejmé, že z důvodu délky biogeochemických cyklů a rychlosti toků látek a prvků v ekosystémech, budou okyselené půdy potřebovat ke své regeneraci pravděpodobně minimálně desítky až stovky let (Navrátil a kol. 2007, Hruška a kol. 2012).

Dusík, obsažený ve vzdušných polutantech, může být rostlinou využit jako živina a stimulovat růst. Nicméně rychlý nárůst biomasy v kombinaci s nerovnováhou v dostupnosti ostatních živin, např. hořčíku, může vyústit v méně pevné dřevo a zvyšovat tak riziko zlomu stromu (Hruška, Krám, Schwarz 1999). Zvyšující se množství dusíku v půdě v důsledku depozice ovlivňuje i druhové složení půdních mikroorganismů včetně ektomykorhizních hub (Kjøller a kol. 2012). U smrkových semenáčků byla v důsledku zvyšujícího se obsahu dusíku v půdě potvrzena výrazně snížená biodiverzita ektomykorhizních hub. Depozice dusíku měla také negativní dopad na funkčnost mykorhizy: produkce mycélia a počet kořenových špiček kolonizovaných houbami průkazně klesal se zvyšující se depozicí N (Kjøller a kol. 2012). Potlačení tvorby extraradikálního (mimokořenového) mycelia (důležité funkční struktury ektomykorhizy) bylo potvrzeno také na dospělých porostech smrku, a to i při relativně nízkých hodnotách dusíkaté depozice (< 10 kg $N \cdot ha^{-1}$ za rok; Bahr a kol. 2013). Při nevyváženosti poměru dusíku k ostatním živinám může docházet k relativnímu nedostatku bazických kationtů (Lomský, Šrámek, Pfanz 2001; Vacek a kol. 2009) a následně ke žloutnutí starších ročníků jehlic v důsledku přesunu minerálních prvků do nejmladších jehlic (Köstner, Czygan, Lange 1990).

6.4.3. Akutní a chronické poškození lesních dřevin a jeho abiotické a biotické příčiny

Poškození rostlin primárního a sekundárního charakteru může být akutní nebo chronické (Larcher 2003, obr. 23). Akutní poškození způsobuje v buňkách a pletivech nevratné změny (např. plošné nekrózy pletiv a orgánů) vedoucí až k odumření celé rostliny. Koncentrace škodlivin způsobující akutní poškození je označována za kritickou (prahovou) koncentraci. Při dlouhodobé stresové

zátěži zpravidla působené nižší než kritickou koncentrací daného polutantu, se přechodné poruchy metabolismu vyvíjejí v chronické poškození s nevratnými důsledky (Larcher 2003).

K abiotickým faktorům ovlivňujícím stav lesních porostů patří faktory klimatické změny a atmosférického znečištění. Horské oblasti nad 800 m nad mořem jsou ohroženy vertikálními i horizontálními srážkami a inverzemi, kdy koncentrace znečišťujících látek může být 10–100× vyšší než během vertikálních srážek díky velkému povrchu aerosolových částic (Mengel, Hogrebe, Esch 1989). Oxid siřičitý může vstupovat do rostliny průduchy nebo prochází difuzí kutikulou do epidermálních buněk rostlin. Dokonce prochází kutikulou rychleji, než samotný kyslík (Lendzian 1984). V buněčných stěnách rostliny dojde k rozpuštění oxidu siřičitého za účasti peroxidázy na hydrogensulfát a sulfát, které se transportují do chloroplastu, cytoplazmy a vakuol (Larcher 2003) a dále interferují s metabolismem buňky. Oxidy dusíku jsou další významnou složkou kyselého spadu. Oxidované formy (N_2O, NO, NO_2, HNO_3, NO_3^-) a redukované formy (NH_3, NH_4^+) dusíku jsou především produktem antropogenní činnosti. Podobně jako oxid siřičitý i oxidy dusíku pronikají do rostliny průduchy a kutikulou.

V současnosti narůstá imisní zátěž oxidy dusíku především díky rostoucí automobilové dopravě (Davidson, Kanter 2014). Oxidy dusíku slouží jako prekurzor přízemního ozónu, a proto budou i takto sekundárně nadále stále významněji ovlivňovat zdravotní stav lesních porostů. Oxid dusný, oxid dusičitý a ozón se v atmosféře vyskytují v dynamické rovnováze. Hlavním rizikovým vzdušným polutantem pro lesní porosty je v současnosti považován přízemní ozón jak v roli fytotoxické látky, tak jako skleníkový plyn v roli činitele globální klimatické změny (Paoletti a kol. 2010). Většina ozónových molekul ve vnější buněčné stěně pokožky je rozložena na kyslík a peroxid vodíku. Peroxid vodíku patří k reaktivním formám kyslíku a poškozuje membránové systémy (Jagels a kol. 1989), dochází k rozpadu fotosyntetických pigmentů a ovlivnění akumulace zásobních látek. Poškození ozónem vede k poškození až odumření buněk a vzniku bodových nekróz v blízkosti místa průniku ozónu – mezofylové buňky vykazují příznaky degradace zejména v okolí podprůduchové dutiny (Vollenweider a kol. 2013). Barevné změny (bodové chlorózy a nekrózy) způsobené ozónem se projevují zejména na osluněných částech listových orgánů (Lomský, Šrámek, Pfanz 2001). Ozón výrazně redukuje růst a tvorbu biomasy rostlin a celkově zhoršuje fyziologický stav dřevin. Inhibice růstu a rozmnožování citlivých jedinců vlivem ozónu může vést v dlouhodobějším časovém úseku ke ztrátě citlivých genotypových jedinců a tím ovlivnění genofondu populace (Matyssek, Innes 1999).

Z hlediska zdravotního stavu rostlin je rozhodující stav jejich kořenového systému (Jankovský, Cudlín 2002). Nefunkčnost kořenových systémů je především způsobená vodním stresem, který se tak stává jednou z dominantních příčin chřadnutí dřevin. Ve vyšších zeměpisných šířkách a nadmořských

výškách dochází k zvýšení rizika vodního stresu v důsledku dlouhé zimy, kdy zmrzlá půda znemožňuje adekvátní příjem vody stromy (Esch, Mengel 1998), přestože teploty v nadzemní části již umožňují nárůst rychlosti fotosyntézy. Odumírání stromů díky poškození kořenů může nastat v důsledku zimních meteorologických anomálií (nízká sněhová pokrývka, zimní déšť nebo náhlé tání), které následují mrazy. Předcházející suché léto situaci ještě zhoršuje, zejména u mělce kořenících dřevin (Auclair, Heilman, Brinkman 2010). V důsledku nedostatku vody se snižuje také tolerance vůči nízkým teplotám a zvyšuje se např. riziko infekce kořenů stromů saprofytní houbou václavkou (Jankovský, Cudlín 2002), ale i riziko napadení jinými parazity – např. lýkožroutem smrkovým (kůrovcem). Mezi houbovou nákazou a odolností k vodnímu stresu může být zpětná vazba, jak bylo pozorováno pro kořenovník smrkový (*Heterobasidion parviporum*), kdy napadené stromy, zejména v nižších nadmořských výškách, reagovaly citlivěji na sucho snížením přírůstu biomasy, v mezním případě až zastavením kambiální aktivity (Gori a kol. 2013). Stromy napadené kůrovcem též vykazují symptomy předčasného usychání.

Dlouhodobě působící antropogenní znečištění, změny ve využití půdy v kombinaci s faktory klimatické změny a výskytem invazních druhů (dřevin i patogenů) ovlivňuje reakci lesních porostů na přirozené disturbance, jako jsou požáry, sucha a napadení fytofágy a patogeny (Pautasso, Schlegel, Holdenrieder 2014). Obnova imisemi poškozených porostů náhradními nepůvodními dřevinami může skýtat riziko napadení patogeny, které nebyly v oblasti na původních druzích příliš rozšířené – což v případě Krušných hor dokumentuje rozsáhlá infekce houbou kloubnatkou smrkovou (*Gemmamyces piceae*) na porostech nepůvodního, introdukovaného smrku pichlavého (Pešková, Soukup 2013), problematice je věnováno více pozornosti v kapitole 5. Následkem stále častěji se vyskytujících sušších období nejsou rostliny schopné asimilovat a pokrývat svou energetickou spotřebu, a vytvářet dostatek obranných látek. Pro přežití rostliny je podstatné, aby nedošlo k energetickému vyčerpání rostliny a oslabení obranných mechanizmů, kdy strom není schopen vytvářet obranné látky obvykle sekundárního metabolismu. Snížená tvorba obranných látek může vést k přemnožení hlavně kambiofágního hmyzu (čeleď kůrovcovitých), listožravého hmyzu (ploskohřbetka, pilatka, mniška, smrková forma obaleče modřínového, píďalky, obaleči atd.) či původců houbových chorob (václavka, kořenovník vrstevnatý, dřevomor kořenový, sypavka, padlí apod.; Jankovský, Cudlín 2002). K dalším biotickým faktorům poškozující lesní porosty patří i okus, loupání a ohryz zvěří a činnost hlodavců.

6.5. Závěry

Monitorování zdravotního stavu lesa a fyziologického stavu smrkových porostů byla věnována velká pozornost vědecké komunity v průběhu třetí čtvrtiny minulého století, ale i v současnosti je závažným tématem. Velkoplošné chřadnutí a odumírání lesa nabývalo na významu díky interakci zesilujících se stresových faktorů klimatické změny a vzdušného znečištění. Definice zdravého stromu není u rostlin dobře možná pomocí přesných hraničních hodnot pro sledované biochemické indikátory z důvodu velké fenotypové plasticity rostlin.

Průběh stresové odezvy závisí na intenzitě a délce působení stresových faktorů a na adaptační schopnosti organismu založené na genotypu a předchozímu vystavení stresu. Z počátku působení stresoru dochází k akutnímu poškození, nastartuje se syntéza různých obranných látek a tím se spustí, tzv. poplachová fáze. Poté následuje restituční fáze stresové odezvy – změny metabolické, pak mikroskopické a pokud stresory působí nadále, akutní poškození se mění na poškození chronické. Rostlina může v této fázi přežívat i řadu let v závislosti na genotypu, délce a intenzitě působení stresorů. Úroveň makroskopického poškození je viditelná a bývá již projekcí dlouhodobějšího vývoje rostliny. Pokud stresor neustále působí, nastanou nevratné změny, objevují se nekrózy listoví, listoví posléze opadá, případně je znovu nahrazeno a postupně nastává fáze energetického vyčerpání rostliny, případně až odumření rostliny. Avšak i v případě dlouhodobě působícího stresu se rostlina může ke stresu adaptovat a být rezistentní. Smrk ztepilý je dřevina výrazně citlivá vůči atmosférickému znečištění, navíc kvalita opadu podporuje acidifikaci půd tam, kde smrk roste.

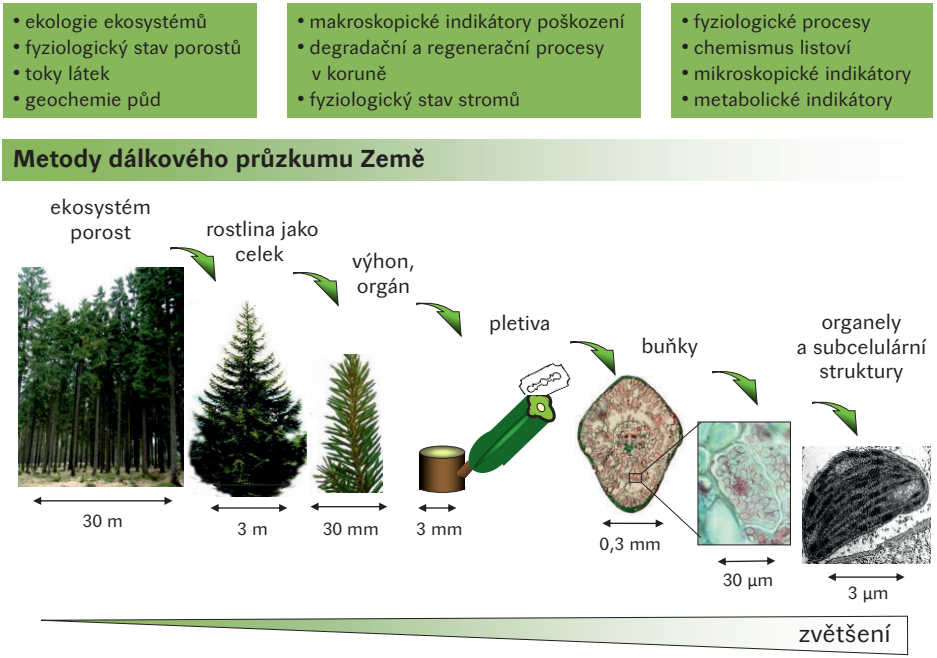
7. Monitorování fyziologického stavu dřevin a lesa: začlenění použití optických vlastností listoví

V této kapitole bude stručně představeno, jaké metody monitorování fyziologického stavu dřevin jsou k dispozici na různých hierarchických úrovních popsaných v předchozí kapitole 6 s důrazem zapojení metod optických vlastností listoví. S rychlým a intenzivním vývojem metod dálkového průzkumu Země (DPZ) se v současné době tyto metody používají stále více nejen pro zjišťování zalesněnosti území či druhového složení, ale i pro hodnocení fyziologického stavu vegetace. Právě začlenění metod DPZ do monitorovacích programů a hlavním monitorovacím programům v Evropě a ve světě je věnována závěrečná část. V druhé části kapitoly bude přehled významných programů a aktivit zaměřených na monitorování lesa. Jednak budou probrány evropské programy monitorování lesa, a to především Program *ICP Forests* a následné evropské programy a další evropské programy, aktivity, koncepty monitorování stavu lesa. Závěrem budou zmíněny hlavní mezinárodní a celosvětové programy a iniciativy pro monitorování lesních ekosystémů s využitím dat dálkového průzkumu.

7.1. Metody monitorování fyziologického stavu dřevin

Komplexní systémy, včetně lesních ekosystémů, jsou charakterizovány velkým počtem komponent ve vzájemné, často nelineární interakci v čase (např. Jarvis 1995). Procesy spojené s růstem, vývojem a fyziologickými procesy rostlin jsou řízeny kombinací vnitřních a vnějších faktorů a mají tendenci dosáhnout vyšší úrovně komplexity. V komplexních systémech probíhají procesy na různých hierarchických úrovních. Proto je třeba při monitorování fyziologického stavu dřevin a zdravotního stavu lesa využívat pro pozorování různé hierarchické úrovně, nejen úroveň makroskopickou s viditelnými projevy poškození.

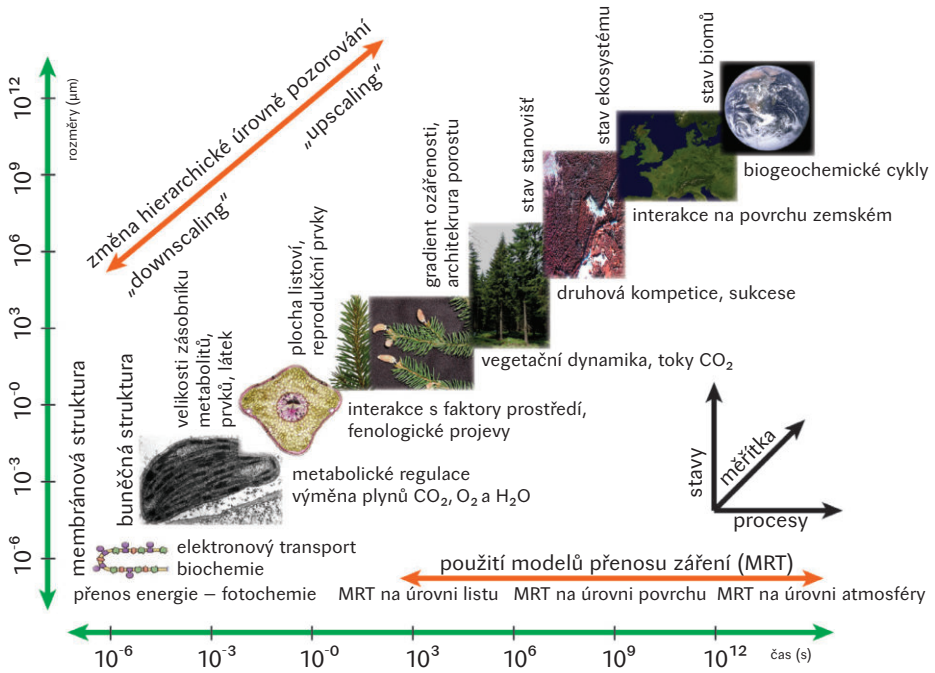
Pro management lesních ekosystémů je velmi důležité rozpoznat časná stádia poškození ještě před viditelným, makroskopickým poškozením (obr. 24, kapitola 6). Hodnocení poškození lesních porostů je založeno hlavně na makroskopických indikátorech poškození především z důvodu relativní časové a finanční nenáročnosti. Obvykle se hodnotí míra odlistění (defoliace) koruny doplněná o barevné změny jehlic a sociální postavení stromů. Míra odlistění koruny



Obr. 25 – Různé hierarchické úrovně studia fyziologického stavu dřevin a zdravotního stavu lesa. Měřítko pozorování podmiňuje interpretaci získaných výsledků.

stromu je definovaná jako relativní ztráta asimilačního aparátu v koruně stromu v porovnání se zdravým stromem, rostoucím ve stejných porostních a stanovištních podmínkách, který neprodělal nepřirozenou nadměrnou ztrátu listoví. Odlistění koruny je způsobeno zpravidla více faktory, které mohou působit samostatně nebo ve vzájemné interakci. Spouštěcím faktorem odlistění může být extrémní působení klimatických faktorů či antropogenních znečišťujících látek. Rostlina oslabená chronickým stresovým působením není schopna udržovat rovnováhu mezi degradačními a produkčními procesy v koruně a následkem bývá redukce asimilačních orgánů (Cudlín, Novotný, Chmelíková 1999), defoliace stromu tedy vypovídá o převaze degradačních procesů v koruně stromů.

Další možností studia zdravotního stavu lesních porostů na makroskopické úrovni je retrospektivní přístup. K retrospektivnímu studiu změn se využívají analýzy transformace struktury koruny stromů (Cudlín, Novotný, Chmelíková 1999, kapitola 10) a vývojového potenciálu pupenů (viz kapitola 11), ze kterých lze rekonstruovat průběh poškozování a regenerace asimilačních orgánů dřevin a předpovídat následnou reakci dřevin, či celého porostu. Údaje o transformaci struktury koruny (postupné nahrazování primárních výhonů sekundárními*) informují o stresovém zatížení v minulosti a tendenci tvorby sekundárních



Obr. 26 – Použití optických vlastností listoví v přechodu z různých hierarchických úrovní pozorování. Stavy, procesy a měřítka fyziologických procesů v dřevinách od úrovně membránové struktury po procesy v biomech. Zdroj: upraveno podle Schaepman a kol. 2009.

výhonů v budoucnosti, zatímco makroskopické poškození jehlic vypovídá o stresové zátěži v posledních letech (Cudlín a kol. 2001).

Při studiu časných změn fyziologického stavu dřevin není možné spolehlivě využít makroskopických indikátorů, ale je nutné studovat také biochemické a anatomické indikátory časného poškození, neviditelné pouhým okem (kapitoly 12 a 13). Metody studia optických vlastností listoví (odrazivost, propustnost a pohltivost) s návazností na metody DPZ, laboratorní a obrazová spektroskopie (kapitoly 14–17) umožňují zprostředkovat obdobné údaje o velmi časném poškození, avšak nedestruktivním způsobem. Obrázek 25 ukazuje různé hierarchické úrovně studia zdravotního stavu lesa a fyziologického stavu dřevin. Při studiu lesních ekosystémů získáme údaje ohledně ekologie ekosystémů, toků látek v ekosystému apod., které mají obvykle informaci o delším časovém

---

* Primární výhony vznikají pravidelným růstem ze spících pupenů. Sekundární výhony vznikají prorůstáním spících pupenů, které nebyly využity pro pravidelný růst, anebo prorůstáním nově založených pupenů, tzv. adventivních pupenů. Více v kapitolách 10 a 11.

průběhu vývoje ekosystémů. Nižší úrovně pozorování poskytují informace o aktuálním fyziologickém stavu dřevin. Studium optických vlastnosti listoví spolu s metodami DPZ umožňuje v současnosti studovat více hierarchických úrovní procesů v závislosti na typu získaných dat (kapitoly 15–17).

7.2. Použití optických vlastností listoví v přechodu z různých hierarchických úrovní pozorování od procesů od úrovně listu po biogeochemické cykly

Spektroskopické metody poskytující informace o optických vlastnostech listu spolu s metodami DPZ jsou účinným nástrojem při studiu fyziologického stavu dřevin. Laboratorní spektroskopie umožňuje získávat spektrální charakteristiky na nižších hierarchických úrovních (úroveň listů, výhonů), dálkový průzkum Země pak poskytuje spektrální charakteristiky lesních porostů získané na vyšších hierarchických úrovních pomocí obrazové spektroskopie (úroveň korun, porostu; obr. 25 a kapitola 15) a umožňuje studovat řadu stavů a procesů probíhajících v lesním ekosystému při různém měřítku pozorování (obr. 26). Změna na jinou hierarchickou úroveň se nazývá škálování, a to směrem na vyšší hierarchickou úroveň anglicky *„upscaling“* a směrem na nižší hierarchickou úroveň anglicky *„downscaling“*. Nejnižší úrovně spektroskopických analýz umožňují studovat procesy přenosu energie ve fotochemických procesech či elektronového transportu a biochemie, které probíhají v chloroplastech. Na úrovni orgánu – listu můžeme studovat fotosyntézu a další tam probíhající fyziologické procesy skrze obsahy fotosyntetických pigmentů, vody a dalších látek, a můžeme tak získat řadu údajů o fyziologickém stavu listoví. Listy dohromady však vytvářejí spletitou a heterogenní architekturu korun, která je sice druhově specifická, nicméně vzhledem k plasticitě vývoje rostlin, vlivu stresových faktorů, které způsobují odlistění, regeneraci orgánů a neukončenému růstu rostlin, může být tělní plán nadzemní části rostlin značně variabilní. Proto je třeba informace získané laboratorní spektroskopií vztáhnout z úrovně listu, na úroveň porostu skrze přeškálování (*upscaling*) pomocí modelů přenosu záření (kapitola 17). Díky přeškálování na úroveň atmosféry je možno v konečném důsledku studovat i biogeochemické procesy.

První civilní tzv. multispektrální data (kapitola 14) poskytl senzor MSS a RBV na družici *Landsat 1* vypuštěné na orbit v r. 1972 Národním úřadem pro letectví a kosmonautiku (NASA). Nicméně tato data mají omezené využití dané jejich nízkým prostorovým a spektrálním rozlišením, které v případě lesních porostů umožňuje klasifikaci pouze základních stupňů poškození porostů. Takové studie byly prováděny i v Krušných horách pro klasifikaci poškození smrkových porostů v 90. letech minulého století, např. z týmu prof. Rocka publikace autorů Lambert a kol. (1995), Ardö a kol. (1997) a z týmu prof. Pavelky z ČVUT studie prezentované na konferencích (Pavelka 1996, 1997; Matoušková, Pavelka 2012).

Detailnější spektrální charakteristiky porostů jsou velmi těsně spojeny s biofyzikálními a biochemickými parametry vegetace – např. hustotou porostu, strukturou porostu a korun, obsahem fotosyntetických pigmentů, vody a dalších látek v listu (např. Asner 1998). Hyperspektrální obrazová data s vysokým prostorovým rozlišením, získaná ze senzorů umístěných v letadlech nebo družicích, poskytují možnost kvantifikace obsahů různých látek v listoví, např. obsah chlorofylu (např. Mišurec a kol. 2012, Kopačková a kol. 2014, Mišurec a kol. 2016). Modelování parametrů vegetace na základě jejich spektrálních charakteristik se provádí buď empirickým (statistickým) přístupem (kapitola 16) nebo fyzikálním přístupem modelování přenosu záření v porostu, tzv. modely přenosu záření (RTM – anglicky *„radiative transfer models“*, kapitola 17). Empirické přístupy často využívají k modelování tzv. vegetační indexy (kapitola 16). Hlavní výhodou empirického přístupu je jeho jednoduchost, nevýhodou je specifičnost pro určité území či druh/y dřevin/y. Další slabinou empirického přístupu je fakt, že vegetační indexy mohou být citlivé i na jiné charakteristiky vegetace než jen obsah sledovaných látek, např. atmosférické vlivy nebo geometrii snímání. Praktické využití empirického způsobu modelování je uvedeno v kapitolách 24 a 25.

7.3. Programy a aktivity pro monitorování lesa

Trvale udržitelný vývoj lesních ekosystémů a biomů se ukázal jedním z nejobtížnějších a nejdůležitějších environmentálních problémů v naší současnosti díky probíhající klimatické změně a problémům se vzdušným znečištěním antropogenního původu. S rozsahem procesu chřadnutí a odumírání lesa, který se objevil velkoplošně na mnoha místech planety v druhé polovině 20. století (kapitola 6), se ustanovila a rozvinula celá řada národních a mezinárodních aktivit zaměřených na monitorování stavu lesů. V současnosti existuje celá řada projektů, sítí zaměřených na monitorování zdravotního stavu lesa a fyziologického stavu dřevin. Přehled monitorování stavu lesa je na evropské úrovně uveden např. v práci Mikkelsen, Clarke, Danielewska (2013).

7.3.1. Evropské programy monitorování lesa

7.3.1.1. Program ICP Forests a následné evropské programy

Nejdůležitějším evropským mezinárodním programem pro monitorování stavu lesa je Mezinárodní kooperativní program sledování a vyhodnocování vlivu znečištění ovzduší na lesy (*ICP Forests – International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests*). Tento program vznikl v rámci činnosti výkonného orgánu Konvence o dálkovém znečišťování ovzduší přesahujícím hranice států (anglicky *„Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“* – CLRTAP) v červnu 1985 a spadá též pod UNECE

(*„United Nations Economic Commission for Europe“*). Úkolem tohoto programu je koordinování monitorování změn v lesních porostech na evropské úrovni. K tomu bylo třeba provést standardizaci metod, kdy byly vytvořeny manuály metod programu ICP Forests (2016). V Česku tento program provádí tým VÚLHM pod vedením doc. Víta Šrámka a základní informace v této kapitole o *ICP Forests* programu jsou čerpány z webových stránek VÚLHM (2016). K programu *ICP Forests* se postupně připojily téměř všechny evropské státy. Česko vstoupila do programu *ICP Forests* v roce 1986.

Program *ICP Forests* má dva hlavní úkoly: (1) shromažďovat informace o prostorovém a časovém vývoji stavu lesa v evropském měřítku, a (2) přispět k prohloubení znalostí o příčinách současného poškození lesa se zvláštním důrazem na kritické zatížení a stupeň znečištění ovzduší. Jelikož každý z těchto cílů vyžaduje velmi odlišné metodologické přístupy monitorování, jsou tyto cíle realizovány pomocí monitorovacích soustav různého složení a intenzity měření (tzv. I. a II. úroveň). V pravidelných intervalech se na stálých monitorovacích plochách provádí odborná šetření v rozsahu a intenzitě podle příslušné úrovně monitorování I a II: hodnocení stavu koruny (defoliace, barevné změny atd.), zjišťování sociálního postavení, měření dendrometrických parametrů, fytocenologické snímkování, půdní analýzy, listové analýzy, letokruhové analýzy, měření depozic a parametrů ovzduší, viz ročenky např. ICP Forests (2010), Boháčová a kol. (2003).

Mezinárodní financování monitoringu zdravotního stavu lesů je od roku 2003 zajištěno v rámci programu Evropské komise *„Forest Focus“*, kdy došlo k rozšíření cílů programu a metodik monitorování tak, aby pokryly širší environmentální aspekty zdravotního stavu lesů včetně všech ekosystémových služeb a vlivu změn klimatu na ně. V letech 2009–2011 se pak monitoring prováděl v rámci programu *LIFE+*, postupy a metody byly dále rozvíjeny v rámci projektu FutMon (2016, anglicky *„Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring System“*).

V současné době je monitorování zdravotního stavu lesa v Česku financováno pouze z národních zdrojů Ministerstvem zemědělství. V Česku je koordinátor evropských programů Intenzivního monitoringu lesních ekosystémů za Česko – *ICP Forests, Forest Focus* a *LIFE+ FutMon* – doc. Vít Šrámek z VÚLHM. Informace z této kapitoly byla převzata z webových stránek VÚLHM (2016).

7.3.1.2. Další evropské programy, aktivity, koncepty monitorování stavu lesa

Programů, aktivit a projektů zaměřených na výzkum stavu lesů je v současnosti velké množství a není možné v této kapitole všechny jmenovat. Uveďme tedy několik nejvýznamnějších a nejrozsáhlejších aktivit. Například v rámci 6. Rámcového programu vznikla řada monitorovacích programů zahrnujících i lesní ekosystémy a stanoviště: program LTER-Europe (2016, anglicky *„European Long-Term Ecosystem Research Network“*), NitroEurope (2016) pro monitorování cyklu dusíku (anglicky *„European research into the nitrogen cycle“,*

CarboEurope (2016) pro výzkum cyklu uhlíku. V 7. Rámcovém programu vznikla významná síť ICOS (2016, anglicky *„Integrated Carbon Observation System“*). V posledních dvou projektech je za Česko zástupce Ústav pro výzkum globální změny vedený prof. Michalem V. Markem. Řada evropských programů je součástí celosvětových mezinárodních aktivit, jako např. program LTER-Europe spolupracuje s americkým programem LTER (2016, anglicky *„The Long Term Ecological Research Network“*).

Další koncept úspěšného dlouhodobého monitorování vyvinutý ve studiích Fischer a kol. (2011) a Matyssek a kol. (2012) je monitorování v rámci tzv. „superstanovišť“ (anglicky *„Forest Supersites for Research“*), kdy dochází k integraci ekosystémového přístupu monitorování a získání empirických znalostí ohledně komplexních interakcí rostlina – půda – atmosféra (Matyssek a kol. 2013, Mikkelsen a kol. 2013).

7.3.2. Mezinárodní a celosvětové programy a iniciativy pro monitorování lesních ekosystémů s využitím dat dálkového průzkumu

Závěrem je třeba zmínit hlavní celosvětové programy a iniciativy zaměřené na monitorování stavu lesů s využitím dat DPZ. Program globálního sledování lesa *„Global Forest Watch“* (GFW) byl založen v roce 1997 jako iniciativa Světového ústavu zdrojů (WRI 2016, anglicky *„World Resources Institute“*) a jeho partnerů pro založení celosvětové sítě monitorovacích ploch lesních ekosystémů. Iniciativa GFW byla velmi úspěšná v celé řadě případů ochrany velkých území přirozeného lesa.

WRI dále pokračuje v projektech zaměřených na ochranu a výzkum lesa a používá metody dálkového průzkumu Země kombinované s pozemními šetřeními. WRI publikoval Atlas lesů, který je dostupný na internetu (WRI 2005–2013) a je používán v řadě zemí pro monitorování stavu lesů a rozhodování a management (hospodářskou úpravu) změn ve využívání půdy. Iniciativa globálního sledování lesů GFOI (anglicky *„Global Forest Observations Initiative“*) je programem administrovaném pod organizací Skupina pro pozorování Země GEO (anglicky *„Group on Earth Observations“*) vedenou Austrálií, Norskem, USA a FAO a Výborem pro satelity zaměřené na pozorování Země CEOS (2016, anglicky *„Committee on Earth Observation Satellites“*). V roce 2009 iniciativa GEO vyvinula program zaměřený na sledování uhlíku v lesních ekosystémech FCT (2016, anglicky *„Forest Carbon Tracking“*), který je podporován Austrálií, Kanadou, Japonskem, Norskem, USA a organizacemi CEOS a FAO (2016a, anglicky *„Food and Agriculture Organization“*) Spojených národů (OSN). FCT koordinuje národní aktivity v zemích s rozsáhlými vzácnými lesními porosty: v Austrálii (Tasmánii), Brazílii, Kamerunu, Kolumbii, DR Kongo, Guyaně, Indonésii (Kalimantan a Sumatra), Mexiku, Nepálu, Peru a Tanzánii.

Světová organizace FAO založila mezinárodně koordinovanou iniciativu Systém globálního pevninského pozorování GTOS (2016, anglicky *„Global*

Terrestrial Observing System"). V Rámci GTOS byla založena iniciativa pro dlouhodobé, kontinuální sledování lesů a další vegetace s použitím metod DPZ za účelem úspěšného hospodaření s celosvětovými zdroji a s úmyslem porozumění pevninské části koloběhu uhlíku, tzv. Globální sledování dynamiky změn lesů a pevninských území GOFC-GOLD (2016, anglicky *„Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics"*). Jedna z nejdůležitějších výzev pro GOFC-GOLD je vyvinout metody a zavést systémy které poskytnou informaci pro výzkum a operační management na pravidelné bázi. V rámci GOFC-GOLD byly ustanoveny regionální sítě sdružující vědce a experty v DPZ. Jednou z velmi aktivních regionálních sítí zahrnujících Česko v současnosti je Regionální síť pro střední, východní a jižní Evropu SCERIN (2016, anglicky *„South, Central and Eastern Europe regional Network"*). Mezinárodním koordinátorem sítě SCERIN je dr. Petya Campbell a regionálními koordinátory jsou prof. Jana Albrechtová a dr. Lucie Kupková.

7.4. Závěry

Monitorování zdravotního stavu lesa nabývá na významu díky porozumění významu rostlin pro existenci života na Zemi v jeho současných formách díky rozvoji komplexního přístupu systémové biologie a ekologie, geověd a klimatologie. Monitorování fyziologického stavu lesních porostů a zdravotního stavu lesa je nezbytnou nutností pro ochranu lesů na Zemi. K monitorování fyziologického stavu vegetace je k dispozici celá řada metod na různých hierarchických úrovních od subcelulárních struktur po lesní biomy. Nejdůležitějším evropským mezinárodním programem pro monitorování stavu lesa je Mezinárodní kooperativní program sledování a vyhodnocování vlivu znečištění ovzduší na lesy (ICP Forests), který v Česku provádí tým z VÚLHM pod vedením doc. V. Šrámka (koordinátor i návazných programů *Forest Focus* a *LIFE+ FutMon*).

Metody dálkového průzkumu Země se v současnosti velmi vyvíjejí a jsou cenným nástrojem pro monitorování nejen zalesněnosti území či druhového složení, ale i pro hodnocení fyziologického stavu vegetace. Studium optických vlastnosti listoví spolu s metodami DPZ umožňuje v současnosti studovat více hierarchických úrovní procesů v závislosti na typu získaných dat. V současnosti existuje celá řada projektů, programů, iniciativ pro monitorování stavu lesa s využitím metod dálkového průzkumu, které umožňují celosvětovou koordinaci úsilí vědců. Česko participuje v regionální síti SCERIN v rámci panelu FAO GOFC-GOLD, evropskými koordinátory jsou prof. Jana Albrechtová a dr. Lucie Kupková.

II.
METODY HODNOCENÍ FYZIOLOGICKÉHO STAVU SMRKU ZTEPILÉHO POUŽITÉ V PREZENTOVANÉM VÝZKUMU V KRUŠNÝCH HORÁCH

8. Výběr, lokalizace a popis studovaných stanovišť v oblasti západního a středního Krušnohoří

Studované plochy s porosty smrku ztepilého (*Picea abies* L. Karst) byly v roce 1998 vybrány v rámci řešení projektu NASA NAG5-5192 (1997–2000) *„Forest recovery in the Czech Republic“*, jehož hlavním řešitelem byl prof. Barrett N. Rock z University of New Hampshire, USA a v Česku byla spoluřešitelkou prof. Jana Albrechtová z PřF UK. Blíže je projekt popsán v publikaci Albrechtová a kol. (2001). V roce 2012 byla v návaznosti na tento projekt vytipovávána stanoviště, která byla v původním projektu v roce 1998 a zároveň k nim existovala hyperspektrální data v roce 1998 (část dat ze středního Krušnohoří byla poznamenána vyvíjející se oblačností v průběhu náletu), a tudíž by mohla být zařazena do výběru pro porovnání se stanovišti z prvního projektu NASA a projektu návazného MŠMT INMON. Projekt MŠMT INMON LH12097 „Inovace metod monitoringu zdravotního stavu porostů smrku ztepilého v Krušných horách s použitím hyperspektrálních dat“ byl řešen týmem prof. Jany Albrechtové na PřF UK, spoluřešitelkou projektu byla dr. Veronika Kopačková z České geologické služby a zahraničním spolupracovníkem z USA byla dr. Petya Campbell z NASA GSFC/UMBC, USA. Do projektu INMON se externě zapojil též dr. Pavel Cudlín z *CzechGlobe* makroskopickým popisem korun stromů v roce 2013.

8.1. Gradient imisní zátěže podmiňoval výběr stanovišť v roce 1998

V celých Krušných horách převládá kyselá řada lesních typů (necelých 52 %). Zatímco v jejich západní části se nejvíce lesních porostů nachází v 5. lesním vegetačním stupni, v části východně od Klínovce převažuje 6. spolu se 7. lesním vegetačním stupněm (Krečmer a kol. 1999). Kyselá řada lesních typů je více náchylná k acidifikaci díky imisnímu kyselému spadu.

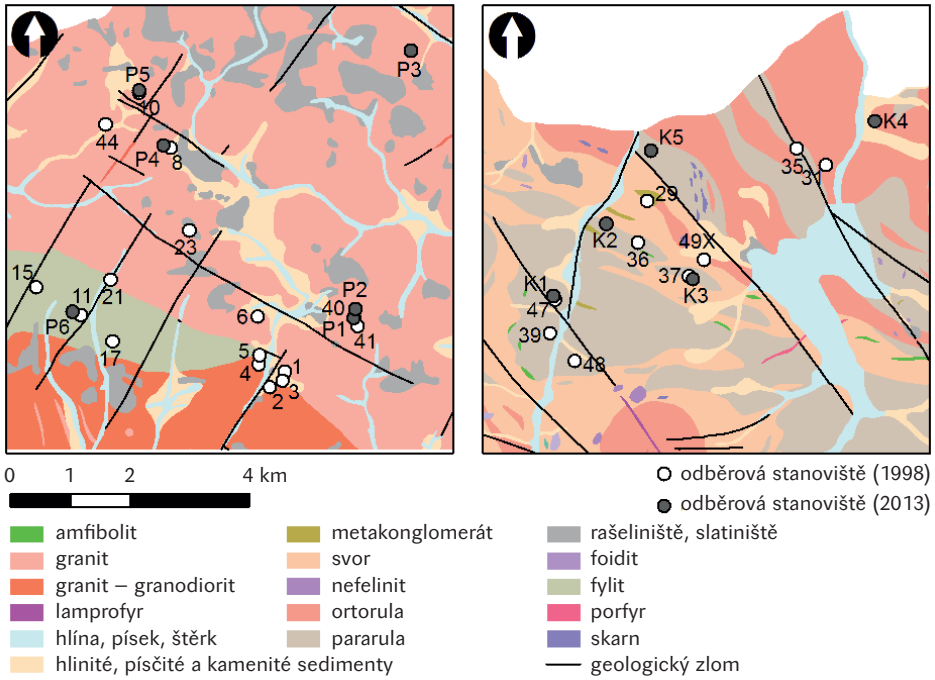
Stanoviště se nacházela v homogenních smrkových porostech v pásmu nadmořských výšek 900–1 000 m n. m. Tyto nadmořské výšky jsou v Krušných horách charakteristické pro výskyt častých inverzních situací, kdy přítomnost inverzní vrstvy oblačnosti obzvlášť v období silného vzdušného znečištění umocňovala nepříznivé působení na jehlice smrku. V důsledku lokalizace

zdrojů vzdušného znečištění (povrchové doly, elektrárny, průmyslové provozy – obr. 12, kapitola 3) a převládajícímu směru větrů od západu k východu napříč pohořím Krušných hor se vytvořil gradient v koncentracích znečišťujících látek v ovzduší (SO_2, NO_x, PM10 aj. viz ČHMÚ 2016 a kapitola 3). Gradient v koncentraci polutantů od méně imisně zatíženého západu Krušných hor k velmi imisně zatížené střední části Krušných hor odpovídal v posledních dekádách minulého století i stupni poškození smrkových porostů.

Tuto situaci dokumentuje i rozdíl ve ztrátě lesního pokryvu mezi západními (50 %) a středními (70 %) Krušnými horami v letech 1972 až 1989 (Ardö a kol. 1997). Zmenšení plochy lesních porostů bylo často důsledkem nárazového kácení silně poškozených stromů. Studovaná stanoviště byla vybrána tak, aby v rozmezí přibližně 50 km kopírovala gradient v makroskopickém poškození stromů a aby byly zastoupeny všechny stupně poškození koruny od stromů zdravých až po stromy mrtvé – více viz níže. Takto byl výzkum jak v roce 1998 a později i v roce 2013 zacílen na lokality v západním a středním Krušnohoří. Na západě se výzkum soustředil na porosty v okolí obce Přebuz, kde tyto porosty byly v roce 1998 zdravé či v počátečních stádiích poškození. Ve středních Krušných horách byla stanoviště vybrána v blízkosti obce Kovářská, kde koncentrace vzdušných polutantů byly výrazně vyšší než na západě (kapitola 3) a převažovaly zde porosty smrku ztepilého středně až silně poškozené. V roce 1998 navíc byla do studie zahrnuta stanoviště, která ležela mezi těmito krajními oblastmi v okolí obce Horní Blatná, ty však už nebylo možné zahrnout do výzkumu v roce 2013, a proto jim v následujícím popisu nebude věnována pozornost.

8.2. Geologické podmínky oblastí v západním a centrálním Krušnohoří

Geologické podloží Krušných hor je převážně tvořeno prvohorními vyvřelinami (žulami) a mladšími přeměněnými horninami (zejména svory a fylity). Matečné horniny obou studovaných lokalit se od sebe liší: v západních Krušných horách v okolí Přebuzi dominují žuly karlovarského plutonu (středně zrnité a hrubozrnné porfyrické biotitické žuly), zatímco ve středních Krušných horách v podloží převažují přeměněné horniny jako ruly, fylity nebo svory. Rozdíly v matečné hornině následně ovlivňují půdní podmínky, které jsou důležité pro další vývoj a regeneraci lesních porostů i po výrazném snížení koncentrace vzdušných polutantů (např. půdní pH a obsah bazických kationtů). Lokalizace výzkumných ploch z let 1998 a 2013 na geologické mapě znázorňuje obrázek 27. Nejčastěji zastoupené půdní typy na studovaných stanovištích byly podzoly a kryptopodzoly (tab. 2), podrobné údaje o chemickém složení půd a srovnání mezi lokalitami udává tabulka 3, kde jsou uvedeny vybrané půdní parametry organického H1(O) a organo-minerálního H2 (A+AB) horizontu v obou oblastech v roce 2013. V oblasti Přebuz celkový obsah bazických kationtů je nízký,



Obr. 27 – Lokalizace stanovišť porostů smrku ztepilého studovaných v roce 1998 (bílé kroužky) a 2013 (šedé kroužky) na geologické mapě (geologická mapa http://mapy.geology.cz/geocr_50/). Vlevo: oblast západního Krušnohoří v oblasti Přebuz; vpravo: oblast centrálního Krušnohoří v oblasti Kovářská. Pro rok 1998 jsou uvedena vybraná porovnávaná stanoviště, stromy zde byly starší 50 let.

je to nutričně chudá půda. Velmi nízké hodnoty vykazuje hlavně horizont H2 (A+AB). Zároveň však půdy v oblasti Přebuz vykazují velmi nízké pH svrchního horizontu H1 (O). Chemické složení studovaných půd na Přebuzi odráží složení matečné horniny, v tomto případě žul. Tyto horniny jsou charakteristické vznikem kyselých půd chudých na bazické kationty.

Oblast Kovářská vykazuje celkově menší variabilitu mezi vlastními stanovišti, vyšší nutriční parametry a vyšší půdní pH, všechna stanoviště vykazují pH > 3 (ale nižší než pH 4) v rámci obou hodnocených půdních profilů. Na druhou stranu Kovářská v porovnání s Přebuzí vykazuje buďto v jednom či u obou půdních horizontů vyšší gradienty vybraných těžkých kovů jako je Hg a As. V případě nízkého pH a nízkého obsahu organického uhlíku hrozí riziko, že se tyto těžké kovy mohou vyskytovat v půdě v mobilní formě.

Tab. 2 – Podloží a půdní typy zastoupené na vybraných stanovištích studovaných v roce 1998 a 2013 podle geologických a pedologických map (1 : 50 000) z archivu České geologické služby

Číslo stanoviště	Podloží	Půdní typ	Souřadnice WGS84 (φ, λ)
Rok 1998			
K29	Svor, pararula	Modální kryptopodzol	50°29′22″; 13°5′13″
K31	Ortorula	Modální kryptopodzol	50°29′44″; 13°7′45″
K35	Pararula	Modální kryptopodzol	50°29′52″; 13°7′19″
K36	Pararula	Modální kryptopodzol	50°28′59″; 13°5′7″
K37	Pararula	Modální kryptopodzol	50°28′42″; 13°5′51″
K39	Pararula	Oglejený kryptopodzol	50°28′9″; 13°3′54″
K47	Pararula	Modální kryptopodzol	50°28′27″; 13°3′58″
K48	Pararula	Modální kryptopodzol	50°27′54″; 13°4′15″
K49x	Ortorula	Modální kryptopodzol	50°28′51″; 13°6′3″
P1	Žula	Modální kryptopodzol	50°21′3″; 12°37′18″
P2	Kamenitý až hlinitokamenitý sediment	Modální kryptopodzol	50°20′54″; 12°37′6″
P3	Kamenitý až hlinitokamenitý sediment	Modální glej	50°20′58″; 12°37′16″
P4	Žula, granodiorit	Modální kryptopodzol	50°21′6″; 12°36′56″
P5	Fylit	Modální kryptopodzol	50°21′11″; 12°36′56″
P6	Žula	Modální podzol	50°21′32″; 12°36′54″
P8	Kamenitý až hlinitokamenitý sediment	Modální kryptopodzol	50°23′2″; 12°35′35″
P10	Žula	Modální kryptopodzol	50°23′31″; 12°35′7″
P11	Fylit	Modální kryptopodzol	50°21′30″; 12°34′23″
P15	Fylit	Modální kryptopodzol	50°21′44″; 12°33′45″
P17	Fylit	Histický glej	50°21′16″; 12°34′51″
P21	Žula	Histický glej	50°21′50″; 12°34′48″
P23	Rašelina	Mesická organozem	50°22′18″; 12°35′53″
P40	Žula	Histický podzol	50°21′33″; 12°38′16″
P41	Žula	Histický podzol	50°21′29″; 12°38′19″
P44	Žula	Histický glej	50°23′14″; 12°34′39″
Rok 2013			
K1	Pararula	Modální kryptopodzol	50°28′29″; 13°3′56″
K2	Pararula	Modální kryptopodzol	50°29′9″; 13°4′39″
K3	Pararula	Modální kryptopodzol	50°28′41″; 13°5′54″
K4	Ortorula	Modální kryptopodzol	50°30′9″; 13°8′25″
K5	Pararula	Modální kryptopodzol	50°29′50″; 13°5′15″
P1	Žula	Histický podzol	50°21′33″; 12°38′15″
P2	Žula	Planický glej	50°21′38″; 12°38′16″
P3	Žula	Modální podzol	50°23′59″; 12°38′57″
P4	Žula	Modální kryptopodzol	50°23′3″; 12°35′28″
P5	Kamenitý až hlinitokamenitý sediment	Modální podzol	50°23′33″; 12°35′7″
P6	Fylit	Modální kryptopodzol	50°21′31″; 12°34′16″

Pozn.: Pro rok 1998 jsou uvedeny půdní typy vybraných 25 porovnávaných stanovišť; stromy zde byly starší 50 let. Zdroj: Geologické podloží a půdní typy byly pro jednotlivá stanoviště určeny podle Základní geologické mapy ČR 1 : 50 000 a Půdní mapy 1 : 50 000.

Tab. 3 – Vybrané půdní parametry organického H1 (O) a organo-minerálního H2 (A+AB) horizontu v oblastech v západních (z-KH) a středních (s-KH) Krušných horách v roce 2013

	Organický horizont		A+AB horizont	
Parametr	Průměr (± sm. odch.)	Kruskal-Wallis test	Průměr (± sm. odch.)	Kruskal-Wallis test
pH	z-KH: 3,1 (± 0,5) s-KH: 3,5 (± 0,5)	**	z-KH: 3,4 (± 0,1) s-KH: 3,5 (± 0,2)	n. s.
N/NO_3 ($mg \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 8,6 (± 8,7) s-KH: 3,9 (± 3,6)	*	—	—
N/NH_4 ($mg \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 190,3 (± 150,3) s-KH: 95,1 (± 75,1)	**	—	—
N_{tot} (%)	z-KH: 1,4 (± 0,3) s-KH: 1,5 (± 0,6)	n. s.	z-KH: 0,3 (± 0,3) s-KH: 0,4 (± 0,1)	**
Al ($mg \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 340,3 (± 185,8) s-KH: 179,1 (± 111,4)	**	z-KH: 412,7 (± 91,5) s-KH: 445,6 (± 107,1)	n. s.
Mg ($mg \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 401,5 (± 514,1) s-KH: 468,5 (± 209,5)	*	z-KH: 69,6 (± 114,9) s-KH: 189,7 (± 136,3)	**
Ca ($g \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 0,8 (± 0,7) s-KH: 1,8 (± 0,9)	**	z-KH: 0,1 (± 0,1) s-KH: 0,4 (± 0,3)	**
K ($mg \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 166,1 (± 59,2) s-KH: 174,2 (± 49,7)	n. s.	z-KH: 33,6 (± 15,0) s-KH: 51,6 (± 13,4)	**
TEA ($mmol \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 85,6 (± 27,9) s-KH: 66,8 (± 23,1)	**	z-KH: 78,9 (± 14,1) s-KH: 80,9 (± 18,8)	n. s.
BC ($mg \cdot kg^{-1}$)	z-KH: 78,7 (± 75,0) s-KH: 135,2 (± 51,2)	**	z-KH: 12,1 (± 16,0) s-KH: 37,5 (± 24,7)	**

Pozn.: KH – Krušné hory, N/NO_3 – dusík ve formě dusičnanů, N/NH_4 – dusík ve formě iontů amonných, N_{tot} – celkový dusík formou procent sušiny, TEA – celková výměnná acidita, BC – bazické kationty. Hodnoty jsou vztaženy na kg sušiny půdního vzorku upraveného na analytickou jemnost. Rozdíly mezi půdními parametry v závislosti na lokalitě (západní – střední Krušné hory) byly testovány Kruskal-Wallisovým neparametrickým testem. Statisticky průkazné rozdíly: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; n. s. neprůkazný rozdíl.

8.3. Výběr a popis stanovišť

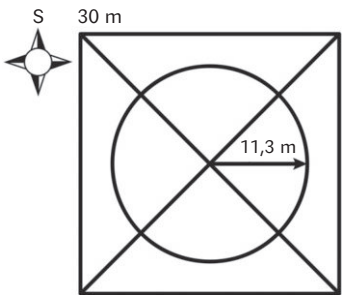
Výběr stanovišť byl cílen na postižení gradientu imisní zátěže od západu Krušných hor s nejnižší imisní zátěží v Krušných horách směrem k vysoce imisně zatížené oblasti centrálního Krušnohoří a s tím související škály poškození smrkových porostů, které se v 90. letech minulého století nacházelo podél gradientu imisní zátěže (Soukupová a kol. 2000 a kapitola 21). Při výběru stanovišť byl vybírán nejprve homogenní porost o rozloze cca 90×90 m, kde do přibližného centra pak bylo umístěno stanoviště o velikosti 30×30 m. Stanoviště měla co

nejmenší sklon, pro eliminaci nežádoucího topografického zkreslení v datech leteckého DPZ. Uplatňovala se řada kritérií zaměřených na homogenitu v řadě parametrů (stejnověká monokultura smrku ztepilého, poškození porostu, zápoj porostu, vnitřní stavba porostu, složení podrostu) z důvodu hodnocení pomocí DPZ. Rozměr stanoviště byl odvozen od velikosti pixelu multispektrálních dat z družice *Landsat*, skeneru TM (30×30 m), aby byla jistota, že vybrané stanoviště bude ležet uvnitř homogenních pixelů. Hyperspektrální studii z letecké kampaně v roku 1998 o poškození smrkových porostů v Krušných horách totiž v 90. letech předcházely studie prof. Rocka s využitím dat z družice *Landsat*, skeneru TM (Lambert a kol. 1995, Ardö a kol. 1997). Stanoviště v letech 2012–2013 byla vybírána podle obdobných kritérií.

8.3.1. Výběr a popis stanovišť v projektu NASA v roce 1998

Stanoviště byla vybírána v roce 1998 dr. Petyou (Entcheva) Campbell a prof. Rockem na základě lesnických typologických map a konzultace s Ing. Vladimírem Henžlíkem (Ústav hospodářské úpravy lesa – ÚHUL, Brandýs nad Labem). Vybírané plochy ležely v nadmořské výšce přibližně 950–980 metrů, měly rozlohu 8,1 ha (90×90 m), viz kritéria výběru stanovišť výše. Vytyčení a zeměpisnou orientaci stanovišť ukazuje obrázek 28. Na každém takto vzniklém stanovišti byla prováděna lesnická měření na stromech v centrálním kruhu o poloměru 11,3 metru (výčetní tloušťka, výška stromu) a na 5 reprezentativních stromech byl uskutečněn odběr větví pro další analýzy (viz tab. 4).

Celkem bylo vybráno 51 stanovišť smrku ztepilého, která ležela ve třech od sebe oddělených oblastech podél gradientu imisního zatížení. Na těchto stanovištích byly zjištěny parametry porostů a stromů uvedené v tabulce 4 a odebrány vzorky jehlic pro biochemickou analýzu. Jednalo se o okolí obcí Přebuz (nejméně poškozená oblast s nejmenší imisní zátěží – 21 stanovišť), Boží Dar (středně poškozená oblast – 13 stanovišť) a Kovářská (nejvíce poškozená oblast s nejvyšší imisní zátěží – 17 stanovišť). Detailní seznam a popis stanovišť je uveden v disertační práci Campbell (Entcheva 2000). Poloha stanovišť a reprezentativních stromů byla určena pomocí GNSS přijímače *Trimble*



Obr. 28 – Orientace a rozměry stanoviště (Entcheva a kol. 1996, Entcheva 2000)

Tab. 4 – Seznam analýz a parametrů měřených na jednotlivých stanovištích a způsob získání těchto dat, metodika

Parametry a analýzy	Způsob získání dat, metodika
Parametry stromů a porostu	
Výčetní tloušťka stromu[1]	průměr kmene stromu v tzv. výčetní výšce 1,3 m od paty kmene (v angličtině DBH – *„diameter at breast height“*)[1]
Výška stromu[1]	Svislá vzdálenost mezi horizontální rovinou protínající nejvyšší vegetační orgán stromu a horizontální rovinou protínající patu kmene. Měřeno výškoměrem.
Zápoj porostu[2]	Podíl oblohy, který je zakryt korunami stromů při pohledu z jednoho místa. Může nabývat hodnot od 0 do 100 %.[2] Měřeno vydutým hemisférickým zrcátkem se čtvercovou mřížkou pro určení poměrného zastoupení.
Hustota porostu, výčetní kruhová základna	Počet stromů na jednotku plochy. Odvozeno z výčetní tloušťky kmene.
Střední výška porostu	Odvozena z výšky měřených stromů.[3] Měřeno klinometrem.
Poškození stromu (DC) založené na defoliaci koruny	Stupně poškození (z anglického *„damage class“*): DC0, DC1, DC2 a DC3.[3, 4]
Počet ročníků jehlic	Počet ročníků jehlic byl zjišťován na hlavním výhonu odebrané osluněné větve z produkční části koruny. Odběr pomocí teleskopických nůžek.
Věk stromu a rychlost růstu kmene	Dendrochronologické analýzy. Vývrty pomocí Presslerova nebozezu z 5 stromů na stanovišti.
Laboratorní analýzy jehlic	Odebrané vzorky z 1., 2. a 3. ročníku jehlic z osluněné větve z produkční části koruny z 5 reprezentativních stromů. Odběr pomocí odběrových kleští na teleskopické násadě.
Odrazivost čerstvých jehlic	Spektrální křivka odrazivosti (400–2 200 nm) měřena spektroradiometrem GER2600.[3, 5]
Obsah fotosyntetických pigmentů	Obsah chlorofylů a karotenoidů měřen spektrofotometricky[6]
Obsah ligninu, celulózy a dusíku	NIR spektroskopie měřena v sušině jehlic.[3, 5]

Pozn.: [1] Metodika pro měření parametrů stromu dle ÚHÚL, Inventarizace lesů, Metodika venkovního sběru dat): http://www.uhul.cz/, http://nil.uhul.cz/, http://nil.uhul.cz/metodika-nil/terenni-setreni (20. 4. 2016). [2] Měřeno u stromů uvnitř centrálního kruhu stanoviště, viz obr. 29. Definice zápoje porostu a korunového zápoje kapitola 12. [3] Entcheva 2000. [4] Tabulka 4. [5] Campbell a kol. 2004. [6] Kapitola 13.

Nomad (zeměpisná šířka *j* a zeměpisná délka *l* v referenčním systému WGAS84). Na těchto stanovištích bylo provedeno *in situ* hodnocení dendrometrických parametrů (viz tab. 4), zdravotního stavu (defoliace koruny, výskyt chloróz na jehlicích, počet ročníků jehlic) a odběr vzorků jehlic pro laboratorní spektrální a biochemické analýzy. Detailní popis biochemických spektroskopických metod pro určení fotosyntetických pigmentů, fenolických látek a ligninu je uveden v kapitole 13.

8.3.2. Hodnocení poškození porostů v roce 1998

Stupeň poškození smrkových porostů byl v roce 1998 určený pomocí makroskopických indikátorů dle tehdejší evropské metodiky (Hildebrandt, Gross 1992). Toto hodnocení bylo založeno na metodologii zavedené pro hodnocení lesních porostů s použitím barevné infračervené fotografie (Hildebrandt, Gross 1992) a určujícími faktory kromě odlistění koruny v závislosti na typu koruny (kartáčovitém, hřebenovitém, deskovitém) je i přítomnost/absence chloróz (žloutnutí) na jehlicích, retence jehlic (počet ročníků jehlic) a mírně se liší od metodiky používané v té době v Česku. Metodika určování defoliace koruny byla konzultována s Ing. Vladimírem Henžlíkem z ÚHÚL pro kompatibilitu s odhadem používaným v Česku. Klasifikace stanovišť do pěti tříd poškození (DC0–DC4; z anglického *„Damage Class"*) použitá v roce 1998 je popsána v tabulce 5. Tato klasifikace stanovišť byla použita v pracích tyto výsledky obsahujících (Entcheva 2000, Albrechtová a kol. 2001, Soukupová a kol. 2000, Campbell a kol. 2004, Mišurec a kol. 2016). Jelikož DC4 je již téměř mrtvý porost, stanoviště takto poškozená nebyla zahrnuta do studie, pouze stanoviště DC0–DC3.

8.3.3. Analýza parametrů porostu v závislosti na stupni poškození stanoviště v roce 1998

Pro zjištění, do jaké míry mají jednotlivé dendrometrické parametry (hustota porostu, bazální plocha, výčetní tloušťka, výška stromů, zápoj porostu a nadmořská výška; viz tab. 4) vztah k poškození stromu, byl použit obecný lineární model ANOVA s určující proměnnou třída poškození. Výsledky jsou sumarizovány v tabulce 6. Zápoj porostu, který je jednou z hlavních dendrometrických charakteristik porostu při zjišťování stupně poškození porostu, jevil očekávaně signifikantní negativní závislost a snižoval se se stupněm poškození porostu. Se stupněm poškození porostu na stanovišti korelovala negativně i průměrná

Tab. 5 – Schéma klasifikace zdravotního stavu smrkových porostů tak, jak byla provedena v průběhu pozemní kampaně v roce 1998

Třída poškození	Stav porostu	Defoliace (%)		Podíl stanovišť (1998, v %)	
		bez žloutnutí	žloutnutí	Přebuz	Kovářská
DC0	zdravý	0–10	×	55	0
DC1	iniciální poškození	11–25	0–10	45	0
DC2	střední poškození	26–60	11–25	0	36
DC3	silné poškození	61–80	26–60	0	64
DC4	mrtvý porost	81–100	61–100	0	0

Zdroj: převzato z Campbell a kol. 2004

Tab. 6 – Dendrometrické parametry porostu na stanovištích v závislosti na stupni poškození porostu na stanovištích

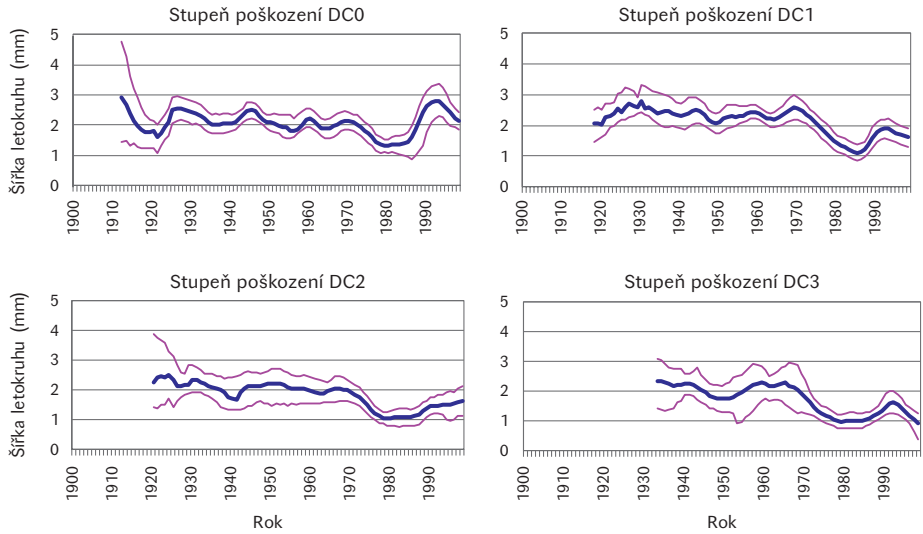
Parametry porostu na stanovištích	Stupeň poškození porostu			
	0	1	2	3
Průměrná výška porostu (m)	22 a	19 b	20 b	16 c
Průměrná výčetní tloušťka stromů (cm)	37 a	35 a	33 a	25 b
Nadmořská výška (m n. m.)	880 b	908 a	871 b	827 c
Průměrný zápoj porostu (%)	76 a	76 a	67 b	59 c
Hustota porostu (stromy · ha^{-1})	617 n. s.	667 n. s.	594 n. s.	732 n. s.
Celková kruhová výčetní základna ($m^2 \cdot ha^{-1}$)	28 n. s.	30 n. s.	26 n. s.	29 n. s.

Pozn.: Stupeň poškození DC0–DC1 v západním Krušnohoří, stupeň poškození DC2–DC3 v centrálním Krušnohoří. Písmena u hodnot odpovídají signifikantním rozdílům mezi DC (ANOVA); n. s. – není signifikantní. Zdroj: převzato z Entcheva 2000 a Campbell a kol. 2004.

výška porostu ($r = 0{,}67$, $p = 0{,}001$) a průměrná výčetní tloušťka, zatímco hustota porostu a celková bazální plocha nejevily závislost na stupni poškození. Porosty stupně poškození DC3 se vyskytovaly v nižší nadmořské výšce cca 830 m n. m., což může souviset s vyšším výskytem inverzí v této nadmořské výšce. V předchozích pracích, které využívaly *Landsat TM* data, byla zaznamenána souvislost výskytu více poškozených porostů ve vyšších nadmořských výškách (Ardö a kol. 1997, Lambert a kol. 1995). Nicméně to může souviset i s faktem, že pro předkládanou studii z roku 1998 byla stanoviště vybrána v úzkém rozpětí nadmořské výšky a dále tam může hrát roli konkrétní topografie stanovišť.

8.3.4. Analýza dendrochronologických dat šířky letokruhů v roce 1998

Celkem bylo v roce 1998 analyzováno 246 vývrtů ze stejného počtu stromů (57 se stupněm poškození DC0, 61 stromů v DC1, 69 stromů v DC2, a 60 stromů v DC3). Metodologie přípravy a zpracování vzorků je uvedena detailně v práci Entcheva (2000). Odebrané vzorky vývrtů byly zpracovány standardní dendrochronologickou metodou (Cook, Kairiukstis 1990). Šířka letokruhů byla zkontrolována pro konzistenci pomocí *Cofecha software, freeware,* který vytvořil dr. Richard Holmes z University of Arizona, USA (Grissino-Mayer 2001). Při letokruhové analýze, bylo analyzováno datování vzniku jednotlivých letokruhů, (tzv. *„crossdating“*), provedena standardizace letokruhové chronologie, tj. letokruhové řady bez věkového trendu. Byla vytvořena stacionární časová řada. Pro vyhodnocení trendů přírůstu kmene byly letokruhy nejdříve rozděleny podle věku a stupně poškození a potom bylo provedeno statistické vyhodnocení metodou *„bootstrap“*, zjištěny průměrné hodnoty a 95% konfidenční intervaly pravděpodobnostní funkce (Cook, Kairiukstis 1990). Pro odhad vlivu srážek a teploty na růst stromů byla použita regrese s regionálními meteorologickými daty pro období 1963–1995.



Obr. 29 – Roční přírůst letokruhů kmene stromů analyzovaných v roce 1998 podle stupně poškození DC0–DC3. Modře jsou průměrné hodnoty šířky letokruhů a růžově 95% konfidenční intervaly zjištěné na základě dendrochronologické analýzy a bootstrapovému statistickému vyhodnocení. Převzato z Entcheva 2000.

Během období 1920–1965 stromy ze všech stupňů poškození přirůstaly na kmeni přibližně stálou rychlostí (obr. 29). Zřetelný pokles růstu porostů začal v letech 1965–1967 pro středně a silně poškozené stromy (DC2 a DC3), zatímco pro méně poškozené stromy zdravé (DC0) a mírně poškozené (DC1), které byly evidentně v lepším zdravotním stavu, nastal pokles růstu až koncem 60. či začátkem 70. let. Od té doby byly ovlivněny takto negativně všechny stromy v Krušných horách, včetně stromů zdravých (DC0). V období 1970–1984 byl kmenový přírůst signifikantně snížen, což odpovídá vrcholným emisím kyselého spadu (viz kapitola 3). Zřejmé zlepšení růstu pro stromy všech stupňů poškození bylo pozorováno od poloviny 80. let minulého století. Toto zlepšení stavu růstu stromů po roce 1985 může souviset i s nápravnými opatřeními, která uskutečnila česká vláda (velkoplošné vápnění začalo v oblastech Krušných hor poškozených emisemi v roce 1984) a na to navázal počátek redukce SO_2 emisí ze spalování v elektrárnách (Kubelka a kol. 1993, Šrámek a kol. 2014).

Vliv teploty na růst stromů nebyl signifikantní ani pro zdravé, ani pro silně poškozené stromy. Vícenásobná regresní analýza ukázala, že existuje vztah mezi srážkami a růstem stromů pro zdravé stromy (DC0; $p < 0{,}05$, $r^2 = 0{,}73$), zatímco pro poškozené stromy (DC1, DC2 a DC3) nebyl tento vztah patrný.

8.4. Výběr stanovišť v projektu MŠMT INMON v letech 2012 a 2013

Pro navazující výzkum v období druhého projektu 2012–2015 bylo vybráno v západní a střední části Krušných hor 11 výzkumných ploch: 6 stanovišť v oblasti Přebuz a 5 stanovišť v oblasti Kovářská. Stanoviště byla vybrána tak, aby byla co nejblíže plochám studovaným v roce 1998, některé plochy (5 v západních Krušných horách a 2 ve středních) byly přímo shodné s plochami využívanými v předchozím výzkumu. Více pozornosti je těmto stanovištím věnováno v kapitolách 9, 18, 20, 24 a v publikaci Mišurec a kol. (2016). Z důvodu hospodářských zásahů a dalších změn v charakteru některých porostů nebylo možné použít všechny původně sledované plochy. Výzkumné plochy se nacházely na území spravovaném lesními správami Lesů České republiky (LČR) a jedna z ploch byla v porostu ve správě obce Kryštofovy Hamry (tab. 7; kontaktní osoba p. Beneš). Konkrétně nám ve výběru stanovišť pomohli zaměstnanci lesních správ LČR, kterým patří naše poděkování (tab. 7): Lesní správa Kraslice (LS Kraslice 2016; Ing. Kubát, Ing. Černíková), Lesní správa Horní Blatná (LS Horní Blatná 2016; Ing. Zettl, Ing. Křižek) a Lesní správa Klášterec nad Ohří (LS Klášterec nad Ohří 2016; Ing. Balaž, Ing. Balaž ml., p. Hrouda).

Věk všech studovaných porostů byl podle porostních map 60–80 let. Pozice stromů byla zaznamenána pomocí GPS. Lokalizaci stanovišť dokumentují obrázky 30 a 31. Další dendrometrické charakteristiky porostů na studovaných jedenácti stanovištích jsou uvedeny v tabulce 8. Makroskopické hodnocení zdravotního stavu stromů na stanovištích a rozbor výsledků z roku 2013 je uveden v kapitole 10. Na každé výzkumné ploše bylo vybráno 5 reprezentativních stromů, na kterých byl proveden odběr jehlic pro biochemické a prvkové analýzy.

Tab. 7 – Majitelé výzkumných ploch z roku 2013

Oblasti	Stanoviště	Majitel
Přebuz	P1	LČR LS Horní Blatná
Západní KH	P2	LČR LS Horní Blatná
	P3	LČR LS Horní Blatná
	P4	LČR LS Kraslice
	P5	LČR LS Kraslice
	P6	LČR LS Kraslice
Kovářská	K1	LČR LS Klášterec nad Ohří
Střední KH	K2	LČR LS Klášterec nad Ohří
	K3	obec Kryštofovy Hamry
	K4	LČR LS Klášterec nad Ohří
	K5	LČR LS Klášterec nad Ohří

Pozn.: LČR – Lesy České republiky, s. p.; LS – lesní správa

Tab. 8 – Vybrané parametry porostů na studovaných stanovištích v západních a středních Krušných horách v roce 2013

Oblast	Stanoviště	Výška (m)	Výčetní tloušťka (cm)	Počet ročníků jehlic			LAI ($m^2 \cdot m^{-2}$)	Celková defoliace koruny (%)	Jehlicový koeficient
				min	průměr	max			
Přebuz	P1	23	39	7	9	11	4,40	30	7
Západní KH	P2	24	40	7	9	12	4,55	37	5
	P3	22	32	7	9	11	4,26	30	6
	P4	24	37	5	8	10	4,75	28	6
	P5	22	36	5	8	10	4,25	36	5
	P6	26	43	6	8	12	4,97	35	5
Kovářská	K1	28	45	6	8	11	5,26	33	6
Střední KH	K2	27	41	6	8	11	5,27	33	5
	K3	24	41	5	8	12	4,74	29	6
	K4	27	37	7	8	10	5,21	26	6
	K5	26	39	6	8	11	4,81	30	6
		n = 5	n = 22–31		n = 5			n = 12	n = 5

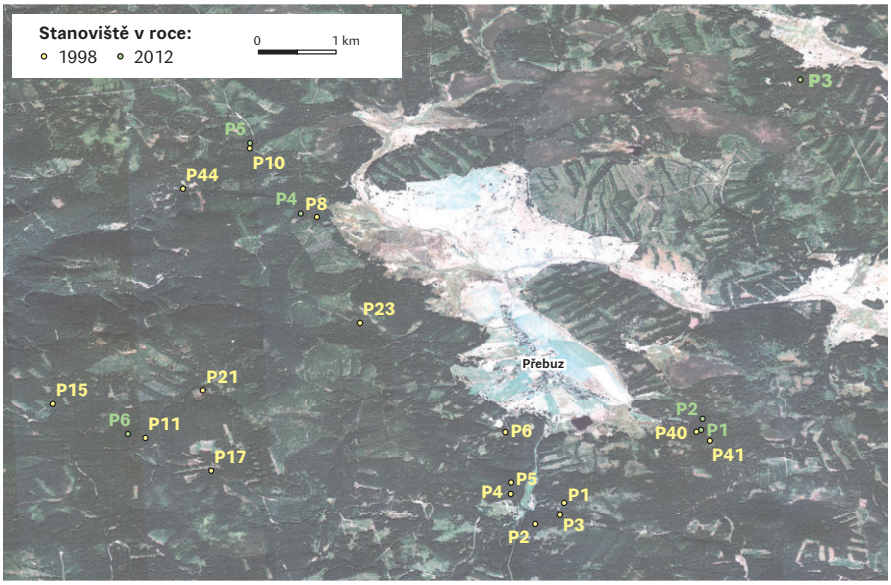
Pozn.: Počet ročníků jehlic je průměrem ze 3 větví ve vertikálním profilu koruny (viz kapitola 23), LAI – *Leaf Area Index* – index listové plochy určený metodikou popsanou v kapitole 9. Jehlicový koeficient = [(100 – celková defoliace korun) · počet ročníků jehlic] / 100. *n* jsou počty reprezentativních stromů na stanovišti, u kterých byl daný parametr stanoven.

8.5. Mapy lokalizace stanovišť

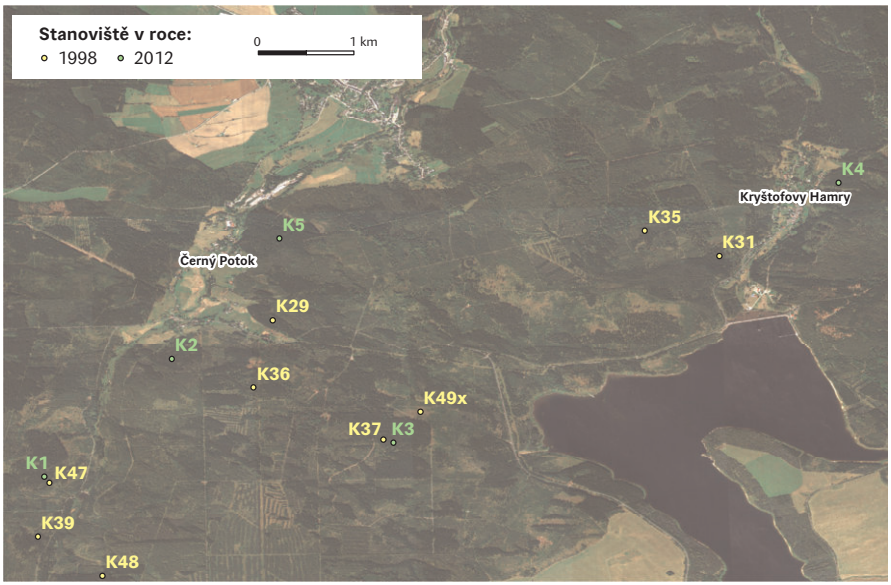
Mapa s lokalizací stanovišť v západní oblasti Krušných hor je na obrázku 30, v oblasti středního Krušnohoří na obrázku 31. V mapách jsou vyznačena vybraná stanoviště z roku 1998, která byla použita pro analýzu porovnání stavu porostů v letech 1998 a 2013 (viz kapitola 20) a dále všech 11 stanovišť monitorovaných v roce 2013. Bod reprezentující stanoviště v mapě odpovídá středu stanoviště určenému z GPS souřadnic stromů zaměřených v terénu. Jako topografický podklad byla použita mozaika hyperspektrálních dat APEX v přirozených barvách (pásma 44, 15 a 4), nasnímaných pro projekt INMON v roce 2013. Při podrobnějším zkoumání jsou vidět některé letové linie.

8.6. Závěry

Výběr stanovišť byl cílen na postižení gradientu imisní zátěže od západu Krušných hor s nejnižší imisní zátěží v Krušných horách směrem k vysoce imisně zatížené oblasti centrálního Krušnohoří a s tím v roce 1998 související celé škály poškození smrkových porostů od porostů zdravých na západním Krušnohoří k silně poškozeným v centrálním Krušnohoří. Dalšími kritérii byla pokud



Obr. 30 – Stanoviště a stromy v západním Krušnohoří v oblasti Přebuz. Zelenou barvou jsou znázorněna stanoviště vybraná v roce 2012 (P1–P6, se stromy č. 1–30), žlutou barvou jsou znázorněna stanoviště sledovaná v roce 1998.



Obr. 31 – Stanoviště a stromy ve středním Krušnohoří v oblasti Kovářská. Zelenou barvou jsou znázorněna stanoviště vybraná v roce 2012 (K1–K5, se stromy č. 31–55), žlutou barvou jsou znázorněna stanoviště sledovaná v roce 1998.

možno homogenita porostu. Též byl zohledněn rozdíl v geologických podmínkách a geochemii půd obou oblastí. Uplatňovala se řada kritérií zaměřených na homogenitu v řadě parametrů (stejnověká monokultura smrku ztepilého, poškození porostu, zápoj porostu, vnitřní stavba porostu, složení podrostu, nízký sklon stanoviště) z důvodu hodnocení pomocí dálkového průzkumu Země. V roce 1998 bylo vybráno 51 stanovišť, z toho 21 v oblasti Přebuz a 17 v oblasti Kovářská. Pro navazující projekt 2012–2015 bylo vybráno 11 výzkumných ploch: 6 stanovišť v oblasti Přebuz a 5 stanovišť v oblasti Kovářská. Stanoviště byla v roce 2012 vybrána tak, aby byla co nejblíže plochám studovaným v roce 1998, některé plochy (5 v západních Krušných hor a 2 ve středních) byly přímo shodné s plochami využívanými v předchozím výzkumu. Pro některé analýzy byl výběr stanovišť limitován ještě dalšími faktory pro uplatnění dané metody, což znamenalo, že nemohla být zahrnuta všechna stanoviště do analýz a v tom případě jsou stanoviště konkretizována v příslušných kapitolách.

9. Hodnocení vybraných biofyzikálních a strukturálních parametrů lesních porostů pomocí digitálních hemisférických fotografií

9.1. Vybrané biofyzikální a strukturální parametry lesních porostů

V lesnické praxi jsou často potřeba údaje o hustotě korunového zápoje. Index listové plochy nebo též pokryvnost listoví (*Leaf Area Index* – dále LAI) je jedním z nejzákladnějších biofyzikálních parametrů vegetace na úrovni porostu. Jeho význam z hlediska fungování vegetace je především v tom, že popisuje velikost plochy, na níž dochází k aktivní interakci mezi rostlinou a atmosférou (Bréda 2003). Je tedy velmi těsně spojený například s intenzitou evapotranspirace a výměny energie a plynů z atmosféry. Biofyzikální a strukturální parametry korun lesních porostů, jako je LAI, jsou využívány nejen v lesnické praxi, ale i v ekologických studiích. Tento parametr je též vstupem pro interpretaci metod DPZ. S jejich pomocí je pak možné parametr LAI odhadovat velkoplošně. Využití digitálních hemisférických fotografií pro určení biofyzikálních a strukturálních parametrů lesních porostů představuje zajímavou alternativu k měření LAI s použitím specializovaných přístrojů, jako je např. *LAI-2200 Plant Canopy Analyzer* (LI-COR Biosciences 2016; Chen, Black 1992) nebo *LP-80 LAI ceptometer* (Decagon Devices 2016, Bréda 2003). Výhodou je též volná dostupnost softwaru pro zpracovávání hemisférických fotografií.

Nicméně je třeba uplatnit standardizaci těchto snímků při jejich snímání, aby mohly být využity pro hodnocení LAI, což bude v této kapitole pojednáno dále v části věnované zásadám pro pořizování hemisférických fotografií. V této kapitole se budeme věnovat popisu přímých a nepřímých metod stanovení biofyzikálních a strukturálních parametrů vegetace, budou probrány výhody a úskalí digitálních hemisférických snímků. Poslední část této kapitoly pak představí případovou studii určování biofyzikálních a strukturálních parametrů homogenních smrkových porostů v Krušných horách pomocí digitálních fotografií.

9.2. Index listové plochy

Podle své základní definice index listové plochy (LAI) odpovídá celkové jednostranné ploše listů rostliny normalizované na jednotku plochy povrchu (Watson 1947). Pro jehličnaté rostliny je ovšem tato definice nedostačující, jelikož jehlice mají přibližně válcový tvar a určit jejich jednostrannou plochu není jednoznačné. Z tohoto důvodu byly pro jehličnatou vegetaci zavedeny alternativní definice indexu LAI:

1. Polovina celkové plochy jehlic vztažená na jednotku horizontální plochy povrchu (Lang, McMurtrie, Benson 1991; Chen, Black 1992).
2. Průmět celkové plochy jehlic vztažený na jednotku horizontální plochy povrchu (Smith 1991; Bolstad, Gower 1990).

Jak již vyplývá z výše uvedených definic, je LAI bezrozměrným parametrem, neboť jeho fyzikální jednotkou je $m^2 \cdot m^{-2}$. V případě lesních porostů, které jsou tvořeny korunami jednotlivých stromů, je pak zapotřebí ještě odlišovat LAI jednotlivých korun (jehož hodnota je dána množstvím biomasy v koruně) a LAI celého porostu (jehož hodnota je dána jednak množstvím biomasy v korunách, a dále též hustotou porostu).

Vedle indexu listové plochy je možné se ještě setkat s indexy, které popisují nejen průmět listové plochy, ale celé plochy rostliny – index plochy rostliny (*Plant Area Index* – PAI), který je určen jako celková plocha rostliny, nejen listoví, vztažená na jednotku horizontální plochy povrchu (Neumann, Denhartog, Shaw 1989). Hodnota PAI tak kromě plochy listoví bere do úvahy i plochu dalších částí rostliny (kmene, větví apod.). Dále se zavádí i index definující pouze průmět dřevní části korun a kmenů stromu – index plochy dřeva (*Wood Area Index* – WAI). Pak platí, že LAI = PAI – WAI (Bréda 2003).

9.3. Korunový zápoj a zápoj porostu

Zápoj porostu (anglicky *„canopy closure“*) je definován jako podíl oblohy, který je zakryt vegetací při pohledu z jednoho místa (Jennings, Brown, Sheil 1999; Korhonen a kol. 2006; Paletto, Tossi 2009). V některých případech není pro výpočet uvažována celá hemisférická plocha oblohy, ale jen její dílčí část. Překrývající se části korun jsou v tomto případě zpravidla započítávány pouze jednou, díky čemuž může zápoj porostu nabývat hodnot v rozsahu 0–1 (resp. 0–100 %).

Korunový zápoj (anglicky *„crown closure“*) je naproti tomu definován jako podíl plochy povrchu v nadhlavníku, která je zakryta kolmým průmětem korun stromů (Korhonen a kol. 2006; Paletto, Tossi 2009). Také korunový zápoj může nabývat hodnot v rozmezí 0–1 (resp. 0–100 %) v případě, že případné přesahy průmětů dílčích korun jsou započítávány pouze jednou. V některých

Obr. 32 – Rozdíl v definici zápoje porostu (*canopy closure*) a korunového zápoje (*crown closure*). Zápoj porostu představuje podíl oblohy zakryté vegetací při pohledu z jednoho místa (vlevo), zatímco korunový zápoj porostu představuje podíl oblohy, zakrytý kolmým průmětem vegetace (vpravo).

studiích (např. Nilson 1999) jsou však dílčí přesahy korun uvažovány odděleně, následkem čehož pak může být hodnota korunového zápoje větší než 1,0 (100 %). Dodejme, že v anglické literatuře je korunový zápoj rovněž velmi často označován poněkud nešťastným termínem *„canopy cover“* (Korhonen a kol. 2006; Paletto, Tossi 2009), díky čemuž pak snadno dochází k záměně obou popsaných parametrů. Rozdíl v definici zápoje porostu a korunového zápoje je názorně demonstrován na obrázek 32.

9.4. Metody odhadu biofyzikálních a strukturálních parametrů porostů

Metody stanovení biofyzikálních a strukturálních parametrů vegetace lze rozdělit do dvou základních skupin na přímé metody, které jsou kontaktní a vyžadují odběr vzorku, a nepřímé metody, které jsou odvozeny pozorováním bezkontaktním.

9.4.1. Přímé metody

Přímé metody jsou založeny na odběru signifikantního vzorku listoví vegetace (destruktivně nebo sběrem opadu). Z takto odebraných vzorků je určena plocha listoví, která je následně vztažena na odpovídající plochu povrchu (tzv. planimetrický přístup). Jinou možností je určit nejprve hmotnost odebraného listoví, z níž je pak možné plochu dopočítat ze známé hodnoty tzv. specifické listové plochy (definující vztah mezi suchou hmotností listu a jeho plochou). Tento přístup je pak označován jako gravimetrický. Přímé metody poskytují obecně nejpřesnější výsledky, na druhou stranu jsou ovšem velmi náročné na čas a lidskou práci. Z tohoto důvodu byly vyvinuty tzv. nepřímé metody.

9.4.2. Nepřímé metody

Nepřímé metody jsou založeny na studiu geometrie korun a úbytku záření při jeho průchodu porostem. Jedná se například o metodu měření ozářenosti korun a sledování úbytku slunečního záření při průchodu korunovou vrstvou, spektrální metody, laserové metody a metodu mezernatosti (*gap-fraction*). Poslední jmenovaná metoda je pak základem odhadu LAI pomocí hemisférických fotografií, přičemž je založena na výpočtu pravděpodobnosti, že paprsek světla procházející porostem nenarazí na listoví či jinou část rostliny (Danson a kol. 2007). Jednou z možností nepřímého stanovení LAI (a dalších parametrů) je využití speciálních přístrojů, které jsou k těmto účelům určeny – např. LAI2200 (LICOR Biosciences 2016), AccuPAR LP80 Ceptometer (Dragon Devices), CI110 (CID Bio-Science) aj.

Další možností stanovení hodnot LAI (případně dalších parametrů) je využití digitálních hemisférických fotografií, které zařazujeme do skupiny metod *gap size distribution*. Hemisférické fotografie byly používány pro studium struktury vegetace již na konci 50. let 20. století (Evans, Coombe 1959), avšak následně bylo jejich používání poněkud omezeno zejména z důvodu vysoké náročnosti zpracování analogových snímků. Další rozvoj této techniky byl tedy zaznamenán až relativně nedávno s příchodem digitálních fotoaparátů.

Hemisférické snímky jsou pořizovány speciálním druhem objektivů se zorným polem 180° ve všech směrech (objektiv tedy najednou zobrazuje celou hemisféru). Objektivy tohoto typu jsou označovány jako cirkulární rybí oka (anglicky *„circular fish eye“*), jelikož hemisféra je zobrazena do kruhového pole uprostřed snímku a objektiv může zabírat celou oblohu. Příkladem takových objektivů může být např. Sigma 4,5 mm F2.8 EX DC (pro fotoaparáty s čipem o velikosti APS-C), případně Sigma 8 mm F3.5 EX DG (pro fotoaparáty s fullframe snímačem). Kromě toho existují ještě objektivy tzv. lineární rybí oka (anglicky *„linear fish eye“*), která ovšem dosahují zorného pole 180° pouze na diagonále snímku, a ke stanovení LAI je tedy nelze použít.

Další možností je potom použití širokoúhlých předsádek v kombinaci s běžným širokoúhlým objektivem, kdy dojde ke zkrácení celkové ohniskové vzdálenosti soustavy tak, že na snímku je zachycena opět celá hemisféra. Kvalita takto pořízených snímků je však zpravidla výrazně horší než při použití celooblohového objektivu.

Velmi podrobnou recenzi jednotlivých přímých a nepřímých metod stanovení LAI je možné nalézt v práci Gower, Kucharik, Norman (1999).

9.4.3. Výhody a úskalí digitálních hemisférických snímků

Zásadní výhodou všech nepřímých metod stanovení LAI, metod založených na sledování průchodu záření skrze porost, je jejich rychlost a jednoduchost, které jsou naprosto nesrovnatelné v porovnání s tradičními (přímými) metodami

založenými na sběru opadu nebo destruktivním odběru listoví. Výhodou hemisférických fotografií je potom skutečnost, že ve srovnání s použitím přístrojů typu LAI-2200, AccuPAR aj. jde o metodu, která je nejméně citlivá na změny jasu oblohy (Garrigues a kol. 2008; Thimonier, Sedivy, Schleppi 2010).

Aplikace nepřímých metod stanovení LAI (a dalších parametrů) má však současně i některá omezení a úskalí. Již ze samotného principu všech nepřímých metod je zřejmé, že jejich výsledkem ve skutečnosti není index listové plochy (LAI), ale index plochy rostliny (PAI), neboť v zorném poli přístroje jsou zachyceny vždy celé rostliny včetně větví a kmene, a nikoliv jen jejich listoví (Demarez a kol. 2008).

Výpočet LAI/PAI v tomto případě vychází z Poissonova zákona při uvažování rovnoměrného rozložení listoví s náhodnou orientací. Tento předpoklad však zpravidla není v případě lesních a zemědělských porostů reálný (Demarez a kol. 2008), jelikož dochází zpravidla ke shlukování listoví, které je popsáno tzv. faktorem shlukování (anglicky *„clumping factor“*). Faktor shlukování tedy vlastně popisuje odchylku od náhodného a rovnoměrného rozložení listoví (Garrigues a kol. 2008). Výsledkem výpočtu při zanedbání faktoru shlukování listoví je potom hodnota označovaná jako efektivní index listové plochy (LAI_e), případně efektivní index plochy rostliny (PAI_e). Hodnota LAI_e je pak zpravidla oproti skutečnosti podhodnocena o 40–50 % (Chen a kol. 1997; Zhang, Chen, Miller 2005; Demarez a kol. 2008; Garrigues a kol. 2008). Problematika odhadu hodnoty faktoru shlukování je popsána v Leblanc a kol. (2005). Některé počítačové programy pro zpracování hemisférických fotografií jsou potom schopny odhadnout hodnotu faktoru shlukování přímo z pořízených snímků (na rozdíl od měření pomocí jako např. LAI-2200 aj.). Takto odhadnutou hodnotu faktoru shlukování je pak možné zahrnout do výpočtu, jehož výsledkem je potom skutečná hodnota LAI/PAI. Chianucci a Cutini (2013) však poukazují na to, že i při uvažování faktoru shlukování může docházet k podhodnocení hodnot LAI/PAI oproti referenčním hodnotám získaným na podkladě destruktivních odběrů.

Dalšími limitujícími faktory ovlivňujícími spolehlivost získaného výsledku jsou pak v případě použití hemisférických fotografií zejména nastavení optimální expozice jednotlivých snímků (která musí zajistit dostatečný kontrast vegetace a oblohy) a způsob jejich zpracování. V případě zpracování snímků jde zejména o vzájemné odlišení vegetace a oblohy, která je realizováno buď zcela manuálně, nebo pomocí prahování, které je však i tak velmi subjektivní (Jonckheere a kol. 2005; Chianucci, Cutini 2013). Tato skutečnost však nemusí být nutně vždy nevýhodou, protože oproti plně automatickému rozlišení oblohy a vegetace umožňuje korigovat případné chyby vzniklé špatnou expozicí snímku (Thimonier, Šedivý, Schleppi 2010). Kromě toho je výsledek odhadu ovlivněn i prostorovým rozložením míst, z nichž jsou v rámci sledovaného porostu jednotlivé snímky pořizovány.

9.5. Zásady pro pořizování hemisférických fotografií

9.5.1. Prostorové schéma pořizování fotografií

Pomocí hemisférických fotografií nelze určit hodnotu LAI (případně dalších parametrů) pro jednu konkrétní korunu stromu, ale naopak jde vždy o určování na úrovni celého porostu. Hodnoty indexu listové plochy zpravidla nejsou určovány na podkladě jednoho snímku, ale na základě posloupnosti několika snímků, které jsou vhodně rozmístěny po ploše zaměřovaného stanoviště. Důvodem je zejména zachycení prostorové variability struktury vegetace v rámci sledovaného stanoviště (Demarez a kol. 2008).

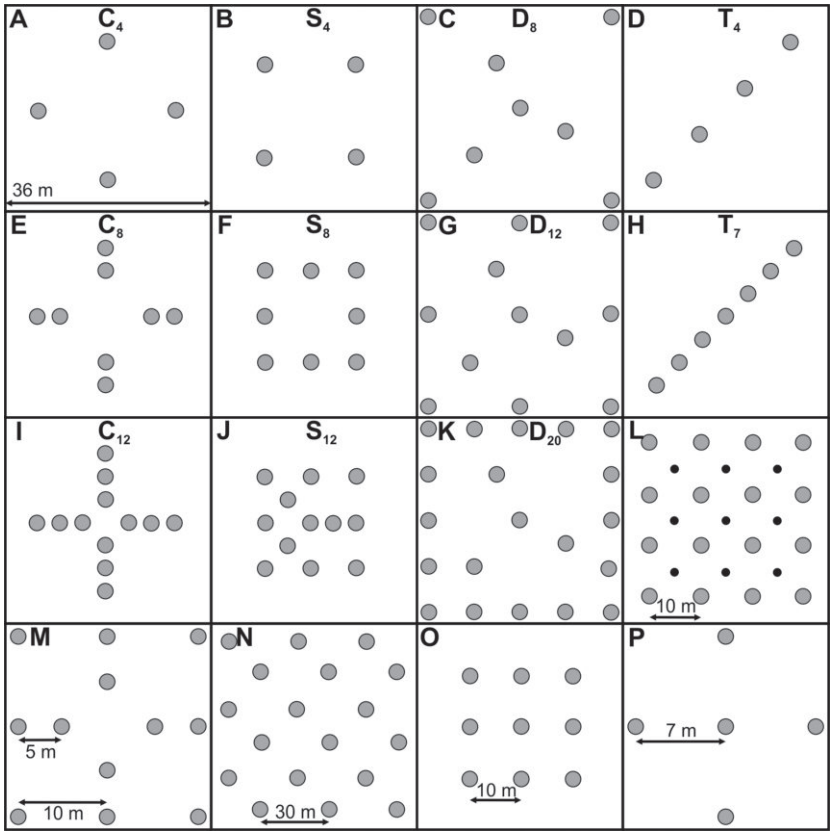
Optimalizace prostorového rozložení jednotlivých měření (tj. míst, odkud jsou hemisférické snímky v rámci daného porostu pořizovány) je dána jednak požadavkem na co možná nejvyšší efektivitu práce v terénu, a dále pak na získání co možná nejpřesnějšího odhadu sledovaných parametrů (Majasalmi a kol. 2012). Dodejme, že některé z těchto prostorových schémat, např. schéma C_{12} na obrázku 33I a schéma S_{12} na obrázku 33J viz Majasalmi a kol. 2012, vycházejí z doporučení mezinárodní iniciativy VALERI (*Validation of Land European Remote Sensing Instruments*) snažící se o metodologickou standardizaci pozemních měření LAI (a mnoha dalších parametrů) pro potřeby validace produktů dálkového průzkumu Země. Další schéma pak vychází z doporučení mezinárodního programu pro mezinárodní monitorování a sledování stavu lesů ovlivněných vzdušnými polutanty ICP Forests (2010). V Česku je koordinátorem programu doc. Vít Šrámek z VÚLHM.

Ukázky vybraných schémat prostorového rozložení hemisférických snímků (případně měření přístroji typu LAI-2200 aj.) spolu s autory těchto schémat jsou uvedeny na obrázku 33.

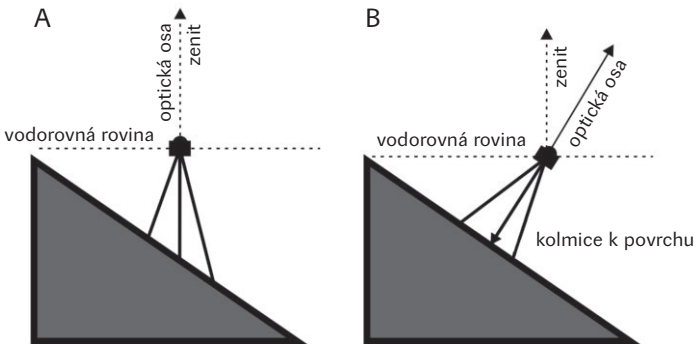
9.5.2. Orientace hemisférických fotografií

Z hlediska orientace je potřeba rozlišit azimutální a vertikální orientaci hemisférických fotografií. Azimutální orientace představuje orientaci zorného pole vzhledem ke světovým stranám. Požadavkem přitom je, aby azimutální orientace všech snímků, pořízených v rámci jedné měřičské kampaně, byla stejná (např. tak, aby sever byl vždy nahoře).

Vertikální orientace potom definuje směr, kterým míří optická osa objektivu, která přibližně odpovídá středu snímku. Ustavení fotoaparátu je přitom potřeba provést tak, aby optická osa objektivu směřovala k zenitu (nadhlavníku), a tedy aby byla v případě rovinatého terénu kolmá k povrchu. Problém však nastává v okamžiku, kdy je potřeba provést měření na výrazně svažitém terénu, třeba při sklonech svahu nad 30 %. V tomto případě je buď možné fotoaparát ustavit opět tak, aby jeho optická osa směřovala k zenitu (tj. byla kolmá na vodorovnou rovinu) – tzv. anglicky *„levelled measurement“*, nebo je možné provést



Obr. 33 – Ukázka vybraných schémat prostorového rozložení hemisférických fotografií v rámci studovaného porostu: A–K – Majasalmi a kol. 2012, L – ICP Forests Manual, M – Pfeifer a kol. 2012, N – Pocewicz a kol. 2004, O – Macfarlane a kol. 2007, P – Paletto, Tossi 2009.



Obr. 34 – Ustavení fotoaparátu ve svažitém terénu dle Gonsamo, Pellikka (2009): A – *levelled measurement*, B – *tilted measurement*. Oba anglické termíny jsou vysvětleny v textu.

ustavení tak, aby optická osa objektivu směřovala kolmo k terénu (tj. byla kolmá na svah) – tzv. anglicky *„tilted measurement“* (obr. 34). Při ustavení optické osy směrem k zenitu totiž dochází v případě velkých sklonů svahů k tomu, že se porosty zdají být hustší směrem vzhůru do svahu a naopak řidší směrem dolů ze svahu. Vliv rozdílného ustavení fotoaparátu se však začne projevovat až při sklonech svahu nad 30 % (Gonsamo, Pellikka 2009).

9.5.3. Expozice hemisférických fotografií

Nastavení optimální expozice je dalším faktorem, kterému je potřeba při pořizování hemisférických snímků věnovat pozornost. Tato problematika byla zmíněna ve velkém množství studií (Macfarlane a kol. 2000; Zhang, Chen, Miller 2005; Demarez a kol. 2008; Thimonier, Šedivý, Schleppi 2010), jejichž závěr však není zcela jednoznačný. Obecným požadavkem je v tomto případě to, aby bylo dosaženo optimálního kontrastu mezi oblohou a vegetací, aniž by došlo k výskytu většího množství přeexponovaných (saturovaných) pixelů snímku.

Zhang, Chen, Miller (2005) upozorňuje na skutečnost, že vyšší expozice vede ke zdánlivému zmenšení plochy oblohy zakryté vegetací, a tím k podhodnocení LAI, a naopak. Řešení navrhované v rámci této studie spočívá v určení optimální expozice v otevřeném terénu (bez vegetace), která je následně při pořizování snímků pod zapojeným porostem zvýšena o 2 expoziční stupně. Tento postup ve výsledku zajišťuje, že výsledná expozice je v případě hustých porostů nižší než při použití automatického měření, zatímco v případě řídkých porostů je takto stanovená expozice vyšší než při použití automatického měření. Další možností je pořízení sekvence několika snímků s různými hodnotami korekce expozice (např. Thimonier, Šedivý, Schleppi 2010). Pokud jsou snímky při pořízení ukládány do formátu RAW je navíc korekce expozice možná až v průběhu zpracování snímků.

S optimální expozicí pak souvisí světelné podmínky, za nichž je měření prováděno. Obecně je doporučováno pořizovat snímky (stejně tak jako měření pomocí přístrojů typu LAI2200 apod.) při difúzním, rozptýleném osvětlení. Tato podmínka je nejlépe zajištěna buď při zcela zatažené obloze, nebo v období těsně po západu, resp. těsně před východem slunce nad obzor (Garrigues a kol. 2008; Chianucci, Cutini 2013). Bohužel toto není vždy splnitelné zejména v případě, kdy je měření součástí pozemní kampaně související s pořizováním dat dálkového průzkumu (pro které je naopak vyžadována jasná obloha). V takovém případě je dobré alespoň zamezit vnikání přímého slunečního záření do objektivu.

9.6. Případová studie: určování biofyzikálních a strukturálních parametrů smrkových porostů v Krušných horách

9.6.1. Pořízení digitálních hemisférických fotografií

Prezentovaná případová studie využití digitálních hemisférických snímků pro stanovení vybraných biofyzikálních a strukturálních parametrů byla provedena v průběhu léta 2013 a na jaře 2014. Pořízení snímků bylo provedeno v homogenních porostech smrku ztepilého lokalizovaných v centrální (Kovářská) a západní (Přebuz) části Krušných hor. V rámci těchto dvou území bylo vybráno celkem 27 stanovišť (14 Přebuz, 13 Kovářská) různého stáří, aby byl co nejlépe zachycen gradient sledovaných parametrů. Bližší popis zkoumaných území je uveden v kapitole 19.

Hemisférické fotografie byly pořízeny digitálním fotoaparátem Canon EOS 400D vybaveným objektivem Sigma 4.5 mm F2.8 EX DC za použití prostorového schématu C_{12} (Majasalmi a kol. 2012, obr. 33L). V případě některých plošně menších stanovišť pak bylo použito schématu C_8 na obrázku 33E. V obou případech byl mezi jednotlivými měřeními zachováván rozestup 10 m, přičemž středy jednotlivých měřících schémat byly v terénu zaměřeny pomocí GPS přijímače *Trimble Nomad*. Na každém bodě byla pořízena posloupnost tří snímků s různými hodnotami korekce expozice (–1 EV, 0 EV a +1 EV), aby se tak předešlo problémům s možným pod- či přeexponováním snímků.

9.6.2. Zpracování digitálních hemisférických fotografií v software *CanEye*

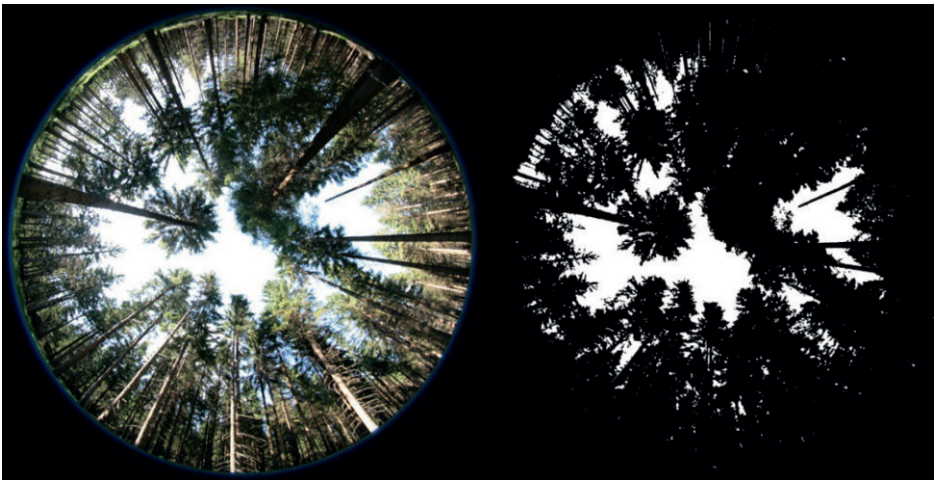
Zpracování pořízených hemisférických fotografií bylo provedeno ve volně dostupném software (tzv. anglicky *„freeware“*) CanEye (2016), který byl vyvinut v roce 2003 v ústavu EMMAH (*Environnement Mediterranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes*), INRA (*French National Institute of Agronomical research*). Před zahájením vlastního zpracování je nutné odvodit dva parametry popisující zobrazovací vlastnosti použitého objektivu – optický střed (daný dvojicí pixelových souřadnic určujících bod, do něhož se promítne paprsek procházející optickou osou objektivu) a zobrazovací funkci (definující zobrazení objektivu s rostoucí vzdáleností od optické osy). Způsob odvození těchto parametrů je popsán např. v dokumentaci software *CanEye*.

Další zpracování pořízených snímků spočívá v optimalizaci kontrastu pomocí tzv. gamma funkce a prahováním hodnot parametrů *Brightness Index*, *Greenness Index* a *Browness Index* vedoucímu k odlišení vegetací zakrytých a nezakrytých pixelů. Tento postup byl však shledán silně subjektivním, a proto byl definován alternativní postup s využitím volně dostupného grafického editoru GIMP 2.8. Tento postup byl založen na automatické optimalizaci kontrastu snímků následovanou výběrem vegetací zakrytých ploch a jejich převedení na jednotnou (černou) barvu. Zbytek pixelů (vegetací nezakrytých)

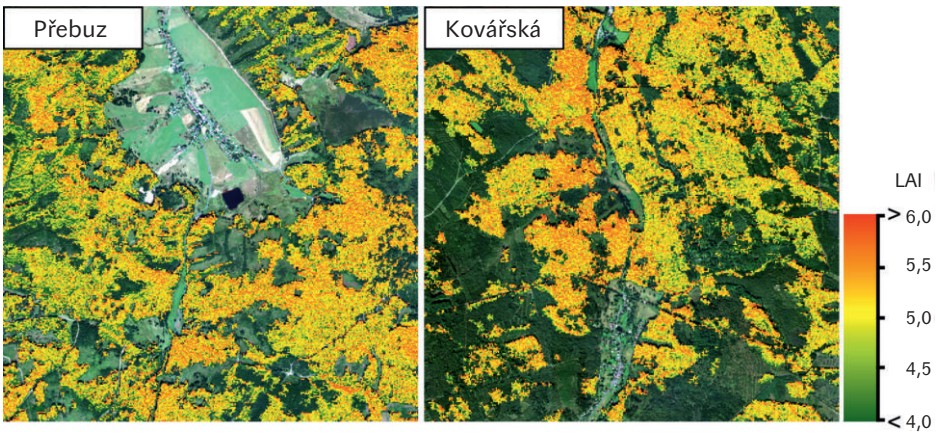
byl pak převeden na bílou barvu. Takto upravené snímky pak byly převedeny do podoby binárních rastrů, které byly následně použity jako vstup do programu *CanEye* (obr. 35). Výsledkem výpočtu pak byly hodnoty PAI (*Plant Area Index* – index plochy rostliny), PAIe (*Effective Plant Area Index* – efektivní index plochy rostliny), ALA (*Average Leaf Angle* – průměrný sklon listů), fAPAR (*fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation* – frakce absorbovaného fotosynteticky aktivního záření) a fCOVER (*fraction of canopy cover* – korunový zápoj).

9.6.3. Tvorba mapy indexu listové plochy

Strukturální parametry porostů získané analýzou hemisférických snímků byly doplněny o další údaje získané jednak v průběhu terénního průzkumu (výčetní tloušťka kmenů, výška stromů), a jednak aplikací alometrických rovnic (výška živé koruny, poloměr koruny aj.) převzatých z práce autorů Widlowski a kol. 2003. Tato data byla použita k simulaci spekter na úrovni porostu pomocí dvojice modelů přenosu záření PROSPECT-5 (Jacquemoud, Baret, Prospect 1990; Feret a kol. 2008) a FRT (Kuusk, Nilson, 2000) více v kapitole 17. Pomocí uvedené dvojice modelů byl nasimulován vztah mezi hodnotami vybraných vegetačních indexů (MSAVI, MSR, RDVI, TVI, $MTVI_1$, $MTVI_2$ – viz Haboudanea kol. 2004 a kapitola 23) a indexu listové plochy (*true LAI*). V této fázi byla studovaná stanoviště rozdělena do dvou skupin. Tzv. kalibrační stanoviště (celkem 12) byla použita pro empirickou korekci namodelovaného vztahu mezi LAI a vegetačními indexy. Ten byl následně aplikován na hodnoty shodných



Obr. 35 – Původní hemisférický snímek (vlevo) a jemu odpovídající binární maska vegetací zakrytých oblastí.



Obr. 36 – Index listové plochy LAI na podkladě leteckých hyperspektrálních dat APEX pro území Přebuz (vlevo) a Kovářská (vpravo).

vegetačních indexů vypočtených z hyperspektrálních dat APEX (kapitola 24). Takto určené hodnoty LAI byly finálně porovnány s hodnotami zjištěnými analýzou hemisférických snímků pro tzv. validační stanoviště (která nebyla použita pro korekci mezi LAI a vegetačními indexy). Ukázka výsledné mapy indexu listové plochy (obr. 36).

9.6.4. Analýza výsledků

Pro finální zhodnocení stavu LAI ve smrkových porostech sledovaných dvou území Krušných hor byla vybrána mapa indexu listové plochy získané s využitím vegetačního indexu MSAVI (*Modified Soil-Adjusted Vegetation Index*), v jejímž případě bylo dosaženo nejlepší shody s referenčními hodnotami (RMSE = 0,71). Hodnoty indexu listové plochy zjištěné pomocí analýzy digitálních hemisférických fotografií na vybraných stanovištích smrku ztepilého v oblastech Přebuz a Kovářská se pohybovaly přibližně v rozsahu 4,0–6,5. Zjištěné hodnoty LAI byly rozděleny podle věkových tříd studovaných porostů, přičemž bylo zjištěno, že nejvyšších hodnot LAI je zpravidla dosahováno u nejmladších porostů, zatímco se zvyšujícím se věkem porostů je patrný klesající trend hodnot LAI (obr. 37). Toto zjištění plně odpovídá závěrům dosaženým ve studii autorů Pokorný a Stojnič (2012), podle níž je v případě smrku ztepilého dosahováno maximální hodnoty LAI při věku přibližně 15 let.

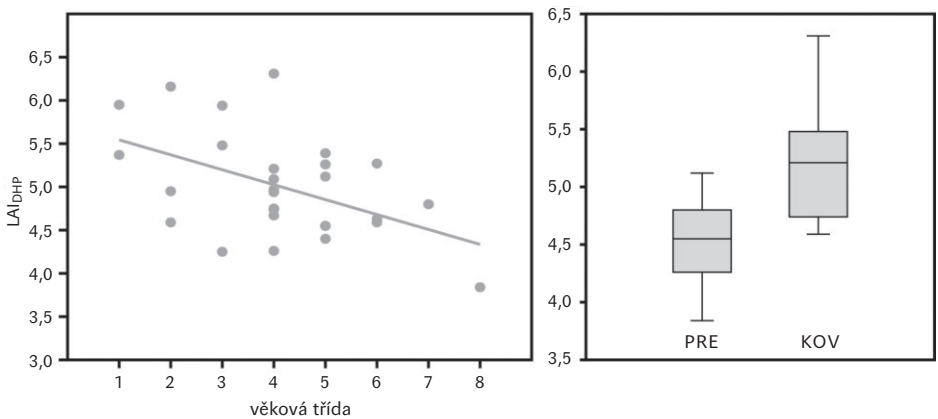
Následně bylo provedeno srovnání hodnot LAI dospělých porostů (starších 40 let) mezi oblastmi Přebuz a Kovářská (obr. 37). Z tohoto srovnání vyplývá, že poněkud vyšší hodnoty LAI lze sledovat v případě území Kovářská (Kovářská: 5,24 ± 0,40; Přebuz: 4,56 ± 0,36). Obdobný trend je pak možné vysledovat i u parametru zápoje porostu (Kovářská: 0,80 ± 0,04; Přebuz: 0,74 ± 0,02).

9.7. Závěry

Využití digitálních hemisférických fotografií představuje zajímavou alternativu k měření LAI pomocí specializovaných zařízení. Výhodou této metody je zejména její jednoduchost a relativně malá citlivost na změny jasu oblohy. I přesto je však vždy potřeba dbát na správnou expozici snímků, a předejít tak problémům vyvolaným přeexponováním nebo naopak podexponováním fotografií. Další výhodou je potom skutečnost, že některé z programů určených pro zpracování hemisférických snímků jsou schopny modelovat vliv faktoru shlukování, a umožňují tak získat nejen hodnoty efektivního LAI (LAI_e), ale i skutečného LAI porostu (tzv. true LAI). Navíc při zpracovávání hemisférických fotografií je možno využít volně dostupného softwaru, např. CanEye.

V případě použití hemisférických fotografií je třeba stále pamatovat na skutečnost, že hodnoty, které jejich analýzou získáme, jsou *de facto* hodnotami PAI, tedy indexu plochy celé rostliny, a nikoliv LAI, indexu listové plochy, v pravém slova smyslu. Toto je nicméně případ naprosto všech nepřímých metod. Hodnoty PAI lze samozřejmě příslušně korigovat, pokud známe vzájemný poměr listové a dřevní biomasy. Ten je relativně snadno zjistitelný v případě opadavé listnaté vegetace, avšak u stálezelených jehličnatých druhů je jeho určení značně problematičtější.

Tato kapitola předvedla praktickou ukázku určování hodnoty LAI (a dalších parametrů) nejen pro vzájemné srovnání dílčích lesních stanovišť, ale též jako potenciální metodu pro získávání podkladů potřebných k modelování spektrálních vlastností lesních porostů pomocí modelu přenosu záření a jejich následné aplikace na data dálkového průzkumu Země. Aplikací modelu přenosu záření



Obr. 37 – Hodnoty indexu listové plochy odvozené z digitálních hemisférických snímků (LAI_{DHP}) ve vztahu ke stáří porostu (graf vlevo). Srovnání hodnot LAI_{DHP} pro dospělé porosty smrku ztepilého pro území Přebuz (PRE) a Kovářská (KOV), graf vpravo.

na úrovni lesních porostů byl v tomto případě nasimulován predikční vztah mezi hodnotami vybraných vegetačních indexů a LAI, který byl po empirické korekci aplikován na skutečná letecká hyperspektrální data APEX. Tím byl získán výsledný rastrový produkt, jehož výhodou je zejména prostorově kontinuální charakter predikovaných hodnot LAI na rozdíl od hodnot získaných analýzou hemisférických snímků, které mají již z podstaty pořízení dat pouze bodový charakter.

10. Makroskopický popis stavu korun smrku ztepilého a jejich změn

V této kapitole budou představeny možnosti využití vybraných makroskopických indikátorů korun pro popsání dlouhodobé reakce jednotlivých stromů smrku ztepilého na komplexní působení stresových faktorů. Tyto indikátory umožňují rozlišit, zda hladina celkového stresového působení již překročila vnitřní toleranci stromu, zda již způsobila jeho významné poškození, jak dlouho trvá období cyklické regenerace výhonů a zda jsou již patrné nějaké projevy regenerace či úplného energetického vyčerpání stromu. Všechny indikátory jsou pozorovatelné dalekohledem na celých korunách (například defoliace primární struktury, procento zastoupení sekundárních výhonů, typy poškození koruny a stupně transformace koruny). Umožňují nám pro každý studovaný strom přibližně rekonstruovat průběh reakce na působení stresových faktorů v posledních 30 až 40 letech a přibližně odhadnout jeho další vývoj v příštích letech. Tím tyto indikátory doplňují znaky hodnocené podle metodiky *ICP Forests* a další markery představené v kapitole 6.

10.1. Makroskopické indikátory reakce stavu korun smrku ztepilého na komplexní působení stresových faktorů

Synergické působení extrémních klimatických výkyvů, dlouhodobé přirozené acidifikace půdy a antropogenních vlivů, především imisní zátěže, má na téměř celém území Střední Evropy za následek postupné chřadnutí lesních porostů. Mechanismus poškozování lesních dřevin probíhá jak přímým působením polutantů na asimilační orgány a kořeny rostlin, tak i nepřímým působením, například vlivem změn v komplexu půdních vlastností. Proces poškozování se liší podle typu, intenzity a délky stresového působení a jeho interakce s půdními, klimatickými a dalšími biotickými faktory. Poškození asimilačních orgánů dřevin má za následek snížení schopnosti rostliny k vlastní reprodukci. Rostlina oslabená chronickým, byť slabým působením stresových faktorů, není již po delší době schopna udržet rovnováhu mezi produkčními a degradačními procesy a zajistit tak obnovu všech svých orgánů a musí přistoupit k jejich redukci. Přednost pro zachování fyziologických funkcí je přitom dávána mladším

orgánům, a proto dochází u jehličnanů k předčasné ztrátě starších ročníků jehlic (Cudlín, Chmelíková 1996). Tím dochází k redukci počtu ročníků jehlic a změnám dalších indikátorů, jak bude popsáno dále.

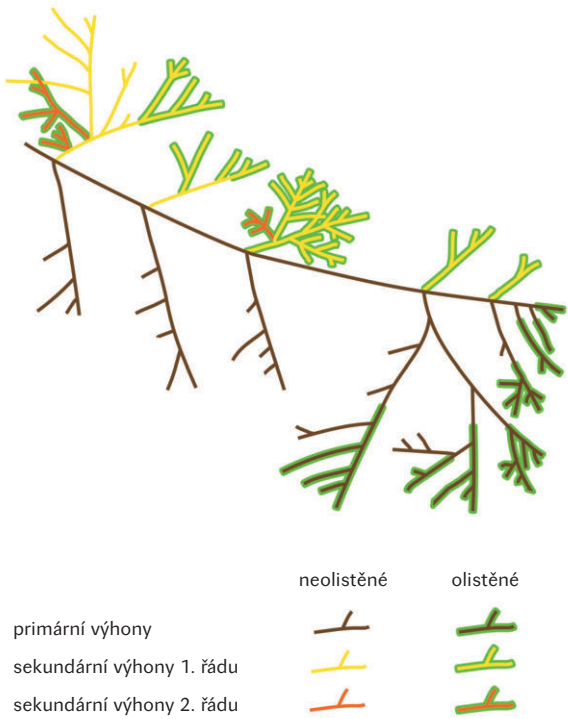
Vliv jednotlivých složek dlouhodobé acidifikace prostředí a změn klimatických poměrů na lesní dřeviny lze stanovit jen velmi obtížně. Všechny stresové faktory působí totiž na rostliny současně a mají často synergické, občas i protikladné účinky (Schäfer a kol. 1988). Ve formě chronického působení se většina stresových faktorů může podílet na chřadnutí lesních ekosystémů jako predispoziční i iniciační (spouštěcí) faktory, při akutním působení i jako mortalitní stresové faktory (Manion 1981).

Ze všech sledovaných indikátorů, umožňujících zpětně rekonstruovat reakci horských smrkových ekosystémů na komplexní působení stresových faktorů (např. defoliace koruny, poškození jehlic, výskyt suchých větví, tvar horní části koruny, počet a poškození kořenových špiček, výskyt plodnic ektomykorhizních hub, přirozené zmlazení, změny bylinného patra), se nejlépe osvědčila transformace struktury korun a vzorníkových větví smrku ztepilého (Cudlín a kol. 2001). Tento indikátor bude popsán dále. Průběh degradačních procesů a regeneračních reakcí asimilačních orgánů hlavní složky horských lesních ekosystémů smrku ztepilého (*Picea abies*) není dost dobře rozlišitelný ani standardními metodami monitoringu lesních porostů, ani pomocí dendrochronologických metod aplikovaných na kmeny smrku. Akutní i chronické působení přírodních i antropogenních stresových faktorů sice způsobuje redukci přírůstu letokruhu kmene, ale neumožňuje přesnější rekonstrukci vývoje porostu v minulosti. Regenerační potenciál jemných kořenů smrku, stav ektomykorhizních špiček a přirozeného zmlazení porostu poskytuje pouze informace o současné regenerační schopnosti porostu (Cudlín, Novotný, Chmelíková 1999).

10.2. Principy metody hodnocení poškození a obnovy korun smrku ztepilého

Metoda retrospektivní analýzy zdravotního stavu stromů byla vyvinuta v Ústavu ekologie krajiny AV ČR v 90. letech 20. století týmem doc. Cudlína. Je založena na zjišťování míry současného poškození založeného na hodnocení defoliace primární struktury koruny a určení míry postupné tvorby sekundárních výhonů, které nahrazují ztracené části koruny skrze aktivaci náhradních pupenů s přihlédnutím na další ekofyziologické parametry, jako je postavení stromu v porostu, typ větvení, tvar horní části koruny aj.

V průběhu vývoje smrku dochází ke tvorbě třech typů výhonů, které se liší dobou mezi založením pupenu a vyrašením výhonu. Proleptické výhony vznikají z pupenu založeného v tomtéž vegetačním období v pozdním létě po uskutečnění pravidelného růstu na začátku sezóny; pravidelné (primární)



Obr. 38 – Princip tvorby primární a sekundární struktury větve smrku ztepilého. Upraveno podle Gruber a kol. 1994.

výhony se tvoří z přezimujícího pupenu založeného v minulé vegetační sezóně a náhradní (sekundární, adventivní) vyrážejí na dva i více let starém dřevě z pupenů náhradních (kapitola 11, obr. 44). Obdobně jako při rozlišování primární koruny (tvořené výhony pravidelného růstu) a sekundární koruny (tvořené sekundárními výhony vyrůstajícími přímo na kmeni) (Gruber 1994), běžné u jedle i některých druhů smrku (*Picea sitchensis*), jsme doporučili rozlišovat primární a sekundární strukturu koruny i u smrku ztepilého. Jde tedy o soubor olistěných či neolistěných primárních nebo sekundárních výhonů (Cudlín a kol. 2001; obr. 38). Přeměna struktury koruny je tedy proces, při kterém dochází k postupnému nahrazování primárních výhonů sekundárními výhony. Sekundární výhony se tvoří zvláště intenzivně při narušení rovnováhy mezi celkovým množstvím asimilačních orgánů a vnějšími (přísun fotosynteticky aktivního záření) nebo vnitřními (příjem vody a živin) podmínkami pro fotosyntetickou asimilaci. Výskyt sekundárních výhonů není tedy specifickým symptomem imisního poškození smrku (Gruber 1994).

Metodika hodnocení stavu korun byla odvozena v 90. letech z metodiky projektu *ICP Forest* (ICP Forest 2016). Hodnotí přeměnu koruny pomocí pozemního pozorování a rozpracovává principy klasifikace zdravotního stavu lesa autorů Lesinského a Landmana (1985) a hodnocení transformace struktury

vzorníkových větví, vycházejícího z principu „tvorby sekundárních výhonů v následných sériích" (Gruber 1994). Uvedená metoda je vhodná ke zjišťování reakce smrkových porostů starších 40 let (přírodních horských porostů i monokultur) na synergické působení přírodních a antropogenních stresových faktorů v posledních 20 až 40 letech (podle stáří stromu).

Celková metodika se skládá ze tří částí, vyhodnocení stavu koruny reprezentativního počtu stromů pozemním pozorováním, morfologické analýzy olistění vzorníkové větve (možnost rekonstrukce zhruba 15 let nazpět) a dendroekologické analýzy (zhruba 30 let nazpět; Polák a kol. 2007). V projektu MŠMT INMON byla však použita jenom její první část, založená na pozemním pozorování.

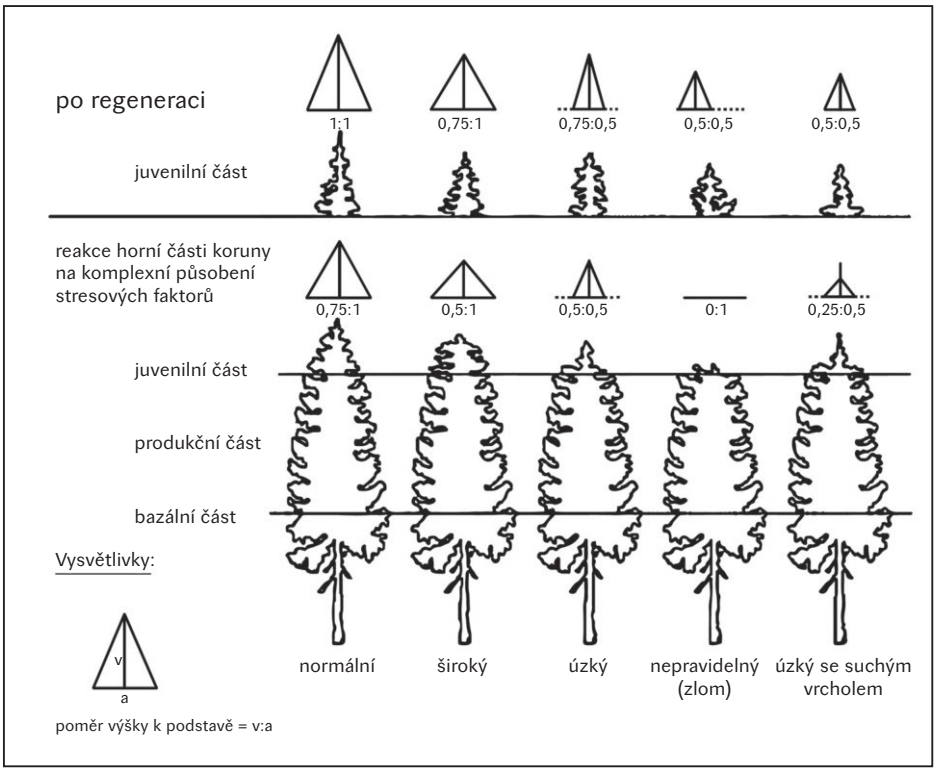
10.3. Hodnocení stavu korun

Hodnocení je vizuální a je proto zatíženo chybou vyplývající ze subjektivního vlivu hodnotitele. Provádí se v porostech od středního věku (nad 40 let) s převládajícím zastoupením smrku ztepilého. Jako základní pomůcky při výzkumu se používá dalekohled a pro určení místa pozorování jednotlivých korun ve vztahu ke středovému stromu buzola. Hodnocení je nejvhodnější provádět v období po vyzrání nových výhonů (zhruba od srpna do pokrytí koruny sněhovou pokrývkou). Samotné hodnocení se provádí ze vzdálenosti přibližné výšky stromu z místa, odkud je nejlépe viditelná koruna; v případě špatné viditelnosti je třeba pozorovat korunu ze dvou či více směrů. I v případě dobré viditelnosti z jednoho místa je vhodné výsledky zkontrolovat ještě z jiného směru. Výsledky se zapisují ručně či elektronicky do připravené tabulky. Hodnoceny byly zejména následující znaky koruny.

- Sociální postavení stromu (upraveno podle práce Šimon, Vacek 2008): 1 – nadúrovňový, 2 – úrovňový, 3 – vrůstavý, 4 – podúrovňový, 5 – podúrovňový potlačený. Vypovídá o vnitrodruhové a mezidruhové kompetenci a jaké měl strom podmínky pro růst a vývoj.
- Typ větvení: hřebenovité, svazčité („kartáč"), deskovité. Znak způsobu větvení, ovlivněný častými přechody mezi hlavními typy větvení a transformací primárních výhonů v sekundární (obr. 39). Ukazuje na souvislost mezi typem větvení smrku a přírodními podmínkami.
- Části koruny: juvenilní, produkční, bazální. Udávají se v procentech výšky stromu měřeno od vrcholu k patě stromu (obr. 40). Důležitý znak pro sledování dalších parametrů. Většina parametrů, kromě tvaru juvenilní části koruny a typu vrcholu, se zjišťuje jen u produkční části koruny.
- Tvar juvenilní části koruny: normální, zkrácený, úzký, nepravidelný (po zlomu), suchý, náhradní, jednostranný (obr. 41). Vypovídá o tom, zde se v uplynulých pěti letech vyskytly nějaké nepříznivé podmínky, které výrazně zhoršily přírůsty juvenilní části koruny.

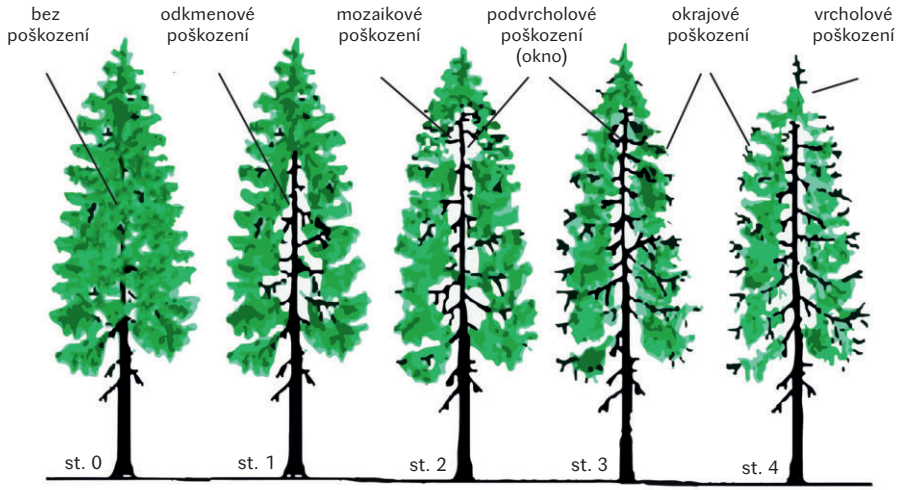
Obr. 39 – Typy větvení smrku ztepilého vyskytující se u dospělých stromů na studovaných lokalitách v Krušných horách

Obr. 40 – Juvenilní, produkční a bazální část koruny smrku ztepilého

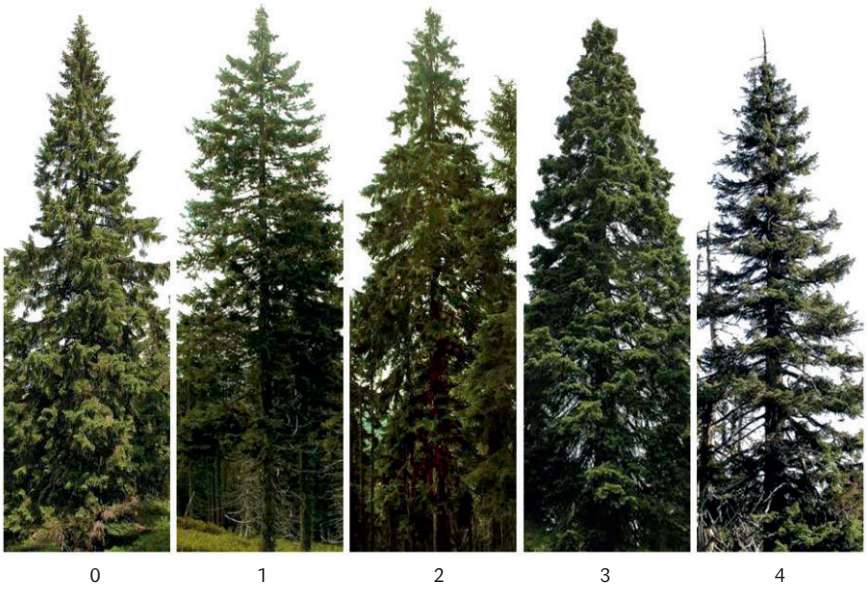


Obr. 41 – Tvar horní části koruny smrku ztepilého včetně tvaru po regeneraci koruny

- Typ vrcholu: normální, zkrácený, suchý, ohnutý, zlomený. Poslední přírůst juvenilní části koruny ukazující na růstové podmínky v minulé vegetační sezóně.
- Celková defoliace. Uvádí se v procentech s krokem 5 %. Hodnotí se pouze v produkční části koruny a jedná se o procento děr z celkové plochy koruny.
- Defoliace primární struktury. Uvádí se v procentech s krokem 5 %. Procentuální vyjádření ztráty olistění primární struktury v produkční části koruny, které indikuje zvýšené působení stresových faktorů v minulosti.
- Procento sekundárních výhonů. Uvádí se v procentech s krokem 5 %. Vyjadřuje, kolik ze stále ještě funkčních výhonů je již sekundárních.
- Typ poškození: vrcholové, okrajové, podvrcholové (okno), odkmenové, mozaikové, rovnoměrné poškození (obr. 42). Způsob opadu jehličí na jednotlivých místech produkční části koruny; slouží k lokalizaci defoliace a pomáhá následnému zařazení stromu do stupně transformace struktury koruny.
- Stupeň transformace: 0 – koruna netransformovaná až velmi slabě transformovaná, procento sekundárních výhonů < 20 %.



Obr. 42 – Nejčastější typy poškození koruny u jednotlivých stupňů transformace struktury koruny



Obr. 43 – Stupně transformace koruny smrku ztepilého. 0 – koruna netransformovaná až velmi slabě transformovaná, 1 – koruna mírně transformovaná, 3 – koruna silně transformovaná, 4 – koruna úplně transformovaná.

1 – koruna mírně transformovaná, procento sekundárních výhonů 21–50 %, zřetelně patrné odkmenové poškození
2 – koruna středně transformovaná, procento sekundárních výhonů 51–80 %, začínající periferní poškození (suché konce větví I. řádu), vždy se vyskytuje mozaikovité, často i podvrcholové poškození, většinou v kombinaci s odkmenovým poškozením
3 – koruna silně transformovaná, procento sekundárních výhonů 81–99 %, převládající periferní poškození, někdy vrcholové poškození, často v kombinaci s výše zmíněnými typy poškození
4 – koruna úplně transformovaná, procento sekundárních výhonů 100 %, periferní poškození u všech větví produkční části koruny, zpravidla i vrcholové poškození, často v kombinaci s ostatními typy poškození.
Stupeň doplnění či náhrady primární struktury asimilačního aparátu sekundárními výhony (obr. 43). Hodnotí se jen v produkční části koruny. Zjištění stavu transformace struktury koruny slouží k určení kategorie stresové reakce stromu (Polák a kol. 2007).

– Žloutnutí a reznutí jehlic: Uvádí se v procentech, do pěti procent po jednom procentu, pak s krokem 5 %. Indikátor vratných a nevratných procesů poškození jehlic. Žloutnutí jehlic je většinou vratný proces způsobený nedostatkem hořčíku v jehlicích, rozlišitelný od ostatních typů žloutnutí podle převládajícího žloutnutí na horní straně jehlice. Hodnotí se pouze v produkční části koruny.
– Kategorie stresové reakce smrku ztepilého: Stanovuje se podle celkové defoliace a zastoupení sekundárních výhonů v produkční části koruny (tab. 9). Je integrovaným indikátorem popisujícím reakci jednotlivých stromů smrku ztepilého na komplexní působení stresových faktorů. Umožňuje rozlišit, zda hladina celkového stresového působení již překročila vnitřní toleranci stromu, zda již způsobila významné poškození koruny a zda jsou již patrné nějaké projevy regenerace či úplného vyčerpání stromu. Stromy rozdělujeme do čtyř kategorií. První dvě kategorie zahrnují slabě poškozené

Tab. 9 – Zařazení stromů do kategorií podle reakce koruny na působení stresových faktorů

Kategorie stresové reakce		Celková defoliace (%)		Procento sekundární struktury (%)	
1	rezistentní	≤ 35	slabě až mírně poškozené	≤ 50	slabě až středně transformované
2	rezilientní	≤ 35	slabě až mírně poškozené	> 50	silně až velmi silně transformované
3	poškozené a mírně transformované	≥ 40	středně až silně poškozené	≤ 50	slabě až středně transformované
4	poškozené a silně transformované	≥ 40	středně až silně poškozené	> 50	silně až velmi silně transformované

stromy; rezistentní stromy odolaly dosavadnímu komplexnímu působení stresových faktorů bez výraznější regenerace, rezilientní stromy mají v současnosti více než polovinu fotosynteticky aktivních sekundárních výhonů. Do dalších dvou kategorií stresové reakce jsou zařazeny stromy středně až silně poškozené a to buď slabě až středně transformované, anebo silně až velmi silně transformované. Stromy poškozené a silně transformované je již možno považovat za energeticky vyčerpané a jejich prognóza pro zlepšení fyziologického stavu je již jen závislá na odstranění působení stresového faktoru, což v případě nepříznivých půdních podmínek není možné.

10.4. Hodnocení stavu porostů a jejich vitality na základě hodnocení stavu koruny v oblasti Přebuzi a Kovářské v roce 2013

Pro hodnocení stavu korun smrku ztepilého v období druhého projektu 2012–2015 bylo v západní a střední části Krušných hor vybráno 6 výzkumných ploch v oblasti Přebuzi a 5 ploch v oblasti Kovářské (viz kapitola 8). Důvody výběru, charakteristika stanovišť a všechny zjištěné parametry smrkových porostů na těchto plochách jsou detailně popsány v kapitole 8.2.2. Podle výsledků hodnocení celkové defoliace, defoliace primární struktury a zastoupení sekundárních výhonů (tab. 10) a za pomoci dalších vedlejších znaků (především stavu juvenilní části koruny a typů poškození) byla zrekonstruována

Tab. 10 – Srovnání základních makroskopických charakteristik stavu korun smrku ztepilého na stanovištích v okolí Přebuzi (P1–P6) a Kovářské (K1–K5)

Stanoviště	Celková defoliace		Defoliace primární struktury		Zastoupení sekundárních výhonů		Stupeň transformace	
	průměr	směr. odch.	průměr	směr. odch.	průměr	směr. odch.	průměr	směr. odch.
P1	30	5,2	44	8,6	31	10,6	1,1	0,5
P2	37	5,1	60	8,8	43	11,6	1,4	0,5
P3	30	7,5	43	6,9	31	15,7	0,8	0,6
P4	28	4,7	47	9,5	31	9,8	1,0	0,4
P5	36	6,4	58	7,8	45	11,2	1,3	0,6
P6	35	4,6	52	9,7	36	13,1	1,1	0,5
K1	33	4,3	54	7,9	35	11,1	1,2	0,6
K2	33	5,1	51	8,6	35	11,8	1,0	0,4
K3	29	4,9	45	9,9	35	11,4	1,0	0,6
K4	26	7,3	38	10,1	25	11,2	1,0	0,6
K5	29	7,4	49	12,6	39	12,4	1,0	0,5

Pozn.: Defoliace a zastoupení sekundárních výhonů jsou uvedeny v procentech, stupeň transformace ve škále 0–4 popsané výše a v obrázku 43.

Tab. 11 – Indikátory fází reakce porostů smrku ztepilého na působení stresových faktorů na stanovištích v okolí Přebuzi (P1–P6) a Kovářské (K1–K5)

Stanoviště	Překročení vnitřní tolerance stromů v porostu (+/–)	Významné poškození stromů v porostu (+/–)	Průměrná hodnota stupně transformace koruny	Kategorie stresové reakce – relativní počet stromů (%)			
				1	2	3	4
P1	–	–	1,1	75,0	16,7	8,3	0,0
P2	+	–	1,4	33,3	16,7	25,0	25,0
P3	–	–	0,8	83,3	0,0	16,7	0,0
P4	–	–	1,0	83,3	8,3	8,3	0,0
P5	+	–	1,3	25,0	25,0	33,3	16,7
P6	+	–	1,1	58,3	8,3	25,0	8,3
K1	+	–	1,2	58,3	25,0	16,7	0,0
K2	+	–	1,0	66,7	16,7	16,7	0,0
K3	–	–	1,0	91,7	8,3	0,0	0,0
K4	–	–	1,0	83,3	8,3	8,3	0,0
K5	–	–	1,0	58,3	25,0	8,3	8,3

Pozn.: Stupeň transformace vyjádřen ve škále 0–4 (vyšší hodnota <=> vyšší transformace).

retrospektivní reakce jednotlivých smrkových porostů na komplexní působení stresových faktorů v minulosti.

Vyhodnocení základních charakteristik stavu korun potvrdilo hlavní závěr této studie, že v období 2013–2014 byly porosty v západní části Krušných hor poškozeny srovnatelně s porosty ve středním Krušnohoří, zatímco v roce 1998 byly zcela výrazně více poškozeny porosty ve střední části Krušných hor.

Dalším významným rozdílem mezi oběma studovanými oblastmi je mnohem větší rozdílnost jednotlivých ploch v oblasti Přebuze. Nejvíce poškozeny byly plochy v oblasti Přebuzi P2, P5 a P6, z oblasti Kovářské plocha K1. V oblasti Přebuze nejlépe regenerovaly stromy na ploše P5, v oblasti Kovářské na méně poškozené ploše K5 (tab. 10). Větší zastoupení sekundárních výhonů, ukazující na větší současnou zátěž smrkových porostů v západní části Krušných hor, by mohlo v budoucnu vést k dalšímu zhoršování jejich současného stavu. Z porovnání získaných výsledků s výsledky půdních rozborů uvedených v kapitole 18 nevyplývá žádný jasný vztah mezi geologickým podložím či vlastnostmi půdních horizontů a poškozením či regeneračními procesy v koruně.

Pomocí vybraných indikátorů, uvedených v tabulce 11, byl odhadnut retrospektivní průběh reakce horských smrkových porostů na trvalých výzkumných plochách na komplexní působení přírodních a antropogenních stresových faktorů. Zatímco k významnému poškození většiny stromů (hodnota defoliace primární struktury > 80) zatím ještě v žádném porostu nedošlo, vnitřní tolerance většiny stromů v porostu (hodnota defoliace primární struktury > 50) je vůči tomuto stresovému působení překročena jak u výše zmíněných třech ploch

v oblasti Přebuze, tak i o něco méně u dvou ploch v oblasti Kovářské. Tyto výsledky vyplývají i ze zastoupení kategorií stresové reakce; na všech plochách, kde již bylo pozorováno překročení vnitřní tolerance stromů, bylo zjištěno nižší zastoupení rezistentních stromů a vyšší zastoupení stromů středně až více poškozených a více transformovaných.

Obdobným indikátorem jako transformace struktury koruny je procentuální zastoupení vývojových směrů pupenů, metodicky podrobně popsané v kapitole 11. Podíváme-li se, jaké měly stromy procentuální zastoupení vývojových směrů pupenů na nejvíce poškozené a transformované ploše v západní části Krušných hor P2, zjistíme, že měly skoro nejvíce růstových pupenů, ale nejméně pupenů s růstovým potenciálem a poměrně hodně abortovaných pupenů. Naproti tomu stromy na nejméně poškozené a transformované ploše K4, s největším zastoupením málo transformovaných rezistentních stromů, měly největší zastoupení růstových pupenů, průměrné zastoupení pupenů s růstovým potenciálem, ale naprosto minimální podíl abortovaných pupenů (obr. 94, kapitola 21).

10.5. Závěry

Na rozdíl od pouhého zjišťování defoliace a poškození stromu metodou *IPC Forests* umožňuje výše popsaná metoda retrospektivní analýzu poškozování koruny v minulosti, v uplynulých 20–40 letech (srovnáním současné defoliace s defoliací primární struktury) a její regenerace pomocí tvorby sekundárních výhonů. K tomu pomáhají i další hodnocené parametry koruny, jako je tvar horní části koruny nebo typ poškození. Cílem je zjistit, zda hladina celkového stresového působení již překročila vnitřní toleranci stromu a zda již způsobila jeho významné poškození. V případě, že máme k dispozici časové řady průběhu hlavních stresových faktorů (koncentrace vzdušných polutantů, klimatické extrémy apod.), je možné s určitou pravděpodobností odhadnout vliv určitého faktoru (např. kyselé depozice) na defoliační a regenerační procesy smrku ztepilého.

Pomocí vyhodnocení výše popsaných parametrů, ukazujících stav poškození a transformace struktury koruny na stanovištích v západní a střední části Krušných hor, byla zrekonstruována reakce horských smrkových ekosystémů na působení stresových faktorů. Zatímco plochy ve střední části Krušných hor byly zatěžovány imisemi intenzivněji a po mnohem delší dobu, v období po odsíření tepelných elektráren a snížení celkového stresového zatížení začaly intenzivně regenerovat. Na rozdíl od nich plochy v západní části Krušných hor, na chudším minerálním podloží byly imisemi zatíženy sice podstatně méně, nicméně nepříznivé půdní podmínky jsou zde horší než ve středním Krušnohoří (viz kapitoly 3, 18, 19), a proto začaly intenzivněji chřadnout daleko později a nyní teprve začínají regenerovat. Z výše uvedených výsledků vyplývá, že větší

rozdíly než mezi oblastmi v západní a střední části Krušných hor byly zjištěny mezi jednotlivými studovanými stanovišti. Je to způsobeno také tím, že při komplexním působení stresových faktorů na celý porost i na jednotlivé stromy hrají významnou roli i mezoklimatické, mikroklimatické a mikroreliéfové podmínky. Ty právě způsobují značnou heterogenitu v reakci na stresové působení u jednotlivých stromů a následně i celých porostů.

Některé porosty (P3, P4, K3, K4) lze považovat za porosty ještě více méně rezistentní, zatímco porosty P2 a P5 lze již hodnotit jako porosty středně poškozené a středně regenerující, zatížené již nad míru vnitřní tolerance stromu. Na žádné ploše však doposud nedošlo k významnému poškození stromů (ztráta téměř všech primárních výhonů). To svědčí o stále ještě relativně vysokém regeneračním potenciálu stromů; porosty nejsou zatím bezprostředně ohroženy dosavadním působením komplexních stresových faktorů. Na druhou stranu, z většího zastoupení sekundárních výhonů, tzn. vyšší potřeby nahrazovat rychleji odumírající primární výhony, především na plochách ze západní části Krušných hor lze usuzovat na větší současnou zátěž smrkových porostů v západní části Krušných hor a na vyšší pravděpodobnost dalšího zhoršování jejich současného stavu.

11. Makroskopický indikátor vitality smrku ztepilého: zastoupení vývojových směrů pupenů

V této kapitole bude metodicky vysvětlen makroskopický indikátor vitality smrku ztepilého pro obnovu koruny, tzv. kritérium zastoupení vývojových směrů pupenů. Pod pojmem vitalita stromu rozumíme schopnost stromu asimilovat, přežít působení stresových faktorů, reagovat na změnu podmínek prostředí a reprodukovat se (Dobbertin, Brang 2001). Představované kritérium je uplatňované na vegetativních pupenech smrku, které dávají vznik novým výhonům v koruně. Generativní pupeny, z nichž vznikají samičí a samčí šištice, se tímto kritériem nevyhodnocují. Budou představeny dva základní směry, kterými se může vývoj vegetativních pupenů smrku ztepilého ubírat: (1) pupeny rostoucí, které vykazují pravidelný růst ze spících (dormantních) pupenů a dávají vznik novým výhonům, (2) pupeny nerostoucí, které se pravidelného růstu neúčastní, které je pak možné dělit podle toho, zda si zachovaly nebo nezachovaly růstový potenciál. Pupeny se zachovalým růstovým potenciálem mají strukturu spících pupenů a přítomný apikální meristém a jsou připraveny po aktivaci vyrašit. Pupeny bez růstového potenciálu jsou pupeny, které ztratily apikální meristém, jsou tedy částečně či úplně odumřelé – jsou to pupeny abortované.

V kapitole pak bude představeno, jak námi vyvinutý makroskopický indikátor zastoupení vývojových směrů pupenů a z něho odvozené kritérium vývojového potenciálu větve, potažmo stromu, umožňuje určit nejen současnou vitalitu stromu, ale i předpovídat další schopnost regenerace jedince.

11.1. Makroskopické indikátory poškození koruny smrku ztepilého a jejich výpovědní hodnota

Pro velkoplošný monitoring zdravotního stavu porostů smrku ztepilého, jsou nejčastěji používány tradiční indikátory makroskopického poškození korun, jako je procentuální odlistění (defoliace) koruny, počet ročníků jehlic, barevné změny jehlic atd. Tato hodnocení se provádějí pozorováním stromu a jeho koruny dalekohledem ze vzdálenosti několika metrů od stromu s výhledem na jeho korunu. Řada makroskopických indikátorů je součástí hodnocení programu *ICP Forests*, který v Česku provádí a koordinuje VÚLHM, tým doc. V. Šrámka.

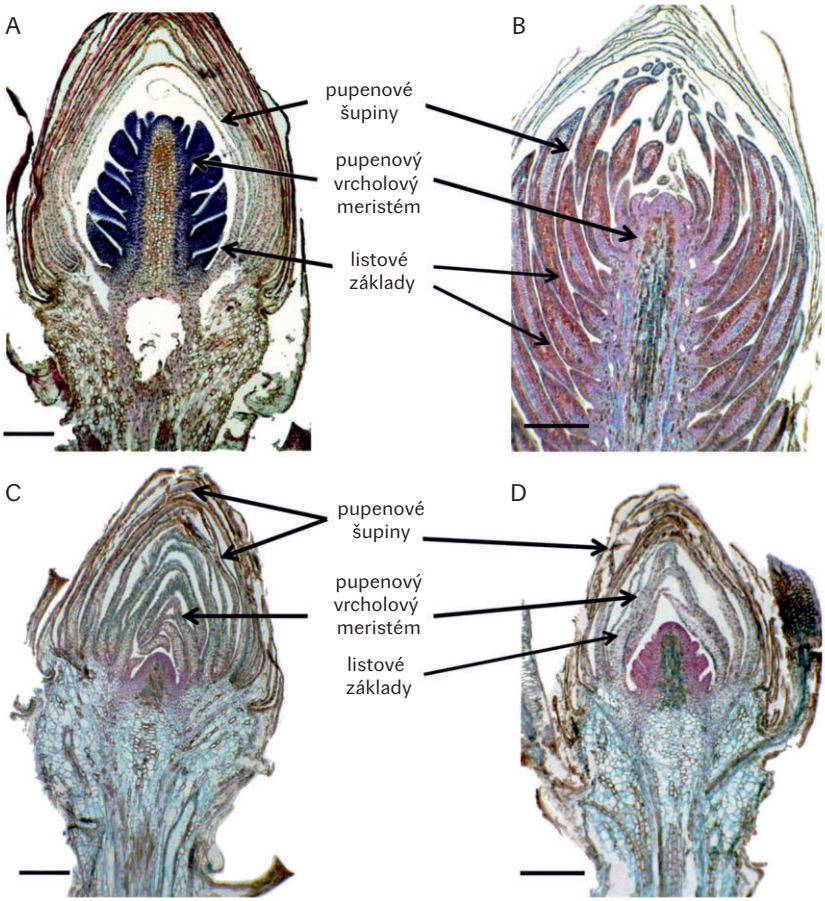
Podobně makroskopicky lze pohledem a s dalekohledem, z určité vzdálenosti od stromu s výhledem na korunu, hodnotit celou řadu dalších indikátorů makroskopického poškození korun, jako je tvar horní části koruny, typ přeměny koruny, typ poškození koruny popisující způsob defoliace koruny atd., které byly popsány v předchozí kapitole 10. Velkou výhodou těchto makroskopických indikátorů stavu koruny je relativní rychlost a nenáročnost hodnocení oproti laboratorním analýzám jehlic. Nicméně informace, které získáme s použitím makroskopických indikátorů stavu koruny, nás především informují o současném stavu viditelných změn, který je u jehličnanů průmětem mnohaletých procesů. Odlistění koruny není zcela vhodným ukazatelem vitality jehličnatých stromů (Dobbertin, Brang 2001), neboť silně odlistěné stromy mohou přežívat v extrémních podmínkách mnoho let s malým množstvím asimilačního aparátu nebo mohou kompenzovat ztrátu listoví formováním sekundárních výhonů (Cudlín a kol. 2001, Polák a kol. 2007, kapitola 10). Je totiž zřejmé, že odlistění koruny je projekcí mnoha let vývoje stromu (přinejmenším tolika, kolik je na něm ročníků jehlic) a nepostihuje současný vývoj tvorby výhonů a regenerační procesy v koruně. A právě některé detailnější makroskopické indikátory koruny, např. ty vyvinuté P. Cudlínem (kapitola 10), nám mohou poskytnout i informaci o historii vývoje makroskopických změn koruny daného stromu.

Dobrý fyziologický stav pupenů podmiňuje tvorbu nových výhonů, a tudíž zabezpečuje realizaci regeneračních procesů v koruně. Každé narušení tvorby pupenů snižuje množství a/nebo kvalitu listoví produkovaného následující rok (Straw a kol. 2000). Detailní anatomické studie pupenů smrku ztepilého v týmu J. Albrechtové (Albrechtová 1997; Soukupová a kol. 2002; Soukupová 2002) daly základ pro vypracování kritéria pro makroskopické hodnocení vývojových směrů vegetativních pupenů (Albrechtová 1997; Polák 2005; Polák, Albrechtová, Rock 2006), které umožňuje hodnotit vývoj pupenů a jejich vývojový potenciál na větvi během jednoho roku i mnoho let zpětně.

Zastoupení vývojových směrů pupenů na větvi z produkční části koruny je navrhováno jako možný, efektivní indikátor vitality smrku ztepilého pro sledování zdravotního stavu porostů, který je potenciálně využitelný i pro lesní management (Albrechtová 1997; Polák 2005; Polák, Albrechtová, Rock 2003, 2006; Polák a kol. 2004, 2006, 2007).

11.2. Princip kritéria hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů

U smrku ztepilého, stejně jako u většiny jehličnanů, raší nový výhon z pupenu založeného v minulé vegetační sezóně. Pravidelný, tj. rostoucí pupen prochází během roku následujícím vývojovým cyklem: na počátku vegetační sezóny spící, tj. dormantní pupen s apikálním meristémem prorůstá v nový výhon (obr. 44A). Na tomto letorostu dojde na konci vegetační sezóny k založení nového spícího pupenu, který může být v příští sezóně opět aktivován k růstu nového výhonu

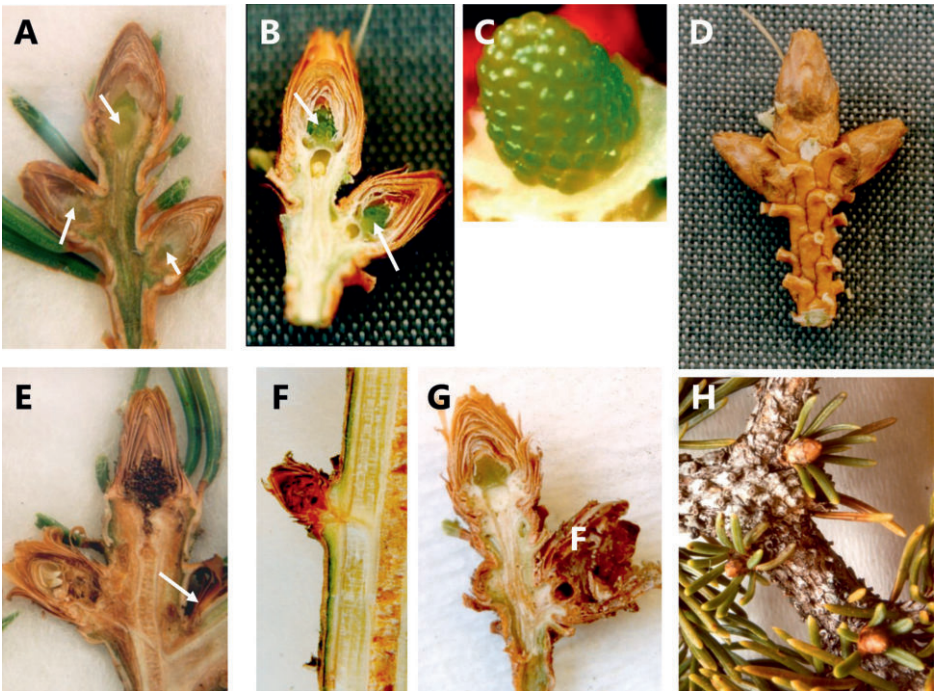


Obr. 44 – Anatomická stavba pupenu smrku ztepilého během vývoje pravidelného pupenu v průběhu vegetační sezóny. A – spící pupen (podzim–zima až do počátku rašení na jaře); B – časná iniciace šupin a prorůstání listových základů z pupenu ve výhon (jaro); C – časná iniciace listových základů (časné léto) – šupiny a jejich základy jsou již dobře vyvinuty, začínají se tvořit listové základy i apikálního meristému; D – pozdní iniciace listových základů (pozdní léto) – listové základy se již dobře diferencují přikryté částečně nekrotizovanými šupinami. Úsečka odpovídá 300 µm (A) a 200 µm (B, C). Barvení: alciánová modř a pravá červeň jádrová. Zdroj: Albrechtová 1997.

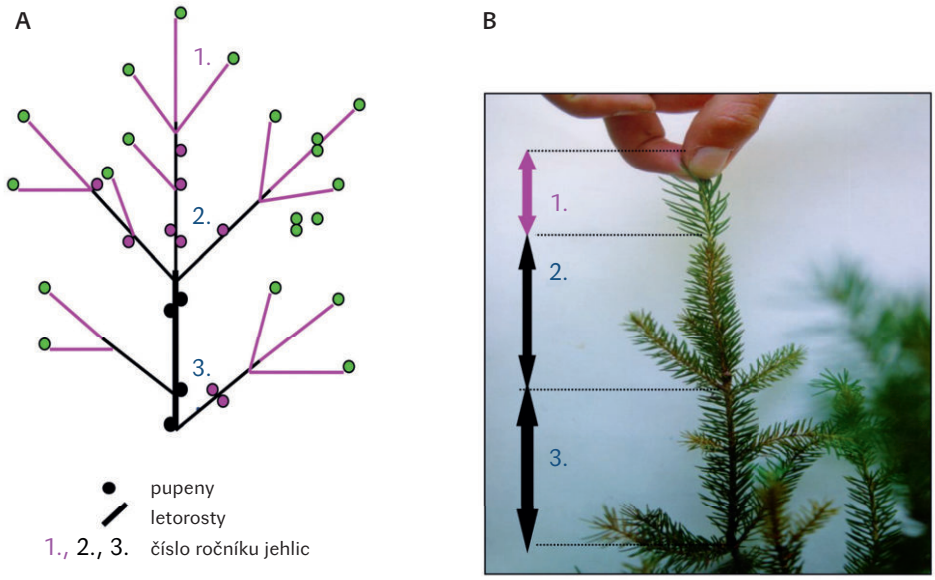
(Albrechtová 1997; Bílková, Albrechtová, Opatrná 1999; Soukupová a kol. 2002; obr. 44). Pravidelný pupen obsahuje pupenový vrcholový (apikální) meristém, dělivé pletivo, které může dát vznik novému výhonu (obr. 44A). V pupenu jsou vyvinuty listové základy (obr. 44A, B, D), které již obsahují chlorofyl a jsou zelené (obr. 45C). Tyto listové základy přežívají uvnitř dormantního pupenu zimní sezónu přikryté silným zákryvem pupenových šupin (obr. 44A, D a obr. 45A, B).

Na větvích můžeme zblízka hodnotit počet pupenů pravidelných, tj. rostoucích, které daly vznik novým výhonům – bude detailně probráno v podkapitole 11.3.1. (obr. 46), a dále počet pupenů nerostoucích, které vznik novým výhonům nedaly. Ty pak je možno dále rozlišit na pupeny odumřelé (abortované) s odumřelým apikálním meristémem (obr. 45E–G) a dále pupeny živé, spící, které obsahují živé meristémy (obr. 44A, 45A–C). Ze zachovalých meristémů spících pupenů mohou vzniknout v následujících sezónách nové výhony a spící pupeny tak tvoří rezervu stromu pro obnovu asimilačního aparátu, tj. pro regenerační procesy v koruně.

Rozlišení nerostoucích pupenů na pupeny spící a odumřelé obvykle není možné provést spolehlivě pouhým odhadem z vnějšku (obr. 45D), ale je třeba pupen rozříznout ať již žiletkou, sklapelem či nožíkem podélně na dvě poloviny (obr. 47 naznačuje rovinu podélného řezu, polovina pupenů po rozříznutí



Obr. 45 – Pupen smrku ztepilého: makroskopický pohled a pohled po rozříznutí na dvě poloviny (A, B, E–G). A, B – spící pupen, ve střední části je pupen zelený či nazelenalý díky vitálním meristémům (šipky); C – vypreparovaný zelený meristém dormantního pupenu s listovými základy ve spirále po odstranění pupenových šupin; D – makroskopický pohled na nerostoucí pupeny; E, F – odumřelý pupen po rozříznutrí na dvě poloviny, ve střední části je odumřelý meristém hnědě zbarvený (šipky); G – pupen spící nahoře a pupen odumřelý vpravo dole; H – makroskopický pohled na náhradní, adventivní pupeny.



Obr. 46 – Zpětný odečet ročníku jehlic a stáří výhonů. A – schéma odečtu roku vzniku pupenů a výhonů – od vrcholu větve: zelené kroužky – letošní pupeny, růžová čára – letošní letorosty (1. ročník), růžové kroužky loňské nerostoucí pupeny, černá tenčí čára – loňské letorosty (2. ročník), černé kroužky – předloňské nerostoucí pupeny, černá tlustá čára předloňský letorost (3. ročník); B – makroskopický pohled na výhon s prvními třemi ročníky jehlic.

je na obrázcích 45A, B, E–G). Podle zabarvení pletiv na řezu pupenem je možné posoudit, zda se jedná o pupen spící nebo odumřelý, a využívá se zde vlastnosti meristému smrku ztepilého, že vitální listové základy již obsahují chlorofyl, a tudíž jsou zelené uvnitř spícího pupenu. Tedy má-li rozříznutý pupen ve středu zelenou, světle zelenou či nazelenalou barvu pak obsahuje vitální pupenové meristémy (obr. 45A, B) a může dát vznik novému výhonu. Je-li pupen na řezu hnědý, pak se jedná o pupen odumřelý (obr. 45E, F, G vpravo dole). Hnědnutí odumřelých pletiv je důsledkem odbourání chlorofylu a nahromadění polyfenolických látek a ligninu (Soukupová a kol. 2002).

U smrku ztepilého je možný zpětný odečet ročníků letorostů, umožňující vcelku přesně určit sezónu vzniku pupenu, a tak hodnotit počet rostoucích pupenů, vytvořených v jedné vegetační sezóně (obr. 46). Tento zpětný odečet je možný díky zřetelnému předělu v nodu mezi dvěma sousedními letorosty na místě bývalého spícího pupenu, někdy jsou ještě patrné odumřelé šupiny původního pravidelného pupenu. Také je patrný rozdíl (barevný a někdy též velikostní) mezi jehlicemi vyrostlými v různých sezónách a též v zabarvení a stavu borky výhonu. Obvykle čím je mladší výhon, tím je borka tohoto výhonu okrově

až světleji hnědá oproti starším výhonům, které mají borku tmavěji hnědou až hnědozelenou. Tmavnutí borky výhonu v průběhu let je způsobeno jednak ukládáním nečistot a jednak porostem řas či dalších mikroorganismů. Díky zpětnému odečtu vzniku výhonu je možno hodnotit poměr vývojových směrů pupenů několik sezón zpětně.

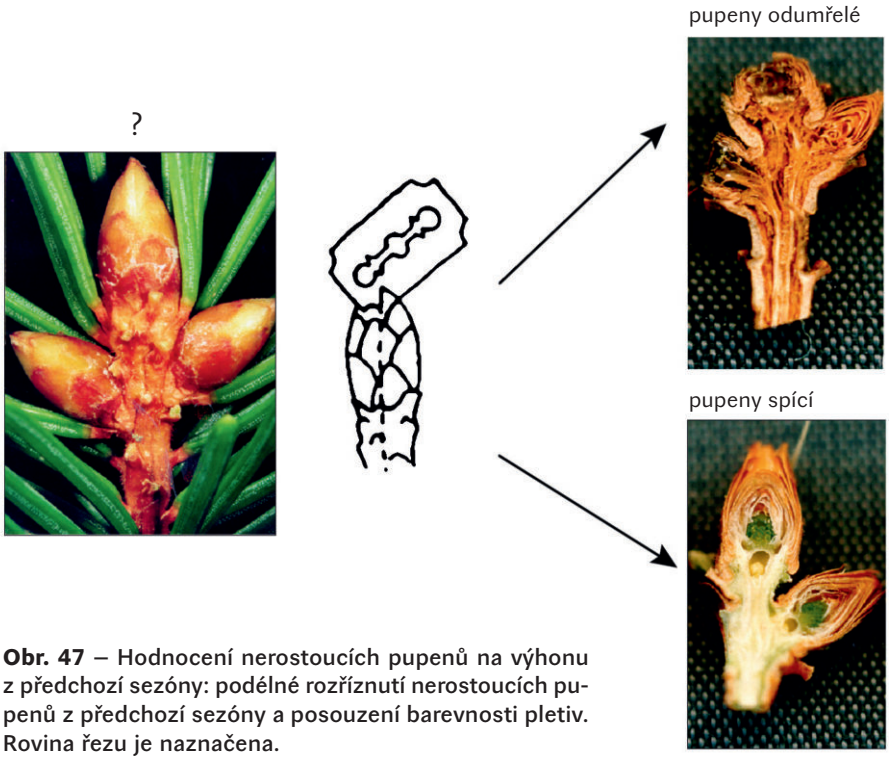
11.3. Popis hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů a kritéria hodnocení vývojového potenciálu stromu

11.3.1 Hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů

K použití hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů je třeba vybrat si vhodný, reprezentativní strom pro stanoviště, ne z podrostu, neboť pro mladší strom by kritérium zřejmě neplatilo. Neboť čím je strom mladší, tím intenzivněji roste, a tudíž má větší procentuální zastoupení rostoucích pupenů. Pro použití indikátoru je třeba odebírat reprezentativní větev vždy, ze střední produkční, nezastíněné části koruny (obr. 94, kapitola 23), jinak může dojít ke zkreslení výsledků – zastíněné větve mohou růst méně a mít větší zastoupení pupenů spících a odumřelých. Pokud by nebyla větev reprezentativní, potom by nebylo možné vztáhnout získané výsledky o zastoupení vývojových směrů pupenů z větve na strom. Je třeba mít v patrnosti, že z odebrané větve hodnotíme jen určitou apikální část, kde určíme všechny tři vývojové směry pupenů – pupeny rostoucí, spící a odumřelé – na 2. ročníku výhonu (obr. 46) – jedná se o hodnocení vývojového potenciálu pupenů vytvořených v předchozí sezóně. Nejprve na stejně starých výhonech spočteme počet pravidelných, tj. rostoucích pupenů, které daly vznik novým výhonům. Poté na stejné části větve provedeme analýzu nerostoucích pupenů rozříznutím žiletkou na dvě poloviny (obr. 47) a posouzením barvy pupenu v jeho středu a určením, zda pupen je spící či odumřelý.

Postup zjišťování vývojového potenciálu pupenů můžeme tedy shrnout do následujících bodů:

- Odběr koncové části větve, pokud možno střední, produkční části koruny vhodného, reprezentativního smrku ztepilého o délce 30–60 cm (dle délky ročních přírůstů letorostů) tak, aby na výhonu z předchozí vegetační sezóny celkem bylo hodnoceno 60–100 pupenů. Snažte se vybrat průměrnou větev pro reprezentativnost a možnost vztažení výsledku na celý strom.
- Zjištění počtu rostoucích pupenů (spočítáme výhony 1. ročníku, vyrostlé z výhonu 2. ročníku, obr. 46).
- Hodnocení nerostoucích pupenů na výhonu z předchozí sezóny: podélné rozříznutí nerostoucích pupenů z předchozí sezóny a posouzení barevnosti pletiv (obr. 47): (a) pupen na řezu zelený či nazelenalý: pupen s růstovým potenciálem nebo (b) pupen na řezu terminálně hnědý: pupen odumřelý.



Obr. 47 – Hodnocení nerostoucích pupenů na výhonu z předchozí sezóny: podélné rozříznutí nerostoucích pupenů z předchozí sezóny a posouzení barevnosti pletiv. Rovina řezu je naznačena.

– Převedeme získané hodnoty na poměrné (procentuální) zastoupení pupenů: rostoucích, spících a odumřelých.

11.3.2. Kritérium hodnocení vývojového potenciálu větve či stromu: vitalita stromu

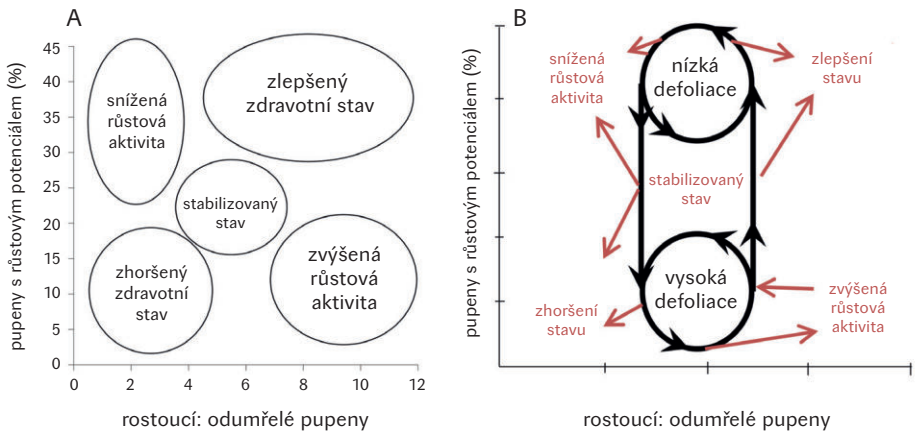
Pro kritérium hodnocení vývojového potenciálu větve či stromu použijeme získané hodnoty poměrného (procentuálního) zastoupení pupenů: rostoucích, spících a odumřelých. Pokud jsme zvolili reprezentativní větev pro střední produkční část koruny, je možné výsledky z větve vztáhnout na celý strom. Dále je s výhodou zavést poměr pupenů rostoucích (pravidelných) k pupenům odumřelým (R/O). Poté pro grafické vyjádření je možné vynést hodnoty do dvourozměrného grafu, kde na osu *x* vynášíme poměr R/O a na osu *y* procentuální zastoupení pupenů spících.

Na základě podrobného statistického hodnocení výsledků shlukovou analýzou bylo při ověřování kritéria makroskopického hodnocení vývojových směrů pupenů na téměř 500 stromech odlišeno pět shluků odpovídajících pěti stavům vitality stromu (Polák 2005; Polák, Albrechtová, Rock 2006). Shluky se

navzájem mezi sebou lišily poměrem rostoucích a odumřelých pupenů R/O odrážejícím intenzitu tvorby nových výhonů a odumírání pupenů a zastoupením pupenů spících, které tvoří rezervy pro náhradu potenciální ztráty asimilačních orgánů (obr. 48A). Vitalitu smrku ztepilého pak můžeme rozdělit do 5 skupin, které odpovídají určitému vývojovému potenciálu stromu (obr. 48A).

Stabilizovaný stav stromů je charakterizovaný středními hodnotami poměru rostoucích a odumřelých pupenů (R/O) a zastoupením pupenů s růstovým potenciálem je vyšší než 20 % a odpovídá rovnovážnému stavu regeneračních a degradačních procesů (Polák a kol. 2006a; Polák a kol. 2007). Též je pro stromy charakteristický vysoký potenciál pro následný sekundární růst (Polák a kol. 2006a; Polák a kol. 2007), tj. tvorba náhradních, adventivních pupenů na starším dřevě (obr. 45H), které se mohou aktivovat pro obnovu koruny, je-li třeba. Stromy se stabilizovaným stavem mají největší vitalitu i dle dalších ukazatelů (Polák a kol. 2007).

Zlepšený stav stromů se vyznačuje intenzivní produkcí nových výhonů, tj. vysokým poměrem R/O a současně zůstává vysoké zastoupení spících pupenů s růstovým potenciálem. Tento stav je často typický pro zdravé jedince rostoucí na okraji porostu nebo pro jedince bez stresové zátěže.



Obr. 48 – Vitalita a schopnost obnovy koruny jedinců smrku ztepilého určená na základě analýzy zastoupení vývojových směrů pupenů. Horizontální osa *x* je reprezentována poměrem rostoucích a odumřelých pupenů R/O (čím vyšší hodnota, tím intenzivnější je produkce nových výhonů oproti odumírání pupenů) a vertikální osa *y* zastoupením pupenů s růstovým potenciálem, tj. spících (čím vyšší hodnota, tím vyšší jsou rezervy pro nahrazení asimilačních orgánů). Kombinace hodnot obou proměnných určuje současnou vitalitu stromu. A – kategorie vitality jedinců smrku ztepilého popsané v textu; B – propojenost defoliace koruny s její obnovou skrze zastoupení vývojových směrů pupenů. Zdroj: upraveno podle Polák a kol. 2005.

Zhoršený stav stromů je charakteristický nízkým počtem pupenů rostoucích, vysokým počtem odumřelých pupenů a minimálním zastoupením pupenů spících. Tento stav je typický pro stromy, kde zvýšená míra stresových faktorů jednak zvyšuje pravděpodobnost odumření pupenů a jednak vede k opadu jehlic, tudíž pro jejich obnovu byly aktivovány pupeny dosud spící. Zvýšená intenzita degradačních procesů v koruně převažuje nad regeneračními procesy (ve smyslu tvorby nových výhonů). Stav zhoršeného zdravotního stavu může být pouze dočasný a může vést ke zvýšené růstové aktivitě v případě rezilientního jedince („pružného" z hlediska odolávání stresu) nebo tento zhoršený zdravotní stav může vést k energetickému vyčerpání stromu jedince náchylného k působení stresových faktorů a může vést k odumření stromu (obr. 48B). Je známo, že pupeny rezilientních stromů jsou lépe chráněny před odumřením pomocí pupenových šupin, které jsou pevně sevřené a lépe je chrání např. před požerem larvami či mrazem, nežli je u pupenů jedinců náchylných ke stresovým faktorům (Chen, Kolb, Clancy 2001).

Stav snížené růstové aktivity stromů je charakterizovaný nízkou intenzitou tvorby výhonů – poměr pupenů rostoucích k odumřelým je méně než 7 % – ale vysokým zastoupením pupenů spících – více než 20 % (Polák, Albrechtová, Rock 2006; Polák a kol. 2006). Tento stav je typický pro porosty s minimálními degradačními procesy v koruně stromů, proto i málo intenzivní růst dokáže vyprodukovat dostatečné množství asimilačních orgánů, které postačuje pro zásobování všech sinků (tj. místo spotřeby asimilátů) asimiláty a udržení životaschopnosti a rovnovážného fyziologického stavu jedince.

Stav zvýšené růstové aktivity stromu je charakterizovaný intenzivním růstem a minimálním zastoupením spících pupenů. Poměr pupenů rostoucích k odumřelým (R/O) je vyšší než 7 % a pupenů s růstovým potenciálem je méně než 20 % (Polák a kol. 2007). Zvýšená růstová aktivita zpravidla navazuje na zhoršený zdravotní stav rezilientních stromů tím, že míra stresových faktorů překročí vnitřní toleranční limit jedince a dojde ke „spuštění" celé řady molekulárních, metabolických a fyziologických procesů vedoucích k obnovení původního rovnovážného stavu jedince. Stromy ve snaze přežít investují zvýšené množství asimilátů, a tedy energie, do procesů spojených s tvorbou nových asimilačních orgánů a obnovou koruny (Polák a kol. 2007). U těchto jedinců je tudíž vysoké zastoupení rostoucích pupenů a podíl pupenů spících je minimální – stromy se snaží využít všechny své možnosti k tvorbě nových výhonů. Vysoká alokace (příděl) asimilátů do tvorby nových výhonů může vést k úplné regeneraci koruny, z dlouhodobého hlediska ovšem může být nebezpečná v tom, že se nedostává potřebného množství asimilátů a energie jiným procesům a strom se oslabí a energeticky vyčerpá. Tento negativní vliv nedostatku asimilátů pro sinky s nízkou prioritou se projeví snížením přírůstu kmene, reprodukčních vlastností a tvorby ochranných chemických látek odpuzujících např. hmyzí parazity (Kaitaniemi, Neuvonen, Nyyssönen 1999). Tyto stromy mají nejnižší vitalitu (Polák a kol. 2007).

11.4. Využití makroskopického indikátoru vitality smrku ztepilého založeného na hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů

Je známo, že podíl pravidelných pupenů k pupenům dormantním se mění v závislosti na stáří stromu a uložení v koruně (Kozlowski 1963, 1964; Powell 1995). Lomský, Lochman, Šrámek (1997) popisují regenerační schopnost porostů pomocí procenta živých pupenů v různých částech koruny. Nejvyšší procento živých pupenů zaznamenali ve vrchní třetině koruny, přičemž mladší stromy mají vyšší procento živých pupenů oproti starším. Starší stromy častěji využívají následný růst pro regenerační procesy architektury koruny. Následný růst se realizuje z pupenů spících, které obsahují pupenové vrcholové meristémy, což mohou být pupeny náhradní (adventivní), které vznikají nově na starších výhonech (obr. 45H, Albrechtová 1997, Polák 2005). Pupeny z vrchních částí koruny se častěji ubírají normálním ročním cyklem pravidelného pupenu (obr. 44) ve srovnání s pupeny z dolních částí koruny, které častěji přetrvávají v dormantním stavu. Toto je charakteristický způsob růstu pro typ architektury stromu, který smrk vykazuje (Hallé, Oldeman, Tomlinson 1978).

Pět kategorií vitality stromů definovaných výše vykazuje různou schopnost obnovy koruny na bázi zastoupení pupenů rostoucích, odumřelých a pupenů s růstovým potenciálem. Při dlouhodobém působení stresoru pak dochází v koruně stromu k cyklickým procesům, které zahrnují odlistění koruny, nastartování regeneračních mechanismů k obnově koruny – obnovení růstové a vývojové aktivity pupenů s růstovým potenciálem, zakládání pupenů adventivních (obr. 48B). Pokud působení stresových faktorů nadále přetrvává a vyvolává defoliaci koruny, postupně se strom energeticky vyčerpává a ztrácí zastoupení pupenů s růstovým potenciálem a chřadne. V konečném důsledku pak může dojít i k odumření stromu. V předchozí studii (Polák a kol. 2007) jsme pro smrk ztepilý ukázali, že v rámci vývoje stromu dochází k prioritizaci sinků, kterými jsou různé růstové a vývojové procesy, kam jsou přednostně investovány asimiláty. Poškozené stromy alokují uhlík do obnovy a produkce asimilačních orgánů (sink s vysokou prioritou), tedy do tvorby adventivních pupenů a stimulace pupenů s růstovým potenciálem, zatímco stromy v dobrém zdravotním stavu investují uhlík do sinků nižších priorit: kmenové přírůsty, syntéza obranných látek, reproduktivní orgány.

Toto kritérium jsme využili při hodnocení vícenásobného stresu v horských smrčinách v Krušných horách, Šumavě (Polák, Albrechtová, Rock 2006; Polák a kol. 2007), Krkonoších (Polák a kol. 2007) – tam bylo použito kritérium hodnocení vývojových směrů pupenů současně s retrospektivním hodnocením vývoje a růstu větví (Cudlín a kol. 2001). Výsledky získané použitím kritéria zastoupení vývojových směrů pupenů pro zhodnocení současného stavu vitality, vývoje vitality porostů na 5 modelových stanovištích v západním a středním Krušnohoří budou uvedeny v kapitole 21.

11.5. Závěry

Kritérium vývojových směrů pupenů je uplatňované na vegetativních pupenech smrku, které dávají vznik novým výhonům v koruně. Kritérium umožňuje makroskopicky (po rozříznutí pupenu) rozeznat dva základní směry, kterými se může vývoj vegetativních pupenů smrku ztepilého ubírat: (1) pupeny rostoucí, které dávají vznik novým výhonům, (2) pupeny nerostoucí, které se pravidelného růstu neúčastní, a ty je pak možné dělit podle toho, zda si zachovaly (pupeny spící) nebo nezachovaly (pupeny odumřelé – abortované) růstový potenciál.

Makroskopický indikátor vitality smrku ztepilého založený na kritériu hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů a hodnocení vývojového potenciálu stromu má význam pro praxi obzvláště pro hodnocení fyziologického stavu stromů a predikci jejich vitality, schopnosti obnovy jejich koruny. Kritérium pro hodnocení zastoupení vývojových směrů pupenů je použitelné po celý rok. Nerostoucí pupeny je možné rozlišovat nezávisle na období vegetační sezóny. Nejmladší pravidelné pupeny (tj. jednoleté výhony, založené v předchozí vegetační sezóně) není problém identifikovat kdykoli po začátku rašení. Pokud provádíme hodnocení poměru pupenů založených dříve než v loňském roce, pak je kritérium použitelné zcela nezávisle na ročním období. Nejvhodnější období pro uplatnění kritéria je v letních měsících a před nastoupením dormance, kdy při hodnocení nejmladších pupenů, tj. založených v předchozím roce, jsou již pravidelné pupeny plně vyvinuté v nové výhony.

Odhad celkové defoliace nemá sám o sobě dostatečnou výpovědní hodnotu pro informaci o současném trendu vývoje porostu, ale je důležitý v kombinaci s jinými indikátory poškození. Námi nedávno vyvinutý makroskopický indikátor zastoupení vývojových směrů pupenů a jeho interpretace umožňuje určit současnou vitalitu stromu a případně i určit další pravděpodobný vývoj, zda strom má potenciál pro obnovu koruny skrze regenerační procesy, anebo nemá. Výsledky aplikace tohoto indikátoru v Krušných horách budou uvedeny v kapitole 21.

12. Nespecifické indikátory fyziologického stavu listoví: laboratorní biochemické analýzy

12.1. Vybrané biochemické parametry listoví jako nespecifické indikátory stresu

Biochemické složení listoví vypovídá spolu s dalšími indikátory (např. obsahem jednotlivých minerálních živin, obsahem vody) o aktuálním fyziologickém stavu listoví a potažmo stromu. Za biochemické indikátory fyziologického stavu rostlin můžeme považovat široké a různorodé spektrum látek, které mají konkrétní funkce ve fyziologických procesech rostliny. V mnohých případech jde o látky, jejichž obsah či aktivita se mění v závislosti na vnějších podmínkách prostředí, pod vlivem stresových faktorů (dostupnost živin, klimatické podmínky, interakce s dalšími organismy). Biochemické změny, které nastanou u rostlin v důsledku působení stresorů, jsou nazývány *indikátory stresu*, pokud jsou v určitých mezích úměrné velikosti stresového zatížení a jsou zároveň měřitelné (Ernst, Peterson 1994). Pod pojmem nespecifický indikátor stresu rozumíme, že daný indikátor stresu – např. obsah dané biochemické látky – reaguje na soubor různých faktorů prostředí a není vždy možné jednoznačně určit přesnou konkrétní příčinu změny fyziologického stavu stromu. V mnohých případech nespecifické indikátory vypovídají o reakci stromu na soubor různých nepříznivých vnějších faktorů. Důležitým kritériem, aby mohla být daná charakteristika označována jako biochemický indikátor stresu, je její stabilita během ročního i diurnálního cyklu, a dále snadnost a dostupnost jejího získání (Wild, Schmitt 1995).

Pro účel této studie jsme vybrali tři skupiny nespecifických indikátorů fyziologického stavu listoví, které jsou v mnohých případech používány pro jehličnany. Jsou to fotosyntetická barviva (pigmenty), které změnou obsahu citlivě reagují na vnější faktory jako je nedostatek živin (Pallardy, Kozlowski 2008), vzdušné znečištění – zejména SO_2 (Soukupová a kol. 2000, Petkovšek 2013), přízemní ozón (Siefermann-Harms a kol. 2005, Wallin a kol. 2002), sucho (Wallin a kol. 2002) nebo kombinaci těchto faktorů (Siefermann-Harms a kol. 2005, Wallin a kol. 2002). Další skupinou nespecifických indikátorů stresu, které bude věnována pozornost, jsou rozpustné fenolické látky. Jedná se o heterogenní skupinu látek, které mají v listoví různorodé funkce: antioxidační (Dall'Acqua a kol. 2012) nebo obranou proti herbivorům (Klepzig a kol. 1995).

Poslední vybranou látkou je lignin, strukturní polymer buněčných stěn. Intenzita lignifikace listoví, a tedy i obsah ligninu, reaguje na vnější faktory prostředí a hromadění ligninu má zásadní význam pro kvalitu opadu, rychlost jeho rozkladu a návrat živin z opadu do koloběhu v lesním ekosystému. Všechny tři vybrané skupiny indikátorů fyziologického stavu patří mezi nespecifické indikátory fyziologického stavu rostlin.

12.2. Fotosyntetické pigmenty

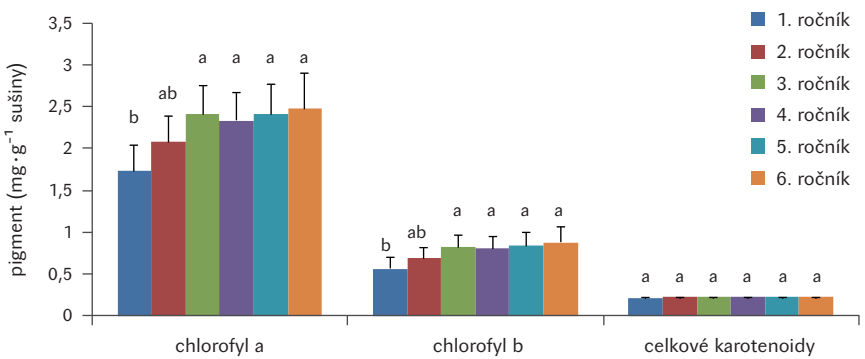
Skupinou biochemických látek s nezaměnitelnou fyziologickou funkcí u rostlin, které jsou často využívány jako indikátory fyziologického stavu, jsou fotosyntetické pigmenty. V případě cévnatých rostlin se jedná o chlorofyl *a* a chlorofyl *b* a větší skupinu karotenoidů. Chlorofyly slouží jako pigmenty nepostradatelné pro absorpci fotosynteticky aktivního záření (jsou hlavní součástí světlosběrných antén a umějí pohltit energii světleného záření), a proto jejich obsah může sloužit i jako parametr pro odhad fotosyntetické kapacity listoví či porostu. Rozmanitější skupina karotenoidů slouží zejména jako pigmenty nápomocné při absorpci záření na světlosběrných anténách fotosystémů – zachycují fotony a následně je přenášejí do reakčního centra s molekulami chlorofylu. Karotenoidy mají nejvýznamnější roli ve fotosyntéze jako pigmenty ochranné např. před nadměrnou ozářeností v rámci tzv. xantofylového cyklu (jedná se o karotenoidy violaxantin, anteraxantin a zeaxantin), kdy regulují množství energie přicházející do reakčního centra světlosběrných antén při nadměrném ozáření (Demmig-Adams 1998) a jako zhášeče volných radikálů. U obou typů pigmentů v roli nespecifických indikátorů fyziologického stavu je třeba vzít v úvahu roční dynamiku jejich obsahu a jejich vzájemných poměrů (Öquist, Huner 2003; Maslova a kol. 2009). Zejména karotenoidy vykazují výraznou dynamiku obsahu a vzájemných poměrů v průběhu roku, což vyplývá i z jejich ochranné role jak proti nadměrné ozářenosti (Kirchgessner a kol. 2003), tak mrazu (Maslova a kol. 2009). Karotenoidy vykazují i výraznou dynamiku denní, tzv. diurnální, právě při vysoké ozářenosti (Urban 2011).

Obsah chlorofylu v listoví je druhově závislý a v rámci koruny jednoho jedince není homogenní. Obsah fotosyntetických pigmentů podmiňuje např. dostupná ozářenost. Zejména proto je důležité již při odběru vzorků listoví pro biochemické analýzy pigmentů zohledňovat vertikální pozici listoví v koruně, zda se jedná o slunný či stinný list či jehlice. Vertikální gradient obsahu fotosyntetických pigmentů v koruně vzrostlých stromů nad 60 let může být značný, jak bylo prokázáno u smrku ztepilého (Homolová a kol. 2013, Kopačková a kol. 2015). Vertikální gradient obsahu fotosyntetických pigmentů v koruně smrku ztepilého na studovaných krušnohorských stanovištích je uveden v kapitole 23. Při srovnání vývoje fyziologického stavu stromů indikovaného obsahem chlorofylu v listoví v různých časových obdobích je nezbytné zachovat vertikální

pozici vzorkování, tj. stejnou pozici v koruně, což zdůrazňuje i manuál *IPC Forests* (ICP Forest 2016). U porostů na strmých svazích či v oblastech s výrazným převládajícím směrem větru doporučuje manuál *IPC Forests* pro odběr listoví dodržet stále stejnou orientaci vzorkovaných větví ve smyslu světových stran. V případě smrku ztepilého, který neroste ani v jedné z výše zmíněných extrémních situací, nebyla prokázána heterogenita v obsahu fotosyntetických pigmentů a rozpustných fenolických látek v závislosti na orientaci větve, pokud jsou odebírány slunné větve (Lhotáková a kol. 2007). Z tohoto hlediska je tedy možné používat i směsné vzorky listoví, či odebírat z náhodně orientovaných slunných větví.

U stálezelených dřevin s dlouhověkým listovím výrazně ovlivňuje obsah fotosyntetických pigmentů stáří listů. Vezmeme-li v úvahu jehlice odebrané na konci vegetační sezóny, u smrku ztepilého dochází k postupné akumulaci fotosyntetických pigmentů v jehlicích v průběhu několika let, u starších jehlic může případně zůstat konstantní obsah (obr. 49) nebo se vlivem dlouhodobého působení stresových faktorů může i mírně snižovat.

Obsah fotosyntetických pigmentů citlivě reaguje na negativní změny vnějšího prostředí a pokles obsahu chlorofylu může sloužit jako indikátor zhoršení fyziologického stavu listoví. A to i v případě, že na listoví není makroskopicky pozorovatelné žádné poškození typu chloróz či žloutnutí. Obsah chlorofylu je vhodné používat jako relativní indikátor aktuálního fyziologického stavu, tedy např. při porovnávání stavu stejného porostu v různých časových intervalech či porovnání různých stanovišť v jednom roce. Obecně ani pro jeden druh, v našem případě smrk ztepilý, neexistují přesně kvantifikované hranice obsahu



Obr. 49 – Obsah fotosyntetických pigmentů v jehlicích smrku ztepilého, závislost na stáří jehlic. 1. ročník – letorosty vyvinuté v dané vegetační sezóně, 2.–6. ročník – letorosty vyvinuté v předchozích pěti vegetačních sezónách. Sloupce odpovídají průměru hodnot, úsečky směrodatné odchylce, n = 89, rozdílná písmena nad sloupci odpovídají statisticky průkaznému rozdílu při α = 0,05; analýza rozptylu jednoduchého třídění, Tukey-Kramer test. Odběr říjen 2002.

Tab. 12 – Obsahy chlorofylu *a+b* v jehlicích smrku ztepilého pro stromy s různým fyziologickým stavem

Věk porostu	Stáří jehlic	Chlorofyl a+b ($mg \cdot g^{-1}$ sušiny)	Fyziologický stav	Nadmořská výška	Zdroj
44–135	1+3 (průměr)	3,2 ± 0,3	zdravý	400	Schlerf a kol. 2010
60	1	2,2–2,7	zdravý	840	Siefermann-Harms 1994
> 60	1, 2, 3 (průměr)	4,3 ± 1,1 3,7 ± 0,2	zdravý (stupně poškození 0+1) mírně poškozené (stupeň poškození 2)	700	Atzberger a kol. 1998
20	1, 2, 3	1: 2,0 ± 0,5 2: 2,6 ± 0,7 3: 2,2 ± 0,7	mírně poškozené	790	Soukupová a kol. 2000
> 60	1, 2, 3 (průměr)	SP0: 3,6 ± 0,9 SP1: 3,4 ± 0,8 SP2: 2,6 ± 0,7 SP3: 3,1 ± 0,8	stupně poškození 0–3 (určené dle defoliace)	771–936	Stejskalová 2003
> 40	1, 2, 3 (průměr)	2,7 ± 1,1 2,7 ± 0,8 2,2 ± 0,6 2,9 ± 0,5	zdravý (stupeň poškození 1)	495 477 678 722	Kopačková a kol. 2014

Pozn.: Uvedené jsou průměry ± směrodatná odchylka. Obsah pigmentů je uveden jako průměr pro různě staré jehlice (1 – tohoroční jehlice, 2 – 2. ročník jehlic, 3 – 3. ročník jehlic), nebo pro jednotlivé ročníky zvlášť. SP – stupeň poškození určený podle defoliace koruny stromu.

chlorofylu pro zdravé či poškozené stromy, a pokud byly navrženy, většinou se týkaly konkrétních oblastí (Siefermann-Harms 1994). Příkladem mohou být hodnoty obsahu celkového chlorofylu pro zdravé dospělé jedince (starší šedesáti let) smrku ztepilého publikované Siefermann-Harms (1994) od 2,2 $mg \cdot g^{-1}$ s. h., tabulka 12.

12.3. Pigmenty: příčiny změn obsahu, stresové faktory

Pokles obsahu fotosyntetických pigmentů v listoví, a tudíž snížená fotosyntetická kapacita může mít široké spektrum příčin. I z toho důvodu je vhodné používat pro hodnocení fyziologického stavu stromů či jeho změny více indikátorů v kombinaci a mít k dispozici další údaje o porostech, např. složení půdy, meteorologické údaje. Zde uvádíme příklady některých faktorů prostředí, jejichž negativní působení se projevuje právě poklesem hladiny pigmentů či změnami v jejich poměru. Avšak nejedná se zdaleka o vyčerpávající přehled.

V souvislosti s častějším výskytem teplotních extrémů a sucha lze uvést změny v obsahu a poměru fotosyntetických pigmentů u smrku. Čtyřleté

smrky reagovaly snížením obsahu všech fotosyntetických pigmentů (chlorofyl *a*, *b*, karotenoidy) na sucho. Když byla sledována regenerace obsahu pigmentů po delším období sucha, obsah chlorofylu *a* a karotenoidů se vrátil na původní hladiny dříve než obsah chlorofylu *b* (Pukacki, Kaminska-Rozek 2005). Rozdílná rychlost regenerace u chlorofylu *b* se projeví na vzájemných poměrech pigmentů, které též mohou sloužit jako nespecifické indikátory stresu (chlorofyl *a* / chlorofyl *b*; celkové karotenoidy / celkové chlorofyly). Zvýšení poměru celkových karotenoidů k chlorofylu bývá i důsledkem přirozeného stárnutí jehlic, které může být uspíšeno různými faktory prostředí, např. vysokou ozářeností (Demmig-Adams 1998). V případě reakce na sucho, stejně tak jako na další stresové faktory se poměry Ca/Cb a Car/Cab mohou zvyšovat. Změny v obsahu pigmentů při reakci na sucho závisí na intenzitě a délce trvání stresu. U smrkových semenáčů poklesl průkazně obsah pigmentů až po 42 dnech závažného stresu suchem (Ditmarová a kol. 2010). Na druhé straně pokles obsahu fotosyntetických pigmentů v jehlicích smrku je pravděpodobně závislý i na stáří stromu. Ačkoliv u výše uvedené studie reagovaly semenáče na sucho snížením obsahu pigmentů, starší juvenilní stromy (25 let) se jevily v ohledu obsahu fotosyntetických pigmentů spíše jako k suchu rezistentní (Kurjak a kol. 2012). U nespecifických indikátorů stresu je třeba též brát v potaz možné kombinace působících stresových faktorů. Obsah luteinu a karotenoidů xantofylového cyklu se v jehlicích zvyšoval při působení sucha a ozónu, zatímco jednotlivé faktory zvlášť nevyvolávaly změny v obsahu těchto pigmentů (Kronfuss a kol. 1998).

V Krušných horách jsou významnými stresovými faktory acidifikace půd, nerovnováha v přístupu k živinám a v minulosti zejména silné znečištění ovzduší oxidy síry a dusíku. Všechny ze jmenovaných faktorů ovlivňují obsah a poměry fotosyntetických pigmentů v jehlicích smrku a dalších jehličnanů. Nižší obsah chlorofylu *a+b* i celkových karotenoidů v jehlicích stromů, které vykazovaly vyšší defoliaci koruny a stupeň poškození, byly pozorovány v důsledku dlouhodobého vzdušného znečištění v Krušných horách na konci 90. let (Soukupová a kol. 2000). Nárůst obsahu fotosyntetických pigmentů v jehlicích může být použit i jako indikátor regenerace porostů po delším období silné imisní zátěže. Regenerace smrkových porostů provázená zvýšením obsahu chlorofylu *a+b* byla v letech 1992–2008 potvrzena ve Slovinsku v oblasti dlouhodobě zasažené imisemi oxidů síry a dusíku po odsíření zdroje znečištění v roce 1995 (Petkovšek 2013). V horských oblastech je častým polutantem přízemní ozón, jehož fytotoxicita byla prokázána jak v kontrolovaných experimentech, tak ve studiích využívajících terénní výzkum zejména u semenáčů a mladých jedinců (Matyssek a kol. 2010). K poklesu obsahu chlorofylu v jehlicích smrku dochází při dlouhodobém působení ozónu např. po čtyřech letech ošetření O_3 zejména u starších jehlic (3. a 4. ročník, Wallin a kol. 2002).

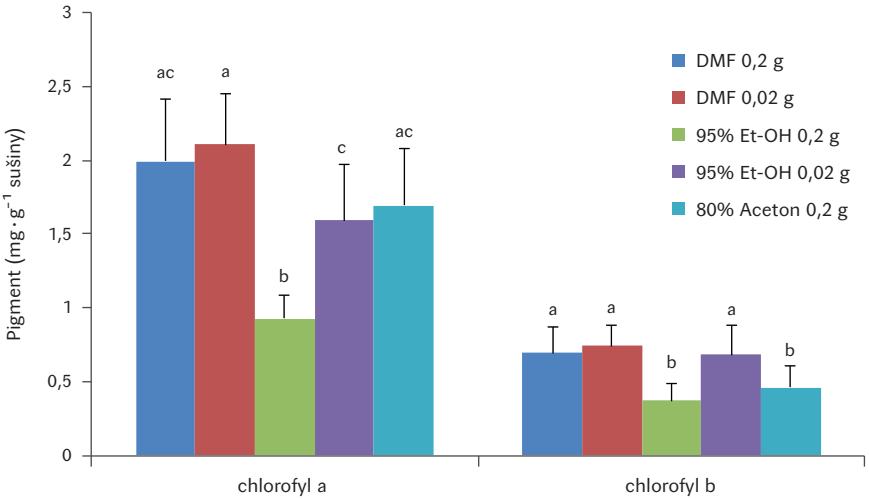
Obsah fotosyntetických pigmentů v listoví je úzce vázán na minerální výživu, snižuje se s deficiencí živin (Pallardy, Kozlowski 2008). Snížený obsah

chlorofylu v jehlicích bývá důsledkem zejména deficience Mg (Siefermann-Harms a kol. 2004) a N (Pallardy, Kozlowski 2008). I poměry jednotlivých fotosyntetických pigmentů se mění v reakci na nevyvážený přísun živin: např. zvýšení poměru chlorofylu *a* a *b* může být u dřevin mírného pásu indikátorem nedostatku dusíku (Kitajima, Hogan 2003). Zvýšení poměru karotenoidů xantofylového cyklu a chlorofylu *a* provázelo u smrku nástup žloutnutí jehlic způsobený především nedostatkem Mg (Siefermann-Harms a kol. 2004). V posledně uvedeném případě se postupně snižoval obsah všech fotosyntetických pigmentů (chlorofylů i karotenoidů), avšak degradace karotenoidů xantofylového cyklu probíhala pomaleji.

12.4. Biochemické stanovení obsahu fotosyntetických pigmentů: metodika

Pro biochemické stanovení obsahu fotosyntetických pigmentů je třeba pigmenty nejprve z listoví extrahovat do vhodného rozpouštědla, přesné stanovení jejich koncentrace v extraktu může být následně provedeno různými analytickými metodami. Nejčastěji využívané metody jsou vysokoúčinná kapalinová chromatografie (HPLC z anglického *„high performance liquid chromatography"*) a spektrofotometrické stanovení. Vysokoúčinná kapalinová chromatografie má výhodu přesné identifikace pigmentů na základě porovnání retenčních časů vzorku s konkrétními standardy čistých pigmentů. Tato výhoda je patrná zejména u heterogennější a větší skupiny karotenoidů. Jednotlivé karotenoidy mohou mít různou dynamiku v průběhu roku (Öquist, Huner 2003, Maslova a kol. 2009) a též např. u ochranných karotenoidů xantofylového cyklu jejich vzájemný poměr vypovídá o stavu fotosyntetického aparátu (Demmig-Adams 1998). HPLC je však náročnější na materiální vybavení i analytické zpracování. Zde bude věnován prostor spektrofotometrickému stanovení, které je méně náročné přístrojově i finančně.

Ačkoliv extrakce fotosyntetických pigmentů je poměrně zavedený a rutinní proces, volba rozpouštědla pro extrakci pigmentů je důležitým krokem z hlediska účinnosti extrakce a její časové náročnosti. Fotosyntetické pigmenty lze extrahovat do různých organických rozpouštědel, např. acetonu, etanolu, metanolu, dimetyl amidu kyseliny mravenčí (DMF) či dimetylsulfoxidu (DMSO), jak uvádí Minocha a kol. 2009. Tato rozpouštědla se i liší v jejich toxicitě pro člověka, např. DMF a DMSO jsou velmi toxické. Nicméně vždy je třeba z bezpečnostních důvodů pracovat s rozpouštědly v digestoři. Postupy se často liší v požadavku na homogenizaci vzorku. Z důvodu časové efektivity a omezení manipulace se vzorky zde bude věnován prostor pouze vybraným postupům, které úplnou homogenizaci listoví nevyžadují. Testování různých organických rozpouštědel (aceton, etanol, DMF, DMSO) na jehlicích smrku ztepilého prováděli Minocha a kol. (2009), některé testy byly provedeny též v laboratoři



Obr. 50 – Porovnání účinnosti extrakce chlorofylů v různých rozpouštědlech a při různé navážce čerstvé hmotnosti jehlic. DMF – dimetylamid kyseliny mravenčí, et-OH – etanol. Sloupce odpovídají průměru, úsečky směrodatné odchylce. Rozdílná písmena nad sloupci značí statisticky průkazný rozdíl na hladině α = 0,05; analýza rozptylu jednoduchého třídění, Tukey-Kramerův srovnávací test.

katedry experimentální biologie rostlin Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze (aceton, etanol, DMF). Pro smrk ztepilý se z testovaných rozpouštědel jevil jako nejúčinnější DMF (Minocha a kol. 2009), u dalších testovaných jehličnatých druhů (borovice smolná, jedlovec kanadský, jedle balzámová a smrk červený) bylo podobně účinné extrakce chlorofylů dosaženo i v případě acetonu a etanolu. V případě celkových karotenoidů se však u všech testovaných jehličnanů ukázalo jako nejspolehlivější rozpouštědlo DMF. DMF je však toxické rozpouštědlo, se kterým je třeba pracovat se zvýšenou opatrností a v digestoři. Jako méně toxická, ale též účinná alternativa pro smrk ztepilý, se jevila varianta extrakce v 95% etanolu – 18 hodin ve vodní lázni 65 °C (obr. 50). Podle Minocha a kol. 2009 se pro extrakci fotosyntetických pigmentů z devíti druhů stromů (listnáče a jehličnany) osvědčila rozpouštědla DMF a etanol. Vzhledem k tomu, že jsme došli k podobným výsledkům, budou podrobněji popsány právě tyto dvě metody.

12.4.1. Odběr, příprava a skladování jehlic

Pokud není sledována sezónní dynamika v obsahu pigmentů *IPC Forests* (ICP Forest 2016) doporučuje u stálezelených dřevin odebírat vzorky v období dormance. Období dormance je závislé na regionu a podle manuálu *ICP Forests* (ICP Forest 2016) má každý členský stát definovat toto období zvlášť pro nížiny

a horské oblasti. Při odběru větve je třeba vzít v potaz zejména vertikální pozici větve v koruně. Ideální je odebírat listoví, které se vyvinulo při plné ozářenosti, tedy z horní třetiny koruny, ale vyvarovat se nejvyšších přeslenů (tedy juvenilní části koruny). Ideální pozice odběru uvádí manuál *ICP Forests* (ICP Forest 2016) mezi 7. a 15. přeslenem.

Ideální je provést odběr jehlic hned na místě po odebrání větve. Pro analýzy obsahu fotosyntetických pigmentů je zásadní odebírat do vzorku u smrku stejnověké jehlice, obsah pigmentů je na věku závislý (viz výše). Jehlice je vhodné odebrat do plastových mikrozkumavek (předem označených, případně předvážených), po odběru je uchovávat zatemněné (např. černou látkou) a v chladu (přenosné termoboxy s ledem). Obsah fotosyntetických pigmentů je u jehličnanů běžné vztahovat na suchou hmotnost vzorku. Za tímto účelem je nutné odebrat paralelní sadu vzorků pro určení poměru čerstvé a suché hmotnosti. Jehlice určené pro extrakci pigmentů se odebírají bez zdřevnatělých bází a bez špiček (obojí zajišťuje snadnější pronikání rozpouštědel). Jehlice pro extrakce bez homogenizací se nastříhají na segmenty o délce 3–5 mm. Celková navážka jehlic (čerstvá hmotnost) je ideální okolo 0,05–0,2 g. Po převezení do laboratoře doporučujeme neprodleně zvážit čerstvou hmotnost jehlic. Dále je možno do zpracování (sušení, extrakce) vzorky skladovat v mrazáku při teplotě –20 °C. Komaitis, Ifanti-Papatragianni, Passaloglou-Emmanoulidou (1990) popisují stabilitu chlorofylů při teplotě –18 °C po dobu šesti měsíců a pak velmi pomalé změny v jejich obsahu, podobně při skladování rostlinného materiálu při –30 °C po šesti měsících byly ztráty v obsahu pigmentů zanedbatelné.

12.4.2. Extrakce etanolem a DMF, spektrofotometrické stanovení

Extrakce chlorofylů a karotenoidů 95% etanolem je varianta s méně toxickým rozpouštědlem. Extrakce probíhá za tmy ve zkumavkách ve vodní lázni (65 °C) po 16–18 hodin. Na doporučenou navážku 0,05–0,2 g čerstvé hmotnosti jehlic je optimální dávka 10 ml rozpouštědla. Extrakt se nechá vychladit na laboratorní teplotu a je připraven ke spektrofotometrickému stanovení. Je důležité zkontrolovat, že extrakce proběhla úplně – tedy že listoví již neobsahuje stopy zelené barvy. Výhodou extrakce v DMF je též relativně dlouhá doba stability extraktu: nejméně 20 dní, pokud jsou extrakty skladovány při 4 °C a ve tmě (Inskeep, Bloom 1985).

Extrakce pigmentů DMF vyžaduje díky manipulaci s toxickým rozpouštědlem digestoř, probíhá též z nehomogenizovaných jehlic po 4–7 dní za tmy, ideálně v lednici při 4 °C. Je nutné použít uzavíratelné skleněné zkumavky či lahvičky, DMF leptá některé plasty. V průběhu extrakce je možné vzorky promíchat a před spektrofotometrickým stanovením nutné zkontrolovat, zda extrakce proběhla úplně. Navážky a dávkování jsou stejné jako v případě extrakce etanolem.

Koncentrace fotosyntetických pigmentů v extraktech je určena spektrofotometricky.

Rovnice výpočtu koncentrace fotosyntetických pigmentů v etanolovém a DMF extraktu z absorbancí (A_w) při daných vlnových délkách w, kde *Ca* – chlorofyl *a*; *Cb* – chlorofyl *b*; *TC* – celková koncentrace karotenoidů a xantofylů:

95% etanol:
$Ca = 13{,}36\ A_{664} - 5{,}15\ A_{649}$ ($\mu g \cdot ml^{-1}$)
$Cb = 27{,}43\ A_{649} - 8{,}12\ A_{664}$ ($\mu g \cdot ml^{-1}$)
$TC = (1\,000\ A_{470} - 2{,}13\ C_a - 97{,}64\ C_b) / 209$ ($\mu g \cdot ml^{-1}$)
(Lichtenthaler 1987)

DMF:
$Ca = 11{,}65\ A_{664} - 2{,}69\ A_{647}$ ($\mu g \cdot ml^{-1}$)
$Cb = 20{,}81\ A_{647} - 4{,}53\ A_{664}$ ($\mu g \cdot ml^{-1}$)
$TC = (1\,000\ A_{480} - 0{,}89\ C_a - 52{,}02\ C_b) / 245$ ($\mu g \cdot ml^{-1}$)
(Wellburn 1994)

Čirost roztoku při spektrofotometrickém stanovení lze ověřit změřením absorbance při vlnové délce 750 nebo 710 nm. Přesahuje-li tato hodnota 5 % z hodnoty absorbance ve vlnové délce maxima příslušného pigmentu, je třeba roztok znovu pročistit filtrací či centrifugací. Nižší hodnoty extinkce při 750 nm se odčítají, před dosazením do rovnic sloužících k výpočtu obsahu fotosyntetických pigmentů, od změřených extinkcí ve vlnových délkách maxima příslušného pigmentu (Šesták, Čatský 1966). Z koncentrace je dopočtena hmotnost pigmentu v extraktu, která je následně vztažena na jednotku suché či čerstvé hmotnosti listoví, případně na plochu listu.

12.5. Rozpustné fenolické látky a lignin

Rozpustné fenolické látky a lignin patří mezi sekundární metabolity rostlin. Jedná se o heterogenní skupinu látek, které mají v rostlinách rozmanité spektrum funkcí např. mechanickou strukturální oporu, obranu proti herbivorům a patogenům nebo funkci signalizační (pro opylovače a symbionty). Rostliny tvoří tři základní skupiny sekundárních metabolitů: terpenoidy, fenolické látky a alkaloidy (a další dusík obsahující sekundární metabolity). Jejich obsahy se liší nejen u různých druhů rostlin, ale i v rámci rostliny samotné podle struktury a věku orgánu či rostliny. Pozornost bude věnovaná fenolickým látkám, na které je listoví jehličnanů bohaté – investice do fenolických látek v listoví představuje až 7,3–12,3 % z celkového uhlíku (Aspinwall a kol. 2011). Fenolické látky hrají roli jako antioxidanty (Dall'Acqua a kol. 2012) obrana proti herbivorům (Klepzig a kol. 1995), nebo např. taniny se podílejí na chelataci těžkých kovů (Lavid a kol. 2001) v buňkách. Fenolické látky jsou heterogenní

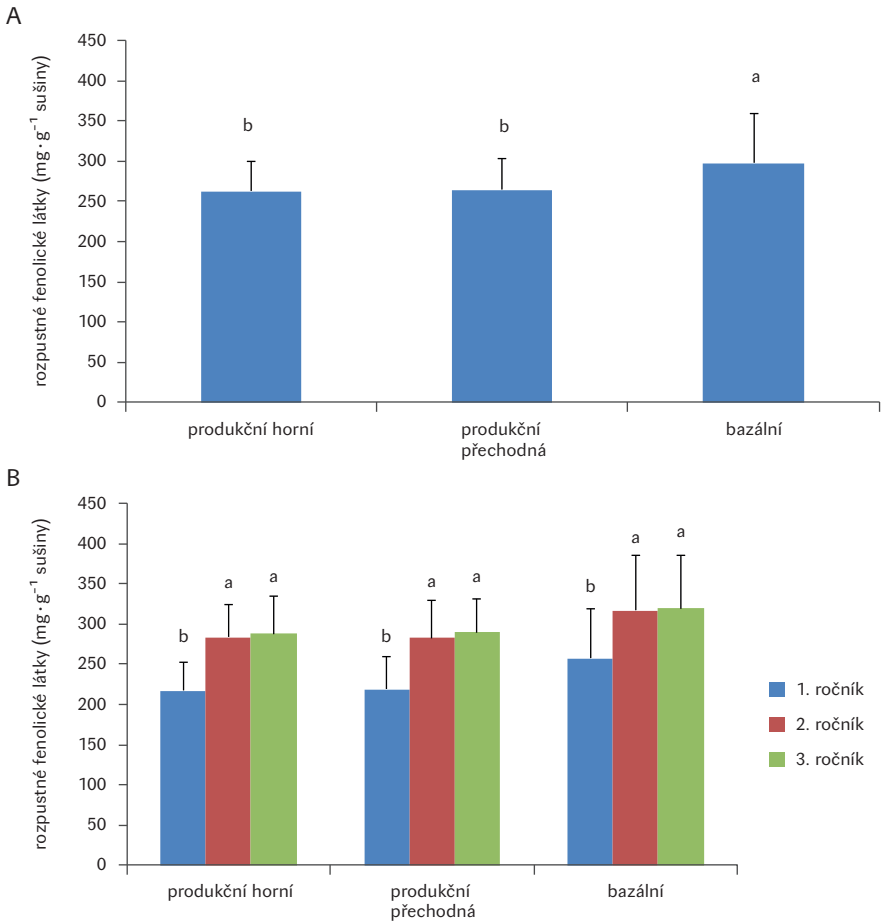
skupina přibližně 10 000 různých sloučenin, společným znakem je přítomnost hydroxylové funkční skupiny na aromatickém kruhu. Některé fenolické látky mohou být rozpustné ve vodě, jiné v organických rozpouštědlech, další velkou skupinou jsou nerozpustné polymery. V této kapitole bude věnována pozornost rozpustným fenolickým látkám extrahovatelným metanolem a nerozpustnému strukturnímu polymeru ligninu. Lokalizaci vybraných skupin fenolických látek v pletivech jehlice smrku ztepilého dokumentuje obrázek 52, kapitola 13.

12.6. Rozpustné fenolické látky

Rozpustné fenolické látky v jehlicích jsou metabolity se střední dobou obratu, tj. týdnů až měsíců. Rozpustné fenolické látky jehličnanů jsou opět skupinou různorodých látek, patří mezi ně např. deriváty kyseliny hydroxyskořicové, flavonoidy a další rozpustné fenoly (Häberle a kol. 2009). Obsah některých skupin rozpustných fenolů v jehlicích je závislý na ozářenosti: např. obsah katechinu byl vyšší ve slunných jehlicích smrku ztepilého (Vrchotová a kol. 2004), naopak při souhrnné analýze všech metanolem extrahovatelných fenolů byl opakovaně prokázán jejich vyšší obsah ve stinných jehlicích smrku obrázek 51A (Lhotáková a kol. 2012). Fenolické látky se také akumulují v průběhu stárnutí jehlic (obr. 51B). Díky ochranné funkci fenolických látek v rostlinách se dají tyto látky považovat za nespecifický bioindikátor stresu (Klepzig a kol. 1995). Zvýšení obsahu fenolických látek v jehlicích bylo pozorováno v důsledku deficience dusíku (Wainhouse a kol. 1998), nebo v důsledku akumulace hliníku a fluoru v jehlicích (Giertych, Karolewski 2000). Akumulace rozpustných fenolických látek v jehlicích je známa i jako reakce na atmosférické znečištění, zejména SO_2 (Pasqualini a kol. 2003). Obsah rozpustných fenolických látek v jehlicích byl sledován v souvislosti se stupněm defoliace. Nárůst obsahu fenolických látek v nejmladším ročníku jehlic byl prokázán u borovice lesní v experimentech, kde byly odstraňovány starší ročníky jehlic simulující defoliaci v důsledku poškozením herbivory (Roitto a kol. 2008). Pozitivní korelace celkového obsahu fenolických látek v jehlicích a stupně poškození stromu určeného na základě defoliace byla prokázána např. ve studii na smrku ztepilém zahrnující 43 různých oblastí v Německu (Richter, Eis, Wild 1996). Podstatné je, že studie zahrnovala pouze porosty smrku s počátečním nebo středním stupněm poškození a defoliací 20–40 %. Obsah rozpustných fenolických látek lze tedy využít jako bioindikátor stresu či poškození právě v jeho časných fázích. Z důvodu, že změnou obsahu fenolických látek v listoví reagují dřeviny na různé stresové faktory, je vždy důležité mít alespoň základní informace o potenciálních příčinách poškození daného porostu.

12.7. Biochemické stanovení obsahu rozpustných fenolických látek: metodika

Stanovení obsahu rozpustných fenolických látek je možné po extrakci do vhodného rozpouštědla (v této práci je pozornost soustředěna na fenolické látky extrahovatelné metanolem) následně lze provést kvantifikaci fenolů různými metodami. Pro rozlišení a identifikaci jednotlivých fenolických látek je tak jako u fotosyntetických pigmentů vhodná vysokoúčinná kapalinová chromatografie s využitím standardů čistých fenolických látek.



Obr. 51 – Obsah rozpustných fenolických látek v jehlicích smrku ztepilého v Krušných Horách. A – závislost na pozici v koruně, B – závislost na pozici v koruně a stáří jehlic. Rozdílná písmena nad sloupci značí statisticky průkazný rozdíl na hladině α = 0,05; analýza rozptylu dvojného třídění, Tukey-Kramerův srovnávací test zvlášť pro faktor pozice v koruně (A) a stáří jehlic (B). Odběr: srpen 2013.

Tab. 13 – Postup provedení barevné reakce s Folin-Ciocalteau činidlem pro spektrofotometrické stanovení obsahu fenolických látek

Reakční roztoky	
Roztok A	2% Na_2CO_3 v 0,1 M NaOH
Roztok B	0,5% $CuSO_4 \cdot 5\ H_2O$ v 1% vinanu sodnodraselném
Roztok C	1 ml roztoku A v 50 ml roztoku B), míchá se těsně před měřením
Postup:	
Krok 1	0,5 ml extraktu přidat do 10 ml roztoku C
Krok 2	přidat 0,2 ml Folin-Ciocalteau činidla, zamíchat, nechat 30 minut reagovat (modrá barevná reakce)
Krok 3	měřit absorbanci při 750 nm, blank roztok C

Zdroj: upraveno podle Singleton, Rossi (1965)

Zde bude stručně představena metoda méně náročná na vybavení laboratoře: spektrofotometrické stanovení celkového obsahu rozpustných fenolických látek pomocí Folin-Ciocalteau činidla podle Singleton a Rossi (1965). Tato metoda byla využita při analýze obsahu fenolických látek v projektu INMON. Zásady pro odběr jehlic jsou stejné jako v případě fotosyntetických pigmentů (podkapitola 12.4.1.). Celková navážka jehlic (čerstvá hmotnost) je ideální okolo 0,2 g. Před extrakcí je opět možno materiál uchovávat zmrazený. Obsah rozpustných fenolických látek je možné provést jak z čerstvého (zmrazeného) materiálu, tak ze sušiny.

V případě práce s čerstvými jehlicemi jsou jehlice nejprve homogenizovány v tekutém dusíku. Pokud jsou fenolické látky určovány ze sušiny, je také třeba před extrakcí jehlice homogenizovat. Extrakce byla provedena do 80% metanolu ve vodní lázni při teplotě 55 °C po dobu 30 minut. Pro úplnou extrakci je vhodné extrakt centrifugovat, oddělit supernatant a pelet podrobit opakovaně (2×) 30minutové extrakci. Následně bylo 0,5 ml extraktu použito pro barevnou reakci s Folin-Ciocalteau činidlem a byla změřena absorbance při 750 nm. Jako standard pro vyjádření obsahu fenolických látek a sestavení kalibrační křivky závislosti absorbance na koncentraci fenolů byla použita kyselina gallová. Postup provedení barevné reakce s Folin-Ciocalteau činidlem je shrnut v tabulce 13. Z koncentrace fenolických látek v extraktu je dopočtena jejich hmotnost, která je následně vztažena na jednotku suché či čerstvé hmotnosti jehlic, případně na plochu listu.

12.8. Lignin: příčiny změny obsahu, stresové faktory

Lignin je polyfenolický strukturní heteropolymer uložený v sekundární buněčné stěně, kde probíhá jeho finální syntéza z jednotlivých monolignolů (alkoholy

s aromatickým jádrem): p-kumarylalkohol, koniferylalkohol a sinapylalkohol. V buněčných stěnách jehličnanů převažuje zpravidla koniferylalkohol. Monolignoly jsou produkty šikimátové dráhy, která vede k tvorbě širšího spektra fenolických látek a dalších sekundárních metabolitů. Funkce ligninu je především strukturní – zpevňuje buněčnou stěnu zejména v sekundárním xylému (dřevě), ale i různých buněk v jehlicích (obr. 54, kapitola 13). Lignin hraje i důležitou úlohu v obraně proti herbivorům – dodává lignifikovaným pletivům tuhost a díky svému chemickému složení ztěžuje, až znemožňuje stravitelnost biomasy. Tím, že je lignin v buněčných stěnách vázán s celulózou a proteiny, zhoršuje herbivorům stravitelnost i těchto látek. Zvýšená lignifikace rostlinných pletiv v místě napadení je také obecnou reakcí na infekci patogeny či mechanické poranění (Moura a kol. 2010).

Z výše uvedeného vyplývá, že i obsah ligninu může být použitý jako nespecifický indikátor stresových reakcí u rostlin. Dále budou uvedeny příklady změn v obsahu ligninu v listoví jehličnanů (s důrazem na smrk ztepilý) v důsledku působení stresových faktorů, zejména vzdušného znečištění. Obsahu ligninu v jehlicích dospělých stromů smrku ztepilého (75–90 let) se měnil v důsledku znečištění alkalickým prachem z cementárny: obsah ligninu v jehlicích se snižoval s rostoucí vzdáleností od zdroje znečištění (Mandre 2002). Obdobná reakce byla zaznamenána i u borovice (*Pinus massoniana Lamb.*), u které v oblasti zasažené imisemi SO_2, NO_2, O_3 a prachových částic jehlice obsahovaly větší množství ligninu, rozpustných fenolů a lipidů oproti kontrolním stromům rostoucím v místě s poloviční imisní zátěží (Liu a kol. 2014). Avšak u smrku ztepilého byla zjištěna v reakci na imise SO_2 a NO_2 i opačná reakce: obsah ligninu v jehlicích se snižoval se stupněm poškození stromu určeném na základě defoliace (Albrechtová a kol. 2001). Tato studie byla provedena v Krušných horách v roce 1998 na čtyřech ze zkoumaných stanovišť popsaných v kapitole 20. Snižování lignifikace jehlic v důsledku vysoké defoliace stromu může souviset s prioritizací sinků. Podle Poláka (2006) stromy s vysokým stupněm defoliace (50–69 %) upřednostňují investice asimilovaného uhlíku do růstových procesů (tvorba nových výhonů) oproti procesům s momentálně nižší prioritou jako je syntéza obranných látek nebo tvorba reprodukčních struktur.

12.9. Biochemické stanovení obsahu ligninu: metodika

Tím, že lignin má charakter těžko rozložitelného polymeru a jeho přesná chemická stavba (např. poměr jednotlivých monolignolů) se liší mezi rostlinnými druhy i pletivy, existuje široké spektrum metod stanovení obsahu ligninu. Ačkoliv jsou ustaveny různé rutinně používané laboratorní postupy např. pro stanovení obsahu ligninu ve dřevě, žádná z metod není obecně uznávána jako univerzální pro stanovení obsahu ligninu v rostlinných vzorcích. Pro stanovení obsahu a struktury ligninu existuje široké spektrum analytických technik:

Tab. 14 – Postup provedení extrakce ligninu metodou solubilizace kyselinou thioglykolovou a následné UV spektrometrie

Fáze I – Extrakce buněčných stěn	
1	k 0,3 g homogenizované sušiny přidat 1 ml 1M NaCl, protřepat
2	20 minut inkubovat v sonikátoru, centrifugovat
3	k peletu přidat 1 ml 1% detergentu SDS, 20 minut třepat, centrifugovat
4	pelet vypláchnout 2× po 20 minut destilovanou vodou, centrifugovat
5	pelet vypláchnout 1 ml 100% metanolu, 20 min třepat, centrifugovat
6	pelet vypláchnout 1 ml směsi chloroformu a metanolu (1:1)
7	pelet vypláchnout 1 ml 100% metanolu, 20 min třepat, centrifugovat
8	odsát supernatant, vzorek vysušit
9	zvážit hmotnost buněčných stěn
Fáze II – Extrakce ligninu kyselinou thioglykolovou	
1	2M HCl 1 ml + 0,2 ml thioglykolové kyseliny k buněčným stěnám
2	směs HCl a thioglykolové kys. inkubovat 4 h při 95 °C
3	nechat zchladnout, centrifugovat, odsát supernatant
4	3× propláchnout destilovanou vodou, centrifugovat
5	1 ml 0,5M NaOH, nechat třepat přes noc (uvolní se deriváty ligninu a kys. thioglykolové)
6	vypláchnout pelet 0,5 ml 0,5M NaOH, 5 minut třepat + 5 minut sonikovat
7	okyselit extrakt 0,3 ml koncentrované HCl (36 %) 4 h v lednici (4 °C)
8	centrifugovat, odstranit supernatant, pelet vysušit
Fáze III – Extrakce ligninu kyselinou thioglykolovou	
1	pelet rozpustit v 1 ml 0,5M NaOH
2	měřit absorbanci při 280 nm, blank NaOH (0,5M)

Zdroj: upraveno podle Lange a kol. 1995

klasické chemické metody (např. vážkové stanovení nehydrolyzovatelného zbytku po hydrolýze v kyselině sírové), pyrolýza, plynová chromatografie, hmotnostní spektrometrie, infračervená spektroskopie, UV spektrometrie a další (Lupoi a kol. 2015). Výhody a nevýhody širokého spektra metod ke stanovení obsahu ligninu shrnují přehledné práce v angličtině Hatfield a Fukushima (2005)* nebo Lupoi a kol. (2015).

V současné studii provedené v letech 1998–2013 v Krušných horách byla použita pro stanovení ligninu metoda solubilizace ligninu kyselinou thioglykolovou a následná UV spektrometrie s použitím komerčně dostupného ligninového standardu (metodika podle Lange, Lapierre, Sandermann 1995, upraveno). Výchozím materiálem pro stanovení obsahu ligninu byly usušené homogenizované jehlice (navážka okolo 0,03 g). V první fázi jsou z materiálu extrahovány buněčné stěny, ve fázi druhé probíhá extrakce ligninu kyselinou

* Práce s výstižným titulem: „Can Lignin Be Accurately Measured?“ [Je možné přesně změřit lignin?]

thioglykolovou a čtvrtá fáze odpovídá spektrofotometrickému stanovení. Postup je stručně shrnut v tabulce 14.

12.10. Závěry

Kapitola se zabývá přehledem vybraných nespecifických indikátorů stresu: obsah fotosyntetických pigmentů, rozpustné fenolické látky a lignin, strukturní polymer buněčných stěn. Kapitola dává přehled o charakteru těchto látek a o jejich fyziologických funkcích. Je shrnuto, jakým způsobem se mění obsahy těchto látek v orgánech (většinou listoví) u rostlin v závislosti na faktorech prostředí, jak obsahy těchto látek reagují na stresovou zátěž. Pro všechny metody je popsán postup biochemického zjištění těchto parametrů. Prezentované laboratorní spektrofotometrické metody jsou proveditelné se základním laboratorním vybavením.

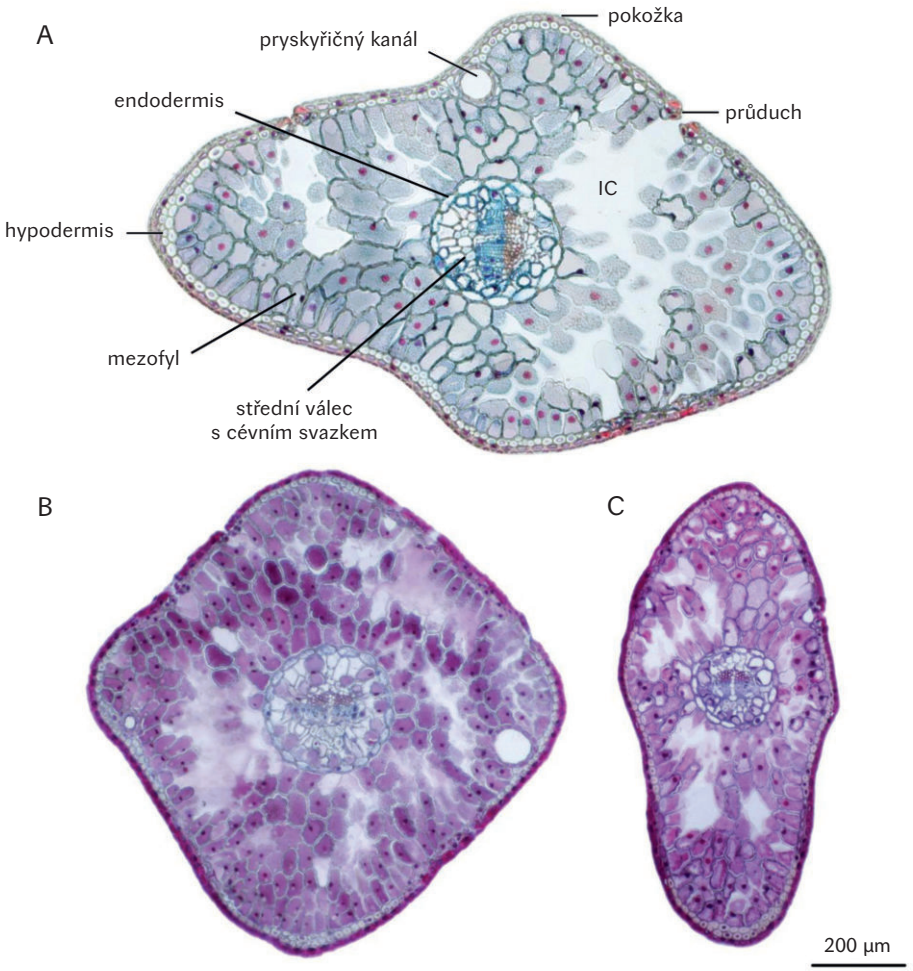
13. Anatomické a histochemické analýzy jehlic

13.1. Anatomická stavba jehlic

Vnitřní stavba listu je podmíněna vnějšími podmínkami prostředí, z nichž nejdůležitější roli hraje dopadající záření (Niinemetes a kol. 2007). Zvlášť u dřevin, kde se distribuce světla v koruně mění (Reiter a kol. 2005), se obvykle vyvíjejí slunné a stinné listy či jehlice, které se liší v některých parametrech vnitřní stavby (Niinemetes a kol. 2007). Příklad slunné a stinné jehlice smrku ztepilého je na obrázku 52. Další údaje o anatomické stavbě listu a o tom, jak je možné využít kvalitativní a kvantitativní změny v jeho struktuře jako indikátory fyziologického stavu stromu, se budou týkat zejména smrku ztepilého, případně budou využity příklady dalších jehličnanů.

Anatomická stavba jehlice se může také měnit s různými stresovými podmínkami, které na strom působí, ať se jedná o různé faktory abiotické, jako např. sucho (Palomaki, Holopainen, Holopainen 1994), mráz, zasolení, těžké kovy nebo interakce s dalšími živými organismy (přehled viz Günthardt-Goerg, Vollenweider 2007). Významné postavení mezi vnějšími abiotickými faktory, které způsobují změny ve struktuře jehlic má antropogenní znečištění např. ozón (Vollenweider, Ottiger, Günthardt-Goerg 2003), SO_2, nebo obecně kyselé srážky (Albrechtová a kol. 2007, Moss a kol. 1998). Měnit se může nejen struktura pletiv a buněk (např. zastoupení jednotlivých pletiv, podíl mezibuněčných prostor), často dochází také ke změnám v akumulaci či lokalizaci některých specifických metabolitů (např. obranných fenolických látek nebo ligninu – Soukupová a kol. 2000; Günthardt-Goerg, Vollenweider 2007). Změny obojího typu lze detekovat pod mikroskopem různými metodami. Cílem této kapitoly je stručně shrnout mikroskopické metody a techniky, které je vhodné použít při hodnocení fyziologického stavu stromů pomocí anatomických a histochemických indikátorů. Také budou představeny konkrétní příklady změn ve struktuře jehlic a lokalizaci specifických látek, které lze použít jako indikátory fyziologického stavu v důsledku působení klimatických faktorů a vzdušného znečištění. V tomto přehledu se nezaměřujeme na specifika mikroskopického poškození ozónem, v případě zájmu odkazujeme na práce Vollenweider, Ottiger, Günthardt-Goerg (2003) a Günthardt-Goerg, Vollenweider (2007).

Změny ve struktuře jehlic a v obsahu různých biochemických látek a jejich lokalizaci v pletivech jehlice při působení stresových faktorů můžeme zjistit mnohem dříve, než je negativní změna ve fyziologickém stavu stromu viditelná makroskopicky (např. změna barvy jehlic), neboť se jedná o indikátory mikroskopické, makroskopicky nerozeznatelné (viz kapitola 6). Proto jsou změny v anatomické stavbě jehlic využívány jako indikátory časného poškození stromu i přesto, že mikroskopická analýza může být časově náročná.

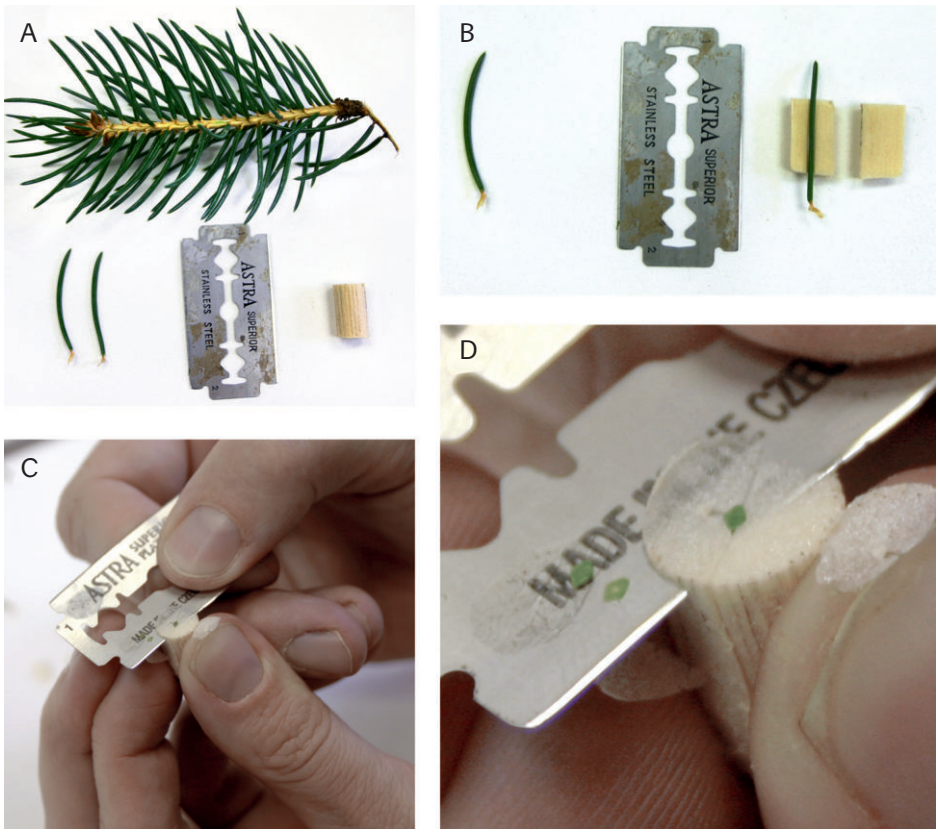


Obr. 52 – Anatomická stavba jehlice smrku ztepilého. A – celková stavba, jednotlivé anatomické struktury, IC – interceluláry (mezibuněčné prostory). B – slunná jehlice – příčný řez, kompaktnější, spíše izodiametrického tvaru. C – stinná jehlice – příčný řez je plošší, protáhlejšího tvaru. Zdroj: Lhotáková, Barták, autorské zpracování.

13.2. Mikroskopické metody

13.2.1. Světelná mikroskopie

Využití světelné mikroskopie, zejména pozorování ve světlém poli je nejsnazším postupem, jak získat informace o struktuře jehlic v závislosti na působení vnějších faktorů. Je však vždy nutné pracovat s větším množstvím vzorků jehlic a několika řezy z každé jehlice a pozorování fotograficky zaznamenat za účelem dalšího semikvantitativního či kvantitativního vyhodnocení. Změny ve struktuře nejsou vždy tak jednoznačné, aby mohly být použity jako indikátor z jednoho pozorovaného vzorku. Světelnou mikroskopii lze aplikovat jak pro pozorování tlustších ručních řezů (vhodné pro histochemické detekce) tak při pozorování tenčích parafínových řezů (vhodné pro vyhodnocení poškození



Obr. 53 – Příprava ručních řezů jehlic smrku ztepilého pomocí žiletky a bezové duše. A – materiál: smrkové jehlice, žiletka, bezová duše. B – rozpůlení bezové duše a vložení jehlice do drážky v bezové duši. C, D – způsob řezání žiletkou.

buněk či odhadu zastoupení mezibuněčných prostor). Pro pozorování některých struktur (např. škrobová zrna nebo krystaly šťavelanu vápenatého) v jehlicích je vhodné použít pozorování pod polarizovaným světlem (Fink 1991).

13.2.2. Ruční řezy: dočasné preparáty

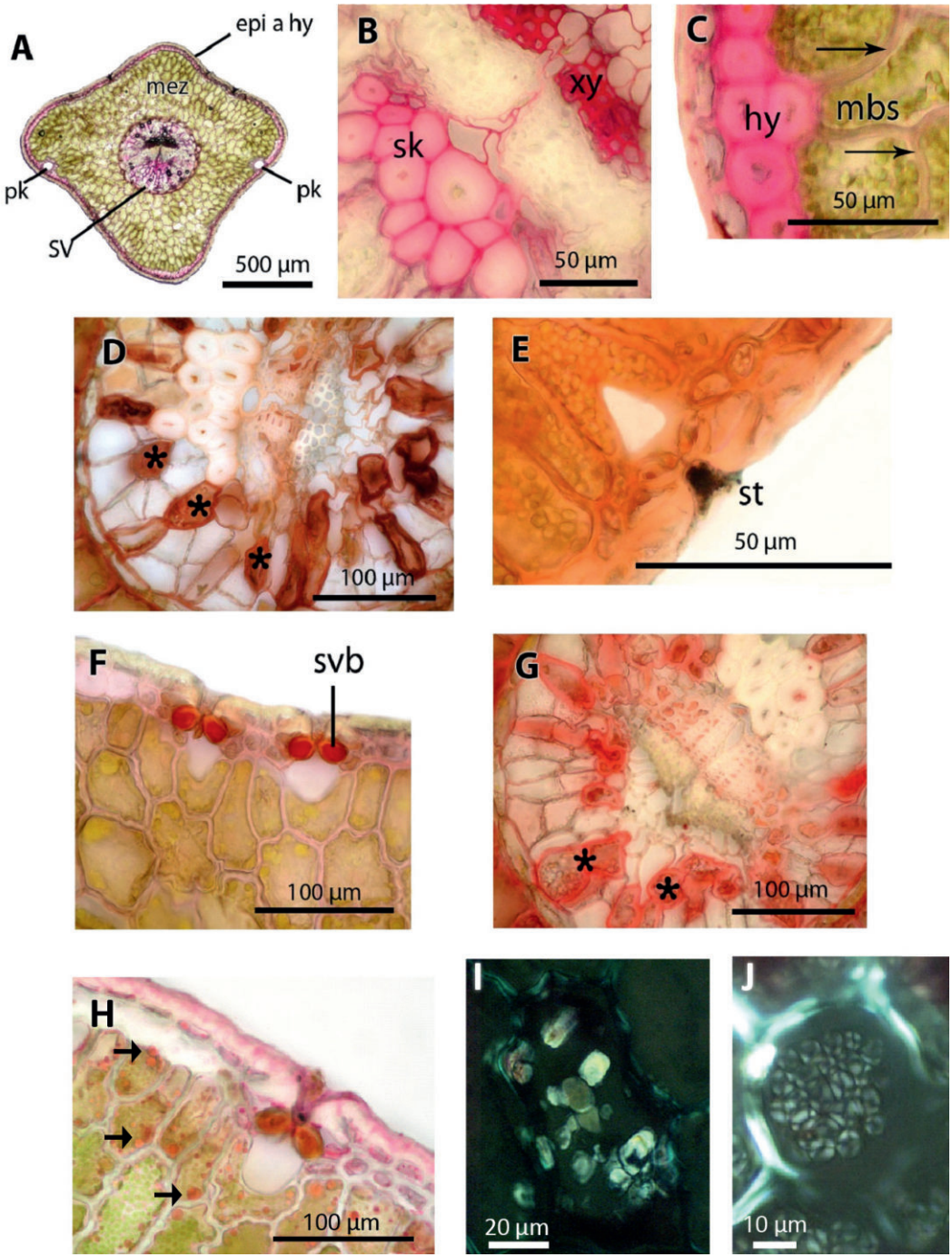
Pro histochemické detekce specifických látek jsou vhodné ruční řezy pořízené buď řezáním žiletkou v bezové duši, nebo pomocí břitvy a ručního mikrotomu. S mikrotomem je snazší získat tenčí řezy (kolem 80 mm) a histochemické detekce se pak lépe pozorují. Pro přípravu ručních řezů lze použít čerstvé jehlice i jehlice konzervované ve fixáži. Při řezání bez mikrotomu je vhodné jako oporu pro řezaný objekt využít bezovou duši – suchou dřeň stonku bezu černého. Při řezání v bezové duši dbáme na to, aby byla duše nasycena vodou a nedocházelo tak k vysychání řezaného objektu. Stručný návod, jak řezat v bezové duši bez mikrotomu, je na obrázku 53.

13.2.3. Postup při přípravě ručních řezů

1. Na malou Petriho misku nakapejte vodu. Sem budete odkládat řezy, nesmí vyschnout – jehlice obsahují cca 50 % vody, ztráty vody mohou narušit strukturu buněk!
2. Špalík bezové duše (cca 1,5 cm dlouhý) rozřízněte podélně napůl a preparační jehlou udělejte uprostřed vzniklé řezné plochy podélnou drážku. Bezová duše slouží jako opora při přípravě ručních řezů.
3. Do drážky v bezové duši vložte jehlici tak, aby přibližně její 1/3 přečnívala. Uzavřete jehlici mezi dvě půlky špalíku bezové duše.
4. Bezovou duši s jehlicí uchopte mezi palec a ukazovák. Při řezání veďte řez „jedním tahem“, nikoliv pilováním, abyste co nejméně narušili vnitřní strukturu jehlice. Snažte se připravit co nejtenčí řezy jehlicí.
5. Hotové řezy ihned odkládejte do vody. Připravte si alespoň 5 řezů, ne všechny se perfektně podaří.
6. Na hotových řezech provádějte histochemické detekce nebo rovnou umístěte do kapky vody na podložním skle, přikryjte krycím sklem a pozorujte.

13.3. Histochemické detekce

Histochemické metody umožňují zjištění přítomnosti látek na základě specifické interakce dodané látky se strukturami nebo metabolity rostlinných pletiv. Pokud je výsledkem této specifické reakce barevný produkt, můžeme lokalizaci či přítomnost dané látky v rostlinném pletivu detekovat v mikroskopu. Zde budou stručně představeny histochemické metody použitelné k detekci a lokalizaci takových látek v jehlicích smrku ztepilého, které lze použít jako



Obr. 54 – Lokalizace fenolických látek a ligninu v pletivech jehlice smrku ztepilého

indikátory nespecifického stresu. Biochemická charakteristika a funkce většiny těchto látek v metabolizmu a fyziologických procesech jehlic smrku je vysvětlena v kapitole 12.

13.3.1. Lignin

Histochemická detekce ligninu v pletivech jehlic se provádí floroglucinol-HCl testem (Němec 1962). Detekčním činidlem je 1% roztok fluoroglucinolu v 12% HCl. Pro zajištění barevné stálosti reakce je nutné zachovat kyselé prostředí preparátu. Řezy se montují po 5 minutách barvení do okyseleného glycerolu. Pletiva obsahující lignin byla zbarvena purpurově až fialově (obr. 54B, C).

13.3.2. Fenolické látky

Histochemickou detekci fenolických látek lze provést pomocí nasyceného roztoku *Fast Blue BB* v destilované vodě (O'Brien, McCully 1981). Během reakce dochází k uvolňování vzduchových bublin, proto je vhodné přistoupit před konečným překrytím preparátu krycím sklíčkem k odvzdušnění řezů podtlakem. Po obarvení řezy montujeme do čistého 75% glycerolu. Pletiva obsahující fenolické látky se barví hnědočerveně (obr. 54D, E).

13.3.3. Kondenzované taniny

Histochemická detekce kondenzovaných taninů se provádí vanilinovým testem (Gardner 1975). Nasycený roztok vanilinu v 96% etanolu, se smíchá se stejným objemem 50% H_2SO_4. Po 5 minutách barvení se řezy montují do okyseleného glycerolu (75 % glycerol, 10 % neředěná H_2SO_4, 15 % destilovaná voda). Výsledkem reakce je červené zbarvení kondenzovaných taninů (obr. 54F, G).

Obr. 54: A – celkový pohled na příčný řez jehlicí smrku ztepilého: epi a hy – epidermis a hypodermis, pk – pryskyřičný kanál, sv – střední válec, mez – mezofyl. B, C – lokalizace ligninu fluoroglucinolem – červená a růžová barva: B – detail středního válce a lokalizace ligninu ve sklerenchymu (sk) a xylému (xy); C – lignin v hypodermis a v buněčných stěnách mezofylu (mbs, šipky). D, E – lokalizace rozpustných fenolických látek činidlem *Fast Blue BB* (hnědočervená barva): D – rozpustné fenoly v cytoplazmě albuminových buněk ve středním válci (hvězdičky); E – rozpustné fenoly ve vakuolách a buněčných stěnách mezofylových buněk (st – stoma). F, G – Lokalizace kondenzovaných taninů vanilinovým testem (červená – růžová): F – buněčné stěny mezofylových buněk, cytoplazma svěracích buněk průduchu (svb); G – cytoplazma a buněčné stěny albuminových buněk ve středním válci (hvězdičky). H – lipidické kapénky v cytoplazmě mezofylových buněk barvené červeně (šipky), lipidické látky v kutikule růžově. I – krystaly šťavelanu vápenatého v mezofylové buňce, polarizované světlo. J – škrobová zrna v mezofylové buňce, polarizované světlo. Zdroj: upraveno podle Albrechtová 2003 a Lhotáková a kol. 2012.

Barevná reakce nemusí být stálá, proto je vhodné řezy hodnotit bezprostředně po provedení barevné detekce.

13.3.4. Lipidické látky

K histochemické detekci lipidických látek lze použít sudanovou červeň (Brundrett, Kendrick, Peterson 1991). Sudanová červeň se rozpouští při 90 °C v PEG 400 (polyethylenglykol) na konečnou 1% koncentraci. Barvení probíhá za pokojové teploty. Pro zvýšení kontrastu reakce je možné řezy promýt 1% SDS. Lipidické částice se barví červeně.

13.4. Polarizované světlo

Pro pozorování některých struktur (např. škrobových zrn nebo krystalů šťavelanu vápenatého) v jehlicích je vhodné použít pozorování pod polarizovaným světlem (Fink 1991). Krystaly šťavelanu vápenatého se jeví v polarizovaném světle krémově bílé, svým tvarem a umístěním se odlišují od bíle až namodrale zářících buněčných stěn (obr. 54I). Podobně lze pod polarizovaným světlem pozorovat škrobová zrna (obr. 54J).

13.5. Parafínové řezy: trvalé preparáty

Za účelem pozorování struktury jehlic při větším zvětšení na tenčích řezech, s delším odstupem od odběru, nebo za účelem kvantitativní analýzy je vhodné vytvořit trvalé preparáty. Pro přípravu trvalých preparátů je nutné nejprve živá pletiva zafixovat – tedy rychle usmrtit a zachovat ve stavu pokud možno nejbližším stavu živému. Změny v anatomii jehlic způsobené vnějšími stresovými faktory jsou většinou pozorovatelné na řezu, je tedy potřeba v dalších krocích převést segmenty jehlic do zalévacího média, pevné matrix, aby bylo možno tyto tenké řezy připravit. Zalévacích médií je celá řada, nejčastěji používané jsou parafín nebo syntetické pryskyřice. Těmito médii je třeba rostlinný segment prosytit, což se dělá pomocí infiltrace v organických rozpouštědlech. Rostlinná pletiva mají v čerstvém stavu vysoký podíl vody (50–90 %), důležitým krokem je odvodnění pletiva vzestupnou koncentrační řadou organických rozpouštědel. Výměna vody v pletivu za tato rozpouštědla umožní do objektu infiltrovat zalévací médium (parafín, pryskyřici). Pro názornou ukázku procesu bude popsána metoda, kterou byly připraveny trvalé preparáty pro vyhodnocení fyziologického stavu smrku ztepilého v Krušných horách.

13.6. Příprava trvalých preparátů

Z jehlic smrku ztepilého byly odebrány segmenty ze střední části o délce přibližně 5 mm a vloženy do lahviček s fixáží (směs 70% etanolu, kyseliny octové a formaldehydu v poměru 18:1:1, FAA (z angličtiny Formalin – Acetic Acid – Alcohol; Johansen 1940; Němec 1962). Před zpracováním byly vzorky postupně dehydratovány v etanolo-butanolové řadě s přidaným chloroformovým mezikrokem (1:1, v:v, 100% butanol: chloroform) před konečným roztokem řady (100% butanol) a následně převedeny do parafínu (Johansen 1940). Příčné řezy o tloušťce 14 μm byly obarveny safraninem (0,1% roztok v 50% etanolu) a světlou zelení (1% roztok v 95% etanolu; Moss a kol. 1998).

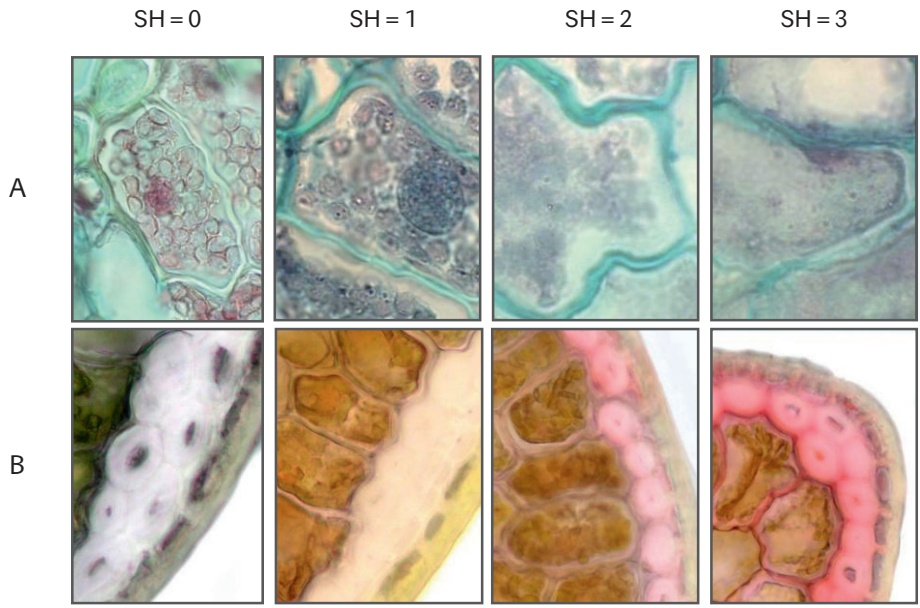
Na trvalých preparátech lze dobře hodnotit různé kvalitativní změny ve struktuře jehlic způsobené antropogenním znečištěním a jinými stresovými faktory. Jako příklad jsou uvedeny změny v mezofylových buňkách jehlic smrku ztepilého z Krušných hor odebraných ze stromů se zvyšujícím se stupněm poškození, více v kapitole 22, obrázek 96.

13.7. Semikvantitativní analýzy

Výsledky histochemických reakcí nebo kvalitativní změny v poškození buněk (např. poškození chloroplastů nebo hromadění fenolických látek) lze hodnotit semikvantitativně. Daným charakteristikám jsou přiřazeny semikvantitativní hodnoty stupnice od 0 do 3, 0 – žádný výskyt, odpovídá nejlepšímu stavu, kdy sledovaná charakteristika nebyla vůbec přítomna. 1 – málo, 2 – středně, 3 – hodně. Řezu byla přiřazena taková semikvantitativní hodnota, která odpovídala stavu nadpolovičního počtu buněk, tj. byla charakteristická pro více než 50 % mezofylových buněk. Příklad semikvantitativní stupnice pro hodnocení poškození chloroplastů a histochemickou detekci fenolických látek vanilinovým testem je uveden na obrázku 55. Výsledky semikvatitativního hodnocení lze statisticky zpracovat např. pomocí log-lineárních modelů.

13.8. Kvantitativní analýzy

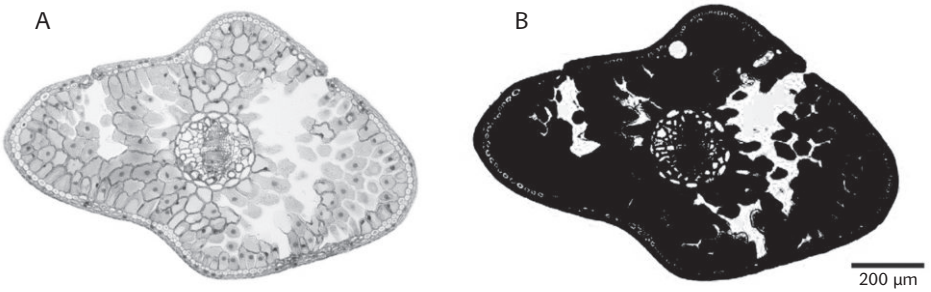
Výše zmíněné semikvantitativní analýzy mohou být zatíženy určitou subjektivní chybou pozorovatele. Proto je potřeba využívat metod kvantitativních, které umožňují precizní kvantifikaci anatomických parametrů. Pro tento účel se v současnosti používají dvě skupiny metod. Je možno použít analýzu obrazu nebo stereologické metody. Při analýze obrazu lze využít přímé měření na kalibrovaných mikrofotografiích nebo komplexnější analýzy pro určování plochy, tvaru a dalších parametrů měřených struktur. Prvním krokem pro tyto analýzy je obyčejně segmentace obrazu – tedy oddělení oblastí našeho



Obr. 55 – Příklad semikvantitativní stupnice změn v jehlicích smrku ztepilého. A – postupné poškození chloroplastů (vlevo) až jejich dezintegrace (vpravo). B – histochemická detekce kondenzovaných taninů v hypodermis a stěnách mezofylových buněk vanilinovým testem. Zdroj: upraveno podle Albrechtová 2003 a Dobisová 2005.

zájmu od pozadí – a vytvoření binárního obrazu (obr. 56). Pro získání binárního obrazu je nejčastěji používáno prahování – definice objektů na základě rozsahu určité vlastnosti obrazu. Pro prahování lze použít určité rozpětí jasu (ve stupních šedi či jednotlivých složkách RGB barevného obrazu). Kromě řady profesionálních softwarů lze některé operace analýzy obrazu (prahování, měření plochy) provádět ve volně dostupném programu *ImageJ*. Obrazy pro tento způsob zpracování musí mít dostatečný kontrast, aby bylo možné nastavit jasné limity vlastností, podle kterých bude program objekty odlišovat od pozadí. Metoda analýzy obrazu byla využita např. při hodnocení procentuálního zastoupení pletiva s výskytem barevné fluorescenční reakce, která vypovídala o aktivitě nespecifické esterázy v pletivech pupenů smrku ztepilého (Bílková, Albrechtová, Opatrná 1999).

Mikroskopické snímky bohužel mnohdy nesplňují požadavky dostatečného kontrastu pro automatickou segmentaci a v takovém případě je nutné využít např. stereologických metod, kde opět přichází ke slovu oko pozorovatele (viz stereologické metody a elektronová mikroskopie na konci této kapitoly). Jiný možný způsob kvantifikace, který by bylo možné použít pro stejnou úlohu, je bodová metoda (Weibel 1979), avšak tento metodický postup je oproti analýze obrazu zdlouhavější. Proto při dostupnosti programů pro analýzu obrazu je



Obr. 56 – Řez jehlicí smrku ztepilého (A) a příklad získání binárního obrazu (B; černá maska × bílé pozadí) prahováním podle jasu (intenzity stupně šedi) originálního obrazu ve volně dostupném programu *ImageJ*.

její použití nejvýhodnější, a to zejména při dobré barevné odlišitelnosti sledovaných objektů, umožňující segmentaci obrazu, díky které lze následně proměřovat celou plochu pozitivně reagujícího pletiva. V tomto případě bylo vhodnější použít měření barevné reakce v ploše masky, která byla experimentátorem vymezena.

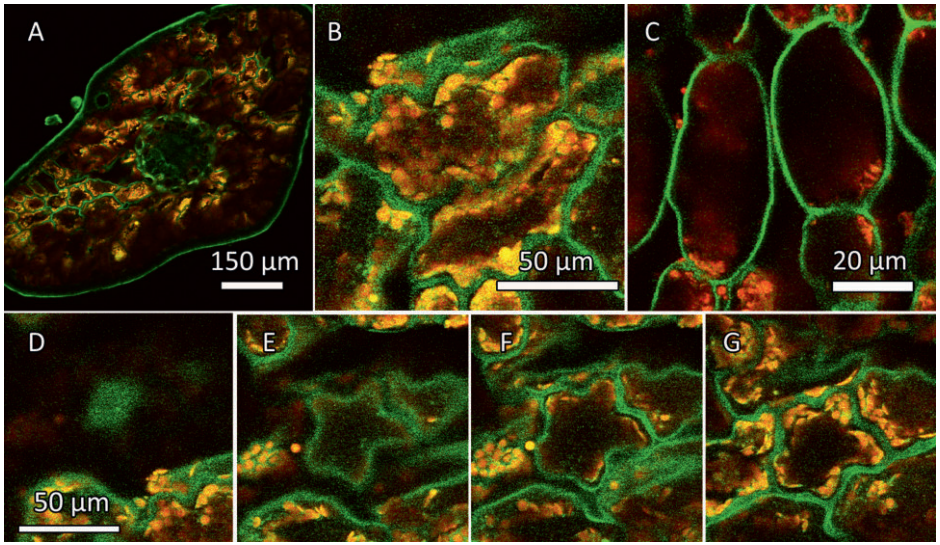
13.9. Konfokální mikroskopie

Laserová skenovací konfokální mikroskopie je speciální odvětví fluorescenční mikroskopie, kdy preparát je excitován laserem o dané vlnové délce a detektorem je pak snímána fluorescence emitovaná preparátem. Pro získání obrazu je tedy třeba buď autofluorescence daného materiálu nebo specifické fluorescenční barvení. Výhodou je, že laserový paprsek excituje preparát jen ve velmi tenké vrstvě a postupným sběrem snímků z různých vrstev preparátu je pak možné pracovat s trojrozměrnými daty. Série registrovaných tenkých optických řezů fyzickým objektem (obr. 57) jsou vhodné pro kvantitativní zpracování stereologickými metodami (Howard, Sandau 1992; Kubínová, Janáček 2001), které umožňují nevychýlený odhad parametrů ve 3D. Některá rostlinná pletiva mají výhodu, že obsahují látky schopné autofluorescence. Na příkladu jehlic smrku ztepilého bude představeno využití konfokální mikroskopie a následná aplikace stereologických metod za účelem kvantitativního vyhodnocení změn v anatomických parametrech jehlice. Řezy čerstvými jehlicemi emitují po excitaci argonovým laserem při 488 nm autofluorescenci ferulické kyseliny a dalších fenolických látek vázaných v buněčných stěnách (Buschmann, Langsdorf, Lichtenthaler 2000) a autofluorescenci chlorofylu v chloroplastech, nabízí se tedy možnost použít takový materiál bez fixace či fluorescenčního barvení (obr. 57). Využití čerstvých řezů poskytuje v konfokální mikroskopii nejen výhodu vyvarovat se deformací nebo artefaktů vzniklých během přípravy trvalých

preparátů, ale i absence barvení díky autofluorescenci rostlinného materiálu, čímž lze docílit značné časové úspory při zpracování vzorků.

13.9.1. Kvantitativní analýza struktury mezofylu: použití stereologických metod na série optických řezů

Jako důsledek působení antropogenního znečištění nebo jiných stresových faktorů mohou nastávat změny na úrovni buněk či pletiv, které jsou detekovatelné pouze kvantitativně – např. objem mezibuněčných prostor nebo jejich poměrné zastoupení v mezofylu (Masuch a kol. 1992, Albrechtová a kol. 1997), vnitřní povrch mezofylu (tj. povrch mezofylových buněk vystavený mezibuněčným prostorám; Albrechtová a kol. 2007). Metody běžně používané ke kvantitativnímu odhadu vnitřního povrchu listu a dalších geometrických parametrů mezofylu byly zpočátku založené na modelu, kdy mezofylové buňky nebo jejich různé typy byly charakterizovány tvarem jednoduchých geometrických těles, což s přihlédnutím k nepravidelnému tvaru buněk může snadno vést k vychýlenému či nepřesnému odhadu charakteristik mezofylu. Stereologické metody pracují s trojrozměrnými testovacími systémy a jsou zcela nezávislé na tvaru pozorovaných struktur. Odhad geometrických parametrů mezofylu, který poskytují je nevychýlený (Weibel 1979; Kubínová, Janáček 2001). Pomocí speciálních



Obr. 57 – Optické řezy mezofylem jehlice smrku ztepilého získané konfokálním mikroskopem. Autofluorescence fenolických látek v buněčných stěnách zeleně, autofluorescence chlorofylu červeně. A – příčný řez jehlicí smrku ztepilého. B – detail mezofylové buňky na příčném řezu. C – detail mezofylové buňky na podélném řezu. D–G – registrované optické řezy mezofylovou buňkou v intervalu 5 mm.

softwarů (např. *Ellipse* (*ViDiTo*) nebo *freeware ImageJ*) můžeme na trojrozměrná data přímo aplikovat virtuální stereologické testovací sondy v předem definované (např. náhodné) pozici a orientaci a počet průsečíků těchto virtuálních sond měřenými objekty umožní výpočet odhadu daného parametru.

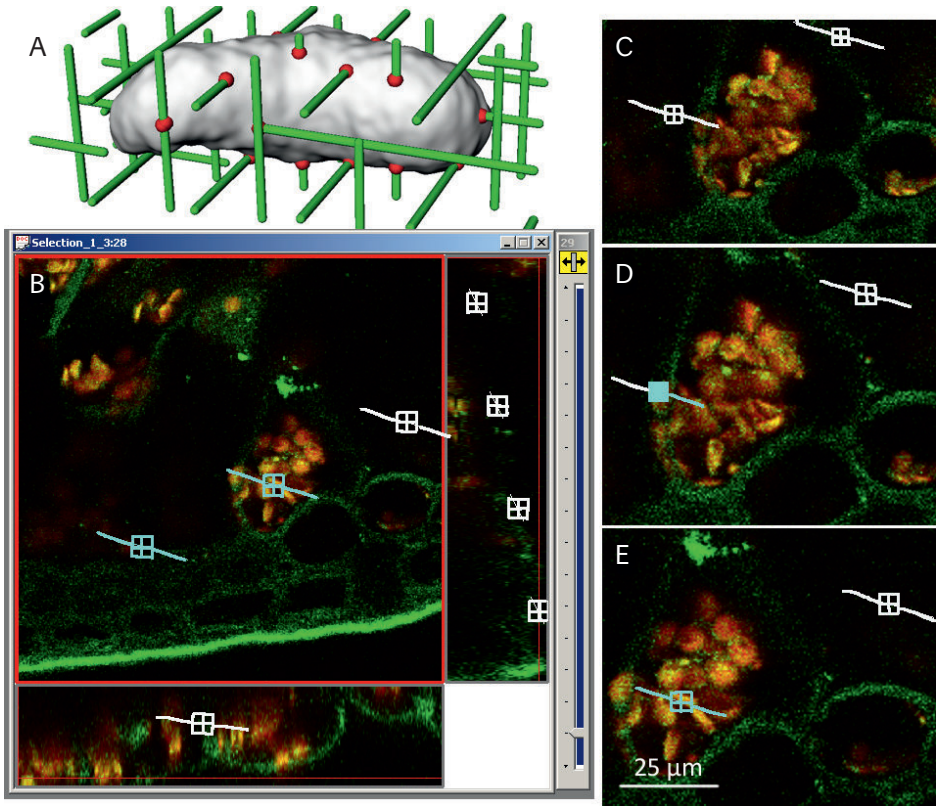
13.9.2. Vnitřní povrch listu: metoda fakír

K odhadu vnitřního povrchu mezofylu jehlic smrku ztepilého byla použita metoda fakír (Kubínová, Janáček 1998), která na rozdíl od jiných stereologických metod nevyžaduje náhodnou orientaci řezů z důvodu uplatnění náhodné orientace počítačově generovaných virtuálních fakírských sond (obr. 58A). Virtuální fakírská sonda se sestává z paralelních testovacích linií a povrch buněk je určen počtem průsečíků fakírské sondy s jejich stěnou (obr. 58C–E).

Z hlediska rostlinné anatomie však některé stereologické metody skýtají úskalí v podobě časové náročnosti přípravy tenkých řezů a možné deformace pletiv (Uwins, Murray, Gould 1993) či vzniku artefaktů během fixace a odvodňování rostlinného materiálu, případně technické problémy s orientací řezů. Na jehlicích smrku ztepilého jsme prokázali, že v případě jehlic nahosemenných lze pro kvantitativní hodnocení parametrů mezofylu použít ruční řezy čerstvými a zmrazenými jehlicemi v kombinaci s konfokální mikroskopií a stereologickými metodami. Na mladých jedincích smrku ztepilého byla pomocí aplikace simulovaného kyselého deště ověřena citlivost vybraných geometrických parametrů mezofylu k faktorům prostředí. Simulace kyselých srážek po dobu jednoho roku způsobovala zvýšení objemového podílu mezibuněčných prostor, snížení vnitřního povrchu jehlice či snížení počtu mezofylových buněk na objemovou jednotku jehlice (Albrechtová a kol. 2007). Tyto kvantitativně stanovené změny ve struktuře mezofylu způsobené antropogenním znečištěním odpovídají změnám popisovaným kvalitativně, např. přítomnost rozsáhlých dutin v mezofylu jehlic smrku červeného (Moss a kol. 1998).

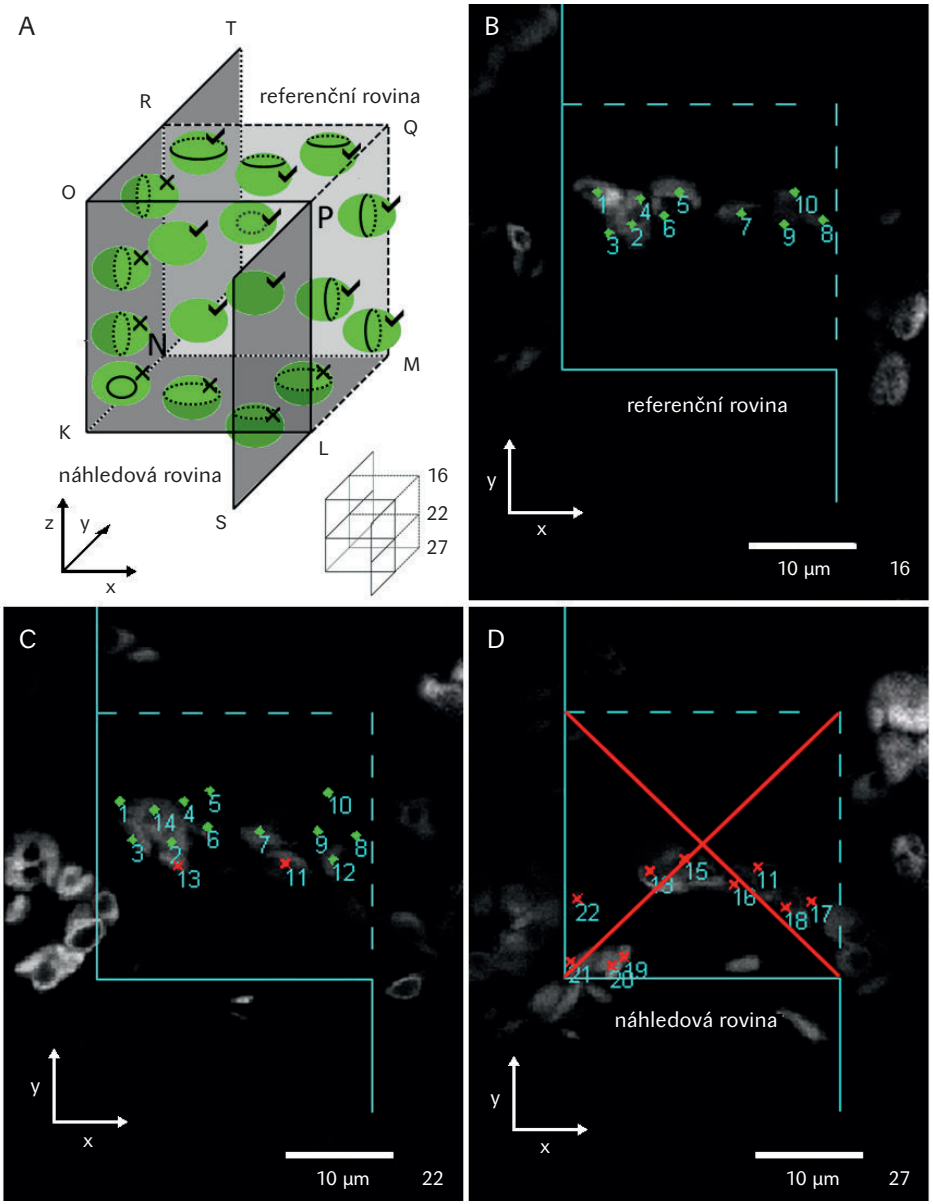
13.9.3. Počet částic ve 3D: metoda disektor

Metoda optického disektoru umožňuje nevychýlený odhad objemové hustoty částic v prostoru, kdy všechny částice nezávisle na jejich velikosti a tvaru mají stejnou pravděpodobnost, že budou vybrány (Sterio 1984). Pro určování anatomických parametrů mezofylu, které se mění v závislosti na vnějších podmínkách prostředí lze disektor použít pro různé účely – např. pro odhad počtu mezofylových buněk v jehlici (Albrechtová a kol. 2007) nebo počtu chloroplastů v mezofylové buňce (Kubínová a kol. 2014). Optický disektor je virtuální stereologická sonda (vzorkovací kvádr) umožňující odhad počtu částic v prostoru (Gundersen 1986). Jsou započítány ty částice, které „zmizí" (tj. neprotínají horní rovinu vzorkovacího kvádru) během proostřování sérií optických řezů a zároveň neprotínají tzv. vylučovací roviny (obr. 59).

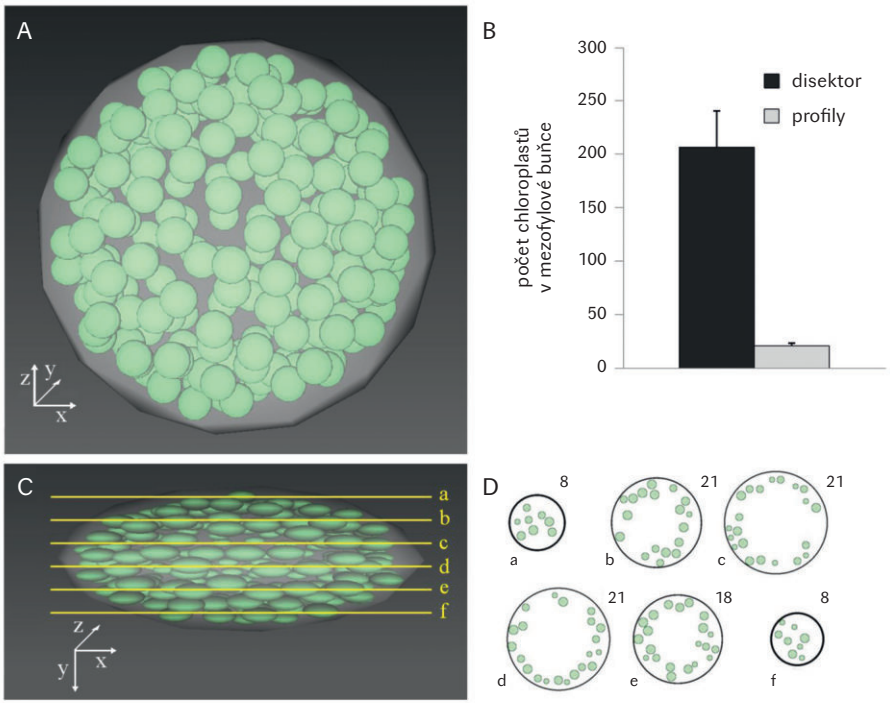


Obr. 58 – Měření vnitřního povrchu mezofylu jehlice smrku ztepilého. A – Fakírská sonda procházející izolovanou mezofylovou buňkou. Červené body odpovídají průsečíkům testovacích linií a povrchu buňky. B – Vybrané vzorkovací okno v programu *Ellipse* se zobrazením fakírských sond v náhodné orientaci, strana čtvercového vzorkovacího okna má rozměr 146 µm. Proces měření je popsán na následujících třech optických řezech: C – první optický řez, D – druhý optický řez, E – třetí optický řez. Testovací linie procházející mezofylovou buňkou jsou zpočátku bílé (C). Středy bílých čtverců odpovídají průsečíku testovací linie a zobrazeného optického řezu. Jakmile takový bod protne buněčnou stěnu (v okně D), je interaktivně označen a přebarví se na modro (D). Část testovací linie nad tímto bodem se rovněž přebarví modře (D, E). V posledním obrázku (E) je znázorněno označení jednoho průsečíku.

Obr. 59 – Počítání chloroplastů pomocí virtuální 3D sondy disektor. A – Schéma disektoru s chloroplasty. Disektor je trojrozměrný kvádr, chloroplasty ležící uvnitř tohoto kvádru nebo ty, které protínají jeho stěny, jsou započítány s výjimkou těch, které protínají stěny odpovídající tzv. vylučovacím rovinám. Vylučovací roviny jsou na schématu znázorněny šedě a orámovány plnou čarou: spodní rovina KLMN (náhledová rovina), KNRO, KLPO a poloroviny PLS a RNT. Horní čtyřúhelník OPQR odpovídá referenční rovině a nepatří mezi vylučovací roviny. Chloroplasty, které leží celé uvnitř disektorové sondy jsou vždy započítány. V tomto schématu je započítáno 11 chloroplastů (odškrtnuty



„fajfkou") a 7 chloroplastů započítáno není (označeny křížkem). B–D – Tři optické řezy v sérii reálných optických řezů získaných konfokálním mikroskopem. Sonda disektoru byla umístěna mezi řezy 16 a 27 v software *Ellipse*, modul *Disector*. D – optický řez 27, náhledová rovina sondy disektoru. Započítané částice jsou uvnitř sondy a neprotínají ani se nedotýkají vylučovacích rovin: zelený bod – započítaná částice, červený křížek – nezapočítaná částice. V tomto příkladu bylo započteno 11 chloroplastů (chloroplasty s čísly 11, 13 a 15–22 protínají vylučovací roviny). Zdroj: upraveno podle Kubínová a kol. 2014.

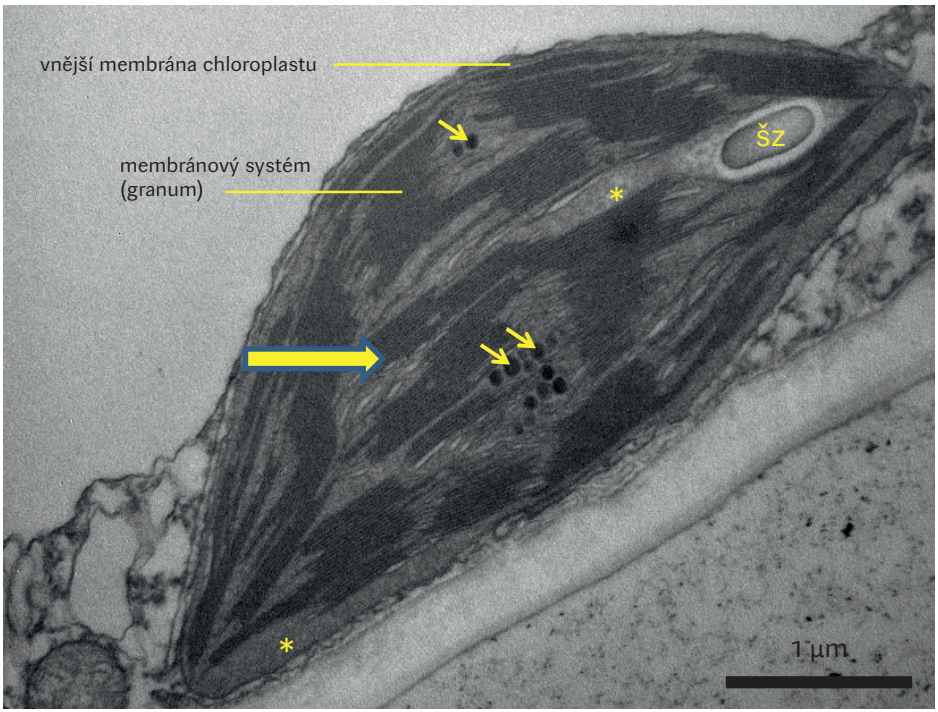


Obr. 60 – Trojrozměrný model mezofylové buňky s chloroplasty. A – svrchní pohled na model buňky s 210 chloroplasty (vytvořeno v software *Cortona 3D*). B – Porovnání odhadů počtu chloroplastů získaných pomocí metod založených na počítání částic ve 3D a ve 2D. Průměrný počet chloroplastů na mezofylovou buňku jehlice smrku ztepilého odhadnutý disektorem (3D) byl 210±17 (průměr ± střední chyba, černý sloupec), odhad počítáním profilů na řezu (2D) byl 21±1 (šedý sloupec). C – Pohled z boku na model buňky s 6 čarami označujícími příčné řezy buňkou v obrázku D. D – 2D příčné řezy modelem buňky odpovídající pozicím rovin v obrázku C. Písmena a–f označují roviny řezu v obrázku C. Čísla nad schématy buňky odpovídají počtu profilů chloroplastů na daném řezu. Zdroj: upraveno podle Kubínová a kol. 2014.

Metoda optického disektoru byla poprvé otestována na odhadu počtu chloroplastů v jehlicích smrku ztepilého. V této studii se podařilo prokázat, že často používaná metoda pro odhad počtu chloroplastů počítáním jejich profilů na řezu, poskytuje vychýlené výsledky a počet chloroplastů v buňce až 10× podhodnocuje (Kubínová a kol. 2014). Metoda optického disektoru byla shledána jako vhodná pro zjišťování počtu chloroplastů v rostlinných buňkách, speciálně pro jehličnany či další druhy s lignifikovanými pletivy, kde není možné pomocí macerace získat pro spočítání chloroplastů oddělené mezofylové buňky (obr. 60).

13.9.4. Transmisní elektronová mikroskopie: aplikace stereologických metod

Dosud byly představeny přístupy světelné a konfokální mikroskopie zaměřené na strukturu pletiv a buněk. Změny působené antropogenními faktory však lze pozorovat a kvantifikovat i na úrovni buněčných organel, zejména chloroplastů (Kivimaenpaa a kol. 2004). Na pozorování a kvantifikaci změn v ultrastruktuře chloroplastů lze použít metodu transmisní elektronové mikroskopie. Obrazový materiál takto získaný umožňuje sledovat změny ve velikosti chloroplastů, v uspořádání jejich vnitřního membránového systému či obsahu škrobu nebo tukových kapének (plastoglobulů) – obrázek 61. Stav membrán chloroplastů je důležitý pro fotosyntetické procesy, protože právě zde dochází k pohlcení záření, štěpení vody a vývoji kyslíku. Ve stromatu chloroplastu probíhají reakce fixace CO_2 (Calvinův cyklus). Snímky chloroplastů z transmisního elektronového mikroskopu však často neposkytují dostatečný kontrast pro zpracování



Obr. 61 – Chloroplast smrku ztepilého, transmisní elektronová mikroskopie. Vnitřní membránový systém chloroplastu (tylakoidy) je uspořádaný do gran (tylakoidy navršené na sebe), šipky znázorňují tukové kapénky – plastoglobuly, šz – škrobové zrno, hvězdičky – stroma (vnitřní prostor chloroplastu, kde probíhají reakce fixace CO_2). Foto: B. Radochová.

automatickými metodami analýzy obrazu, proto je vhodné pro kvantitativní hodnocení strukturálních parametrů na této úrovni využívat stereologických metod. Na chloroplastech smrku ztepilého byla aplikovaná metoda bodové mřížky za účelem kvantifikace podílů jednotlivých struktur na řezu.

13.10. Závěry

Změny ve struktuře listu na úrovni pletiv, buněk i organel mohou sloužit jako nespecifické indikátory časného poškození stromů způsobené antropogenním znečištěním nebo jinými vnějšími faktory. Změny ve struktuře či lokalizaci specifických látek lze pozorovat pod světelným mikroskopem s využitím histochemických metod. Anatomické změny lze též vyjádřit semikvantitativně, avšak toto hodnocení může být zatíženo subjektivitou pozorovatele. Kvantitativní metody – analýzu obrazu i stereologické metody lze použít na všech zmíněných hierarchických úrovních, závisí však na kvalitě a charakteru obrazu. Pro odhad anatomických parametrů ve 3D je vhodné použít konfokální mikroskopii v kombinaci se stereologickými metodami. V konkrétním případě smrku ztepilého je možno využít čerstvé či zmrazené jehlice bez dalšího ošetření. Stereologické metody fakír (pro určení vnitřního povrchu jehlice) a disektor (pro počítání chloroplastů) byly otestovány jako metody, které poskytují nevychýlený odhad daných parametrů mezofylových buněk.

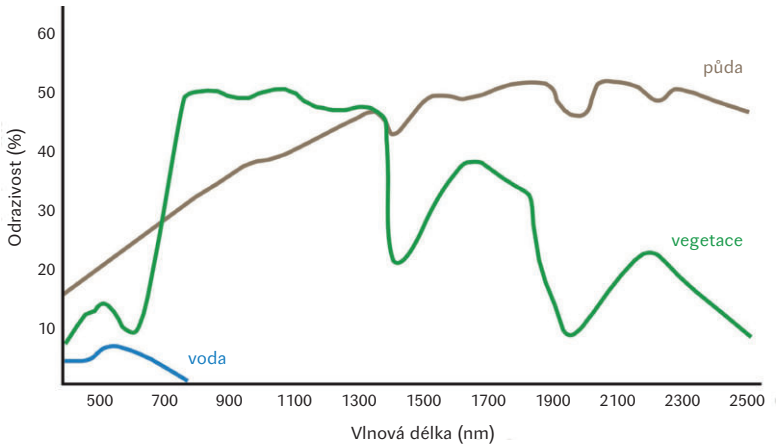
14. Laboratorní a obrazová spektroskopie a jejich využití pro pozorování vegetace

Úvodem připomeňme, že dálkový průzkum Země (DPZ) je získávání informací o objektech a jevech na povrchu planety Země bez fyzického kontaktu. Metody DPZ používají jako nosiče pro senzory, které měří nejčastěji odrazivost (reflektanci) objektu, družice, letadla či v současnosti stále více se prosazující dálkově řízené letecké prostředky (typy s pevným křídlem či multikoptéry, hromadně laickou veřejností nazývané drony).

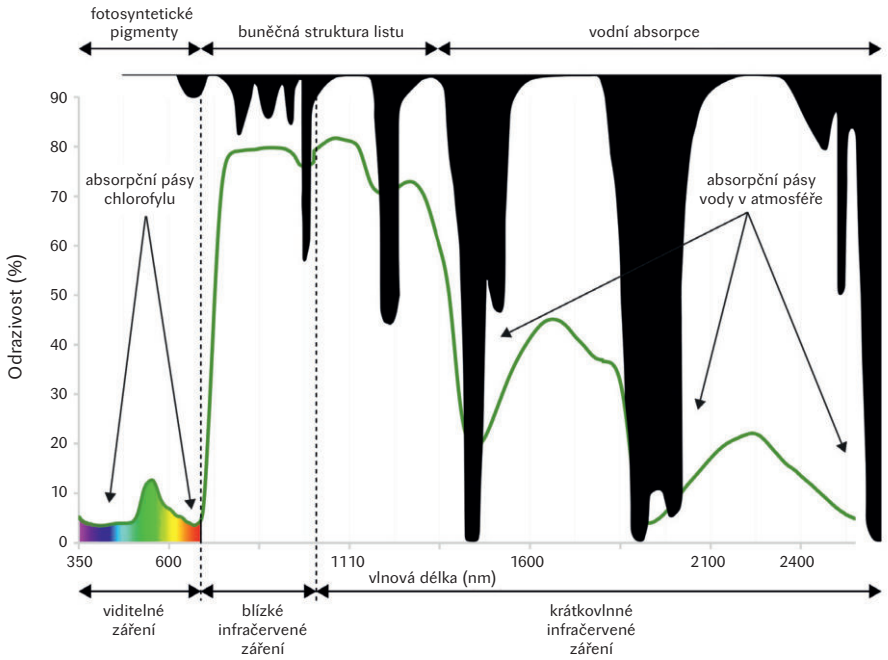
Elektromagnetické záření využívané v DPZ (o jeho fyzikální podstatě a oblastech využívaných pro účely DPZ více viz např. Jensen 2014; Zemek a kol. 2014 nebo Kolář, Halounová, Pavelka 2007) může být na zemském povrchu či na povrchu určitého objektu pohlceno, odraženo nebo může tímto povrchem procházet. V jakém poměru nastanou tyto tři jevy, záleží na několika faktorech: na vlnové délce záření, na materiálu (voda, vegetace, asfalt atd.) a stavu (kondici) daného povrchu (vlhkost, příměs znečisťujících látek atd.) a dále třeba na směru přicházejícího záření. Pro dálkový průzkum je rozhodující záření odražené. Odrazivé vlastnosti povrchů v závislosti na vlnové délce a na fyzikálních a chemických vlastnostech formují jejich takzvané spektrální chování. Elektromagnetické záření, které má vypovídající hodnotu pro studium vegetace, se pohybuje od viditelného záření (VIS, anglicky *„visible spectrum“*: 400–750 nm), přes blízkou infračervenou oblast (NIR, anglicky *„near infrared“*: 750–1 200 nm) po krátkovlnné infračervené záření (SWIR, anglicky *„short-wave infrared“*: 1 200–2 500 nm).

14.1. Spektrální chování objektů

Spektrální chování daného povrchu můžeme popsat pomocí křivky spektrální odrazivosti. Křivka spektrální odrazivosti zobrazuje závislost odrazivosti na vlnové délce záření, tj. popisuje odrazivost daného povrchu v celém spektru vlnových délek, které senzor nasnímal. Obrázek 62 ukazuje spektrální křivky pro tři běžné povrchy (vodu, vegetaci a půdu). Jak je z obrázku patrné, dva objekty, které odrážejí podobné množství energie v jednom intervalu vlnových délek, mohou v jiném intervalu odrážet rozdílné množství energie – mají rozdílné



Obr. 62 – Spektrální křivky odrazivosti pro vodu (modře), vegetaci (zeleně) a suchou půdu bez vegetace (hnědě). Zdroj: Upraveno dle www.seos-project.eu/modules/classification/classification-c00-p05.



Obr. 63 – Hlavní charakteristiky spektrální křivky odrazivosti zdravé vegetace: absorpční minima způsobená přítomností chlorofylu (chlorofyl *a*: 430 nm a 660 nm, chlorofyl *b*: 450 nm a 650 nm), absorpční pásma vody (1 400 nm, 1 900 nm a 2 700 nm), vysoká odrazivost vlivem buněčné struktury (700 nm až 1 300 nm). Zdroj: upraveno podle Jensen 2014.

spektrální chování. Například voda a vegetace mohou mít spektrální vlastnosti do určité míry podobné v oblasti viditelného záření, ale jsou vždy odlišitelné v oblasti infračerveného záření. A právě této skutečnosti v DPZ využíváme k rozlišení – tzv. klasifikaci – různých druhů povrchů, objektů a jejich stavů. Výhodou je to, že můžeme využít různé oblasti spektra, a teoreticky si tak pro analýzu vybrat takový interval vlnových délek, kde se námi sledované povrchy spektrálně maximálně odlišují. Spektrální odpověď může však být do určité míry rozdílná i pro stejný objekt/povrch v čase nebo v závislosti na jeho stavu. Například spektrální křivka vegetace se bude měnit v průběhu měnících se fenologických fází vegetace a v závislosti na obsahu vody v listoví (Rapaport a kol. 2014). Spektrální křivku objektu lze změřit v terénu či laboratoři pomocí přístroje zvaného spektroradiometr, který bude popsán v kapitole 15. Spektrální křivky různých objektů a jejich druhů (například druhů stromů, různých minerálů) jsou uchovávány v tzv. spektrálních knihovnách, které potom pomáhají při klasifikacích například dat z družic, kdy se porovnají spektrální křivky z knihovny s křivkou, kterou poskytnou pásma družicového snímku. Spektrální knihovny se užívají zejména u hyperspektrálních dat DPZ a jsou značně odlišné v závislosti na typické oblasti pozorování. Poznání mechanismů spektrálního chování je základním nástrojem pro rozpoznávání jednotlivých druhů povrchů a jejich mapování metodami DPZ.

14.1.1. Spektrální chování vegetace: úroveň jednotlivých listů

Některé materiály a složky objektů (vegetace, minerály apod.) absorbují elektromagnetické záření velmi specifických vlnových délek, a tak vznikají ve spektru tzv. absorpční maxima (místa minimální odrazivosti), která mohou být využita pro identifikaci daného materiálu nebo i odhad jeho relativní koncentrace/výskytu. Tento postup se obecně nazývá spektrální analýza (více kapitola 14.4).

Spektrální projev vegetace (obr. 63) závisí mimo jiné na obsahu různých látek v rostlině, které jsou schopné v určité části elektromagnetického spektra záření absorbovat. Z látek, které záření absorbují v různých vlnových délkách, se jedná zejména o fotosyntetické pigmenty a další látky, jako je dusík, celulóza, lignin a voda (Jensen 2014). Ve viditelné oblasti spektra mají velmi významný vliv na optické vlastnosti listu právě fotosyntetické pigmenty, z nichž nejdůležitější je chlorofyl. Chlorofyl *a* absorbuje záření na vlnových délkách 430 nm a 660 nm a chlorofyl *b* na 450 nm a 650 nm (Lichtenthaler 1987). Spektrální projev ostatních pigmentů je často maskován absorpcí chlorofylu. Pro suchozemskou vegetaci je důležitá absorpce karotenoidy, která se projevuje na vlnové délce 450 nm. Absorpce dalšími pigmenty se výrazněji projevuje v situacích, kdy je obsah chlorofylu snížený, což se stává na podzim nebo v situacích, kdy je rostlina vystavena stresu vlivem působení různých faktorů prostředí včetně atmosférického znečištění (podrobněji v kapitole 12). Pro DPZ aplikace zaměřené

na vodní ekosystémy jsou důležité i absorpce sinicových pigmentů, jako jsou fykoerythriny na 550 nm a fykocyaniny na 620 nm (Jensen 2014).

V blízké infračervené oblasti (NIR) závisí spektrální projev na vnitřní struktuře listu, např. na objemu mezibuněčných prostor (Gausman, Allen 1973; Castro, Sanchez-Azofeifa 2008). V oblasti NIR převládá vysoká odrazivost ovlivněná mnohonásobnými odrazy na rozhraní buněčných stěn uvnitř listu (Gates a kol. 1965). Spektrální projev vegetace v oblasti NIR záření je proto charakteristický prudkým nárůstem odrazivosti v intervalu vlnových délek mezi cca 700–800 nm. Tato oblast se označuje jako červený okraj (anglicky *„Red-edge"*) a je pravděpodobně nejvíce studovanou oblastí spektra vegetace (Van der Meer, De Jong, Bakker, eds. 2001), protože má velký význam pro hodnocení fyziologického stavu rostlin. Při analýzách se zkoumá především pozice inflexního bodu červeného okraje (REIP, anglicky *„Red-edge inflection point"*) spektrální křivky odrazivosti v této oblasti. REIP je velmi významný při hodnocení zdravotního stavu vegetace a také při výpočtu některých vegetačních indexů (Jensen 2014). Větší obsah chlorofylu v listech způsobuje rozšíření absorpčního pásma v červené oblasti spektra a posun REIP směrem do delších vlnových délek (Cho, Skidmore, Atzberger 2008). Naopak úbytek chlorofylu znamená posun REIP směrem ke kratším vlnovým délkám, což signalizuje končící vegetační období rostliny, stresový stav či špatný fyziologický stav vegetace.

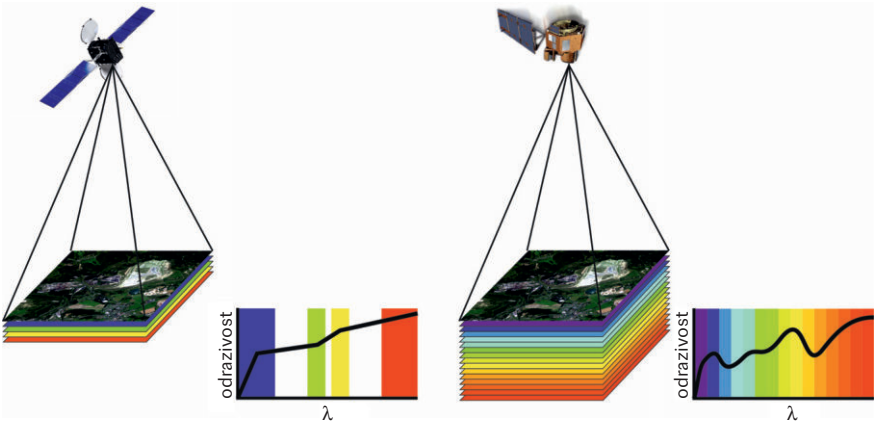
Krátkovlnné infračervené záření je dobře absorbováno vodou – mezi absorpčními pásy vody v atmosféře (obr. 63) se projevuje voda v listech rostlin – čím více je vody v listech rostliny, tím nižší jsou hodnoty odrazivosti v krátkovlnné infračervené oblasti spektra (Jensen 2014). Při analýzách je nutné počítat s absorpčními pásmy vody též v NIR na vlnových délkách 920–980 nm (Tucker 1978).

14.1.2. Spektrální chování vegetace: úroveň korun a celého porostu

Dosud zmíněné parametry popisují především vlastnosti vegetace na úrovni jednotlivých listů. Při analýze obrazových dat však nikdy není možné předpokládat ideální podmínky, tedy jednu vrstvu stejně orientovaných listů. Proto se vyčleňuje studium vegetace na úrovni korun, kde se pracuje se strukturními parametry rostliny jako celku (přehled např. Malenovský a kol. 2009). Poslední úrovní je pak zkoumání na úrovni celého porostu, kde hrají roli parametry popisující vlastnosti celého společenstva, jako je hustota stromů, druhové zastoupení atd. (např. Kuusk a kol. 2014).

14.2. Multispektrální a hyperspektrální data

Multispektrální data obvykle zahrnují několik (jednotky) spektrálních intervalů, které jsou obvykle relativně široké (desítky až stovky nanometrů) a nenavazují na sebe, tj. mezi spektrálními pásmy jsou mezery. Hyperspektrální



Obr. 64 – Rozdíl mezi multispektrálními (vlevo) a hyperspektrálními (vpravo) daty. Zdroj: Mišurec (2010).

data mají většinou stovky pásem, která jsou mnohem užší (obvykle 3–15 nm) a vzájemně na sebe navazují. Každý obrazový pixel je tudíž reprezentován téměř celým souvislým spektrem (obr. 64). Pro posuzování fyziologického stavu vegetace, např. pro určení přesné polohy REIP (Jensen 2014), jsou nezbytná hyperspektrální data.

14.3. Spektroskopie

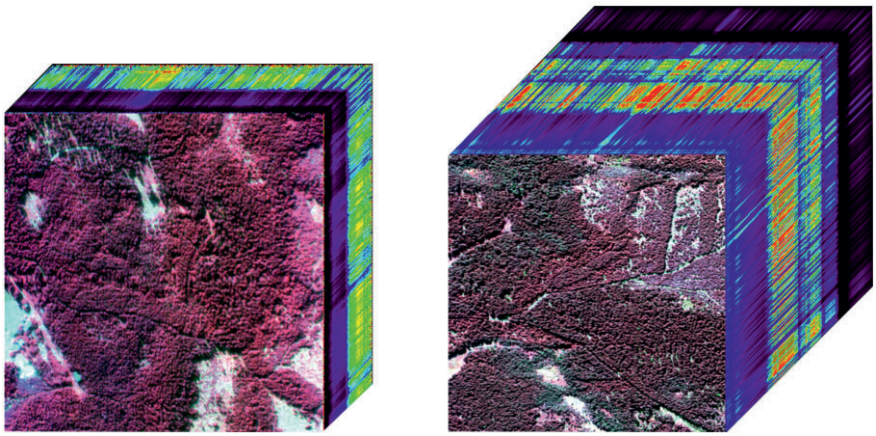
14.3.1. Laboratorní spektroskopie

Spektroskopie je fyzikální obor zabývající se vznikem a vlastnostmi spekter elektromagnetického záření na základě jeho interakce se vzorkem (hmotou, povrchem Země; Klimeš, 2010).

Jak z názvu vyplývá, laboratorní spektroskopie využívá k měření laboratorní spektroradiometry, které neposkytují obrazová data, ale pouze jednotlivé spektrální křivky měřených objektů. V našem případě byl využit spektroradiometr *ASD FieldSpec 4 Wide-Res* (podrobně popsaný v kapitole 15). Kapitola 15 též pojednává podrobně o metodách měření a využití laboratorní spektroskopie. Výsledky získané laboratorní spektroskopií pak budou prezentovány v kapitole 23 pojednávající o výzkumu uskutečněném v Krušných horách.

14.3.2. Obrazová spektroskopie

Obrazová spektroskopie je vědecko-technická disciplína zabývající se zkoumáním spektrálních vlastností zemského povrchu prostřednictvím spekter



Obr. 65 – *Hypercube* pro vizualizaci dat senzorů ASAS a APEX. Zdroj: Mišurec (2010).

elektromagnetického záření odvozených z obrazových dat. Umožňuje studium spektrálních charakteristik zemského povrchu ve velmi detailní úrovni (využití obrazových hyperspektrálních dat). Tato detailní úroveň umožňuje určit fyzikální a chemické vlastnosti objektů na povrchu Země, které jsou úzce spojeny se spektrálními charakteristikami (tj. ovlivňují tvar spektrální křivky). Pro obrazovou spektroskopii je v současné době využíváno elektromagnetické záření v rozsahu přibližně 400–2 500 nm (VIS, NIR a SWIR). V poslední době jsou také využívány senzory s vysokým spektrálním rozlišením snímající v oblasti termálního záření (přibližně 8 000–14 000 nm).

14.3.3. Hyperspektrální obrazové senzory využité v projektu

V současné době je v Evropě dostupných několik hyperspektrálních leteckých obrazových senzorů různých parametrů (více viz např. Zemek a kol. 2014). Pro hodnocení zájmových území v Krušných horách byla využita hyperspektrální obrazová data získaná senzorem ASAS (starší typ senzoru, který byl k dispozici v roce 1998) a senzorem APEX (data nasnímána v roce 2013). Hyperspektrální datové soubory – „kostky" (anglicky *„hypercube"*) poskytující vizualizaci dat obou senzorů jsou na obrázku 65.

Senzor ASAS: Obrazová hyperspektrální data senzoru ASAS (*The Advanced Solid-state Array Spectroradiometer*) mají 62 spektrálních pásem (šíře spektrálního intervalu cca 10 nm) a jejich spektrální rozsah je 410–1 013 nm. Byla nasnímána v termínu mezi 20. srpnem a 1. zářím 1998 z výšky 2 500 m a s šířkou letové linie 820 m. Z důvodu špatných atmosférických podmínek byl na odrazivost kalibrován a pro další analýzy využit pouze interval mezi přibližně 550–850 nm.

Radiometrické rozlišení je 16bitové, originální prostorové rozlišení snímků je 1,5–2,0 m. Jako kalibrační terč byla využita vodní tělesa, asfalt, vápencová skládka, betonové povrchy atd. Předzpracování dat ASAS provedla P. Campbell a její kolegové z NASA *Goddard Space Flight Center*.

Senzor APEX: Použitá data senzoru APEX (*Airborne Prism Experiment*) zahrnují 286 spektrálních pásem (šíře spektrálního intervalu cca 7 nm), jejich spektrální rozsah je 430–2 450 nm. Byla nasnímána 6. září 2013 z výšky 4 300 m, šířka letové linie byla 1 500 m. Radiometrické rozlišení je 14bitové (VNIR) resp. 13bitové (SWIR), originální prostorové rozlišení dat je 2,0 m. Podpůrná kalibrační/validační kampaň byla organizována zároveň se snímáním hyperspektrálních dat. Pozemní spektra několika homogenních kalibračních a validačních terčů v odpovídajícím prostorovém rozsahu byla naměřena spektroradiometrem *ASD Fieldspec-4 WideRes*. Jako terč byla využita vodní tělesa, asfalt, betonové povrchy, holá půda/písek, travní porost a suchá tráva. Předzpracování dat APEX včetně radiometrické kalibrace, geometrické a atmosférické korekce provedl dodavatel dat – firma VITO (*Flemish Institute for Technological Research*). Detailní popis celého předzpracování dat uvádějí Schaepman a kol. (2015).

Způsob zpracování obou typů hyperspektrálních obrazových dat a výsledky z nich získané pro vyhodnocení fyziologického stavu smrkových porostů v modelových územích Krušných hor Přebuz a Kovářská jsou obsahem kapitoly 24.

14.4. Metody spektroskopie pro hodnocení vegetace

K rozpoznání vegetace v obrazových datech a následnému hodnocení jejího fyziologického stavu je možné využít buď klasifikaci obrazu, empirické modely nebo modely přenosu záření (RTM).

14.4.1. Klasifikace obrazových dat

Klasifikace je proces, při němž zařazujeme jednotlivé objekty (pixely) do kategorií (tříd legendy) podle určitého příznaku (nejčastěji spektrálního, tzn. naměřené hodnoty odraženého záření na různých intervalech vlnových délek) a na základě určitých rozhodovacích pravidel (klasifikátoru/algoritmu).

Při klasifikaci se využívá toho, že dva typy povrchu se mohou v některých pásmech chovat spektrálně odlišně, jak bylo uvedeno v úvodu této kapitoly (obr. 62). Třídy, do nichž pixely přiřazujeme, zpravidla odpovídají kategoriím tzv. krajinného pokryvu, které se reálně vyskytují na povrchu Země, jako jsou lesy, louky, orná půda, zástavba, vodní toky apod. Výsledkem je pak tematická mapa znázorňující prostorové rozložení těchto kategorií či tabulka s údaji o jejich plošném zastoupení ve sledovaném území.

Klasifikace mohou být tzv. řízené nebo neřízené. Neřízené klasifikace třídí pixely do námi stanoveného počtu tříd a poté až následně určujeme s pomocí

dalších dat, o jaké třídy se jedná. Pokud ale máme na počátku stanovené třídy legendy, které chceme klasifikovat, použijeme klasifikaci řízenou. Pro tu potřebujeme mít podklady z terénu, kde musíme nasbírat pro každou kategorii legendy tzv. „trénovací množiny" (zaměřit pomocí globálního družicového polohového systému polygony, kde se vyskytují jednotlivé typy povrchu). Klasifikátor následně hledá v obraze pro každou třídu, resp. trénovací množinu, pixely s podobnými příznaky a všechny pixely obrazu na základě těchto příznaků zařadí do jednotlivých předem definovaných kategorií.

Moderní metodou klasifikace je objektově orientovaná klasifikace (anglicky *„Object Based Image Analysis"*), která kromě spektrální charakteristiky bere v úvahu další vlastnosti objektů předem vytvořených z pixelů v klasifikovaném obraze, například tvar, velikost, strukturu objektů, jejich vzájemné prostorové vztahy či hierarchii.

Klasifikacím dat DPZ často předchází vytvoření tzv. masky, což je rastr o hodnotách 0 a 1, který říká, jaké oblasti obrazu budou použity pro další analýzy. Zahrnutím například pouze pixelů reprezentujících vegetaci může klasifikátor hledat i jemnější rozdíly mezi třídami vegetace. V praxi se masky tvoří buď prahováním (např. výpočet vegetačního indexu NDVI a stanovení mezní hodnoty, která pixely rozděluje na vegetaci a ostatní povrchy) nebo kombinací různých technik klasifikací – např. neřízené klasifikace v několika krocích v kombinaci s objektovou či řízenou klasifikací. Často se také využívá dodatečných vektorových dat či manuální úpravy masky.

Hyperspektrální data vyžadují pro své specifické vlastnosti (velké množství pásem, technicky náročný způsob snímání a z toho plynoucí zvýšená přítomnost šumu v datech, letecké snímání nízko nad Zemí) některé speciální kroky, pokud se týká předzpracování (např. speciální metody atmosférické a geometrické korekce, korekci osvětlení, snížení dimenzionality dat a množství šumu v datech, různé způsoby transformací dat, více viz např. Van der Meer, De Jong, Bakker, eds. 2001; Chang 2013). Výše popsané způsoby klasifikace dat bývají nahrazovány speciálními metodami analýzy obrazu, jako jsou například analýzy tzv. absorpčních maxim (Van der Meer, De Jong, Bakker, eds. 2001), která jsou charakteristická pro některé objekty a umožňují tak jejich spolehlivou identifikaci (například u některých minerálů). Metody spektrální analýzy dále pracují s tzv. čistými pixely v obraze (spektrum pouze jednoho typu klasifikovaného objektu bez příměsi, např. určitého druhu vegetace). Tyto čisté pixely (tzv. koncové členy – anglicky *„endmembers"*) jsou zároveň v tomto případě v podstatě trénovacími množinami a jsou využity například pro klasifikační metodu označovanou jako *Spectral Linear Unmixing* (Van der Meer, De Jong, Bakker, eds. 2001; Chang, 2013). Z dalších metod analýzy hyperspektrálních obrazových dat je možné jmenovat například metody *„Spectral Angle Mapper"* a *„Spectral Information Divergence"* (Chang, 2013). Často jsou ovšem pro analýzu hyperspektrálních dat využívány také metody založené na principu postupného učení, například algoritmus neurálních sítí (ANN, anglicky *„Artificial Neural*

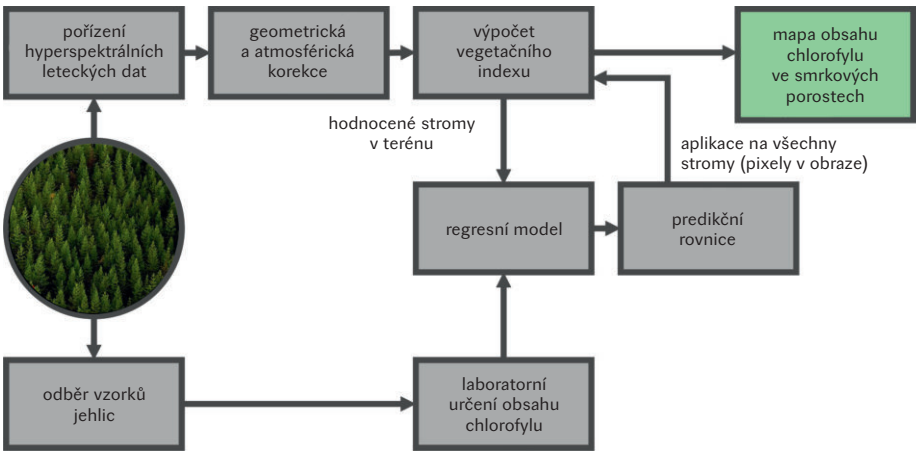
Network“, Jones, Vaughan, 2010) nebo algoritmus SVM (anglicky „*Support Vector Machines*“), který je dobře využitelný při omezeném množství trénovacích dat (Chang 2013).

Podrobný popis klasifikačních algoritmů lze nalézt v učebnicích DPZ, např. Dobrovolný (1998) či Jensen (2014).

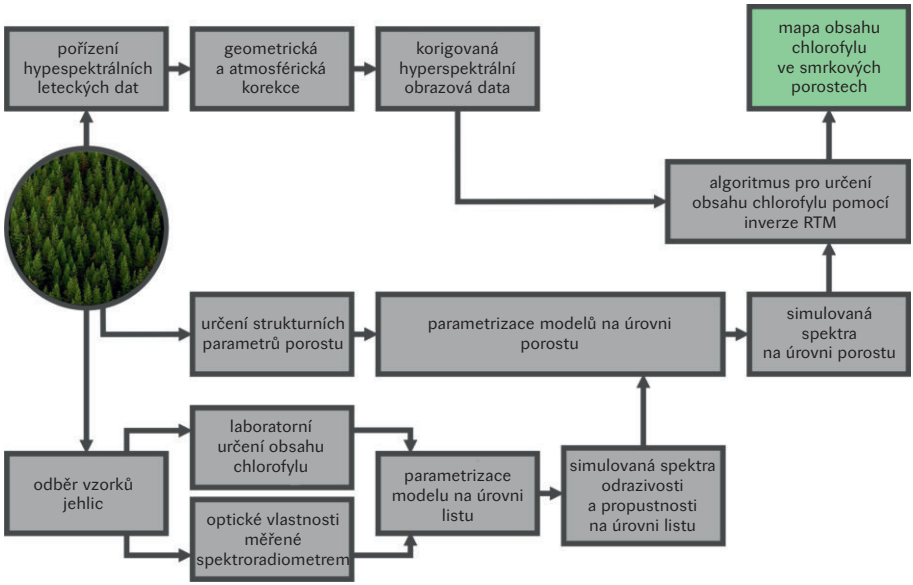
14.4.2. Metody pro odhad parametrů vegetace

Výše uvedené metody klasifikace se využívají převážně ke kvalitativním analýzám obrazových dat (určení „co se kde nachází za objekt“). Hyperspektrální obrazová data však mají potenciál též pro odhady kvantitativních parametrů objektů na zemském povrchu, například různé obsahy fotosyntetických pigmentů v listoví. Toho se nejčastěji využívá ve vegetačních studiích, kdy se z hyperspektrálních dat DPZ modelují vlastnosti porostů jako je obsah chlorofylu nebo množství biomasy (např. Mišurec a kol. 2012; Kopačková a kol. 2014; Mutanga, Skidmore 2004; Cho a kol. 2007). Dva základní přístupy pro modelování parametrů vegetace na základě jejich spektrálního projevu jsou zobrazeny na obrázcích 66 a 67 – jedná se o empirický (statistický) přístup a fyzikální přístup modelování přenosu záření v porostu (anglicky „*radiative transfer models*“).

Pro modelování v rámci empirického přístupu se často využívají tzv. vegetační indexy (pomocí aritmetických operací se dvěma či více pásmy je zvýrazněna vegetační složka nebo některé její vlastnosti – více o spektrálních indexech v kapitole 16). Hlavní výhodou empirického přístupu je jeho jednoduchost. Nevýhodou je jednak nemožnost přenesení vytvořeného modelu na jinou lokalitu



Obr. 66 – Princip odhadu obsahu chlorofylu z hyperspektrálních dat pomocí empirického (statistického) modelování. Zdroj: Mišurec (2010).



Obr. 67 – Princip odhadu obsahu chlorofylu z hyperspektrálních dat pomocí modelů přenosu záření (RTM). Zdroj: Mišurec (2010).

či jiná data, a dále to, že vegetační indexy nejčastěji používané pro vytvoření regresních rovnic mohou být citlivé i na jiné charakteristiky vegetace (které zrovna nejsou předmětem výzkumu), či na atmosférické vlivy nebo geometrii snímání. Přenositelnost vytvořených modelů na jiné lokality by měla být možná v případě fyzikálního modelování přenosu slunečního záření ve vegetaci, které je podstatně komplikovanější (Liang 2004). Empirický (statistický) přístup a fyzikální přístup modelování přenosu záření v porostu jsou dále podrobně popsány v kapitole 16, resp. 17.

14.5. Závěry

Laboratorní a obrazová spektroskopie jsou důležitými metodami dálkového průzkumu Země pro hodnocení parametrů vegetace. Křivka spektrální odrazivosti listoví získaná laboratorní spektroskopií umožňuje detailní hodnocení různých parametrů listoví – obsah fotosynteticky aktivních látek, vody, fyziologické parametry. Obrazová hyperspektrální data pak umožňují analýzy vegetace v souvislých plošných celcích. K odlišení vegetace od jiných typů krajinného pokryvu a následnému vyhodnocení jejího fyziologického stavu je možné využít klasifikaci obrazu v kombinaci s empirickými modely nebo modely přenosu záření (RTM), o nichž pojednávají kapitoly 16 a 17.

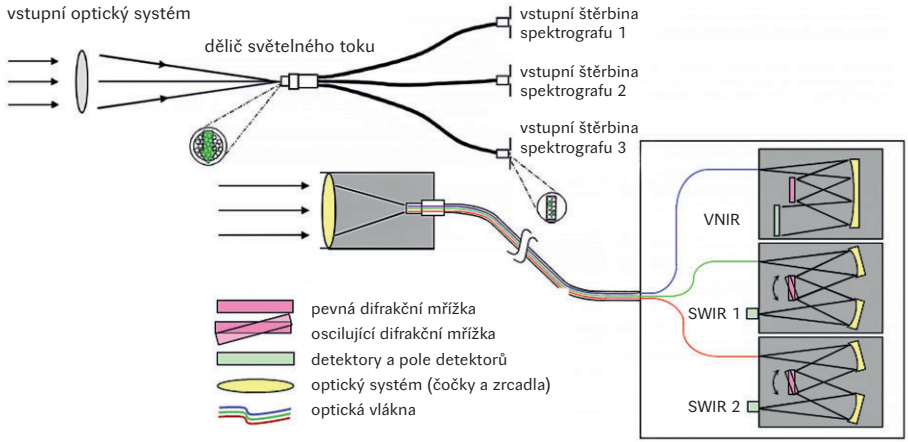
15. Laboratorní spektroradiometrická měření: metodika

Spektroradiometrická měření poskytující informace o optických vlastnostech listoví představují základní metodický krok pro získání informace o stavu vegetace z hyperspektrálních obrazových dat (kapitola 14). Jelikož při zpracování hyperspektrálních dat jde o tzv. obrácenou úlohu dálkového průzkumu, kdy se ze spektrálního projevu odvozují stavové parametry vegetace, je třeba nejprve vytvořit model, podle něhož bude tato úloha řešena. Jako podklad pro nalezení spektrální odezvy vzorků vegetace s určitými biochemickými a biofyzikálními charakteristikami, které se zjišťují laboratorně, jak je popsáno v kapitole 12, lze v laboratorních či terénních podmínkách měřit i spektra zkoumaného vegetačního materiálu, a to pomocí tzv. spektroradiometrů. O souvislosti mezi kvantitativními biochemickými či biofyzikálními parametry a hodnotami odrazivosti na různých vlnových délkách je pojednáno v kapitole 14. Následující text popisuje princip fungování spektroradiometrů a postupy měření spekter. O modelování vztahů mezi hodnotami biochemických či biofyzikálních parametrů a spektry pojednávají kapitoly 16 a 17.

15.1. Pozemní spektroradiometry: teorie měření

Spektroradiometr se skládá ze vstupních štěrbin (anglicky *„entrance slits“*), difrakční mřížky či hranolu (anglicky *„diffraction grating / prism“*) a řady detektorů (anglicky *„detector arrays“*). Tyto komponenty dohromady tvoří tzv. spektrograf nebo optickou lavici (anglicky *„spectrograph / optical bench“*). Přidáním vstupní optiky (anglicky *„fore-optics“*), optických drah (anglicky *„optical paths“*) a kalibračního a řídícího systému (anglicky *„calibration and control systems“*) pak vzniká spektroradiometr (Mac Arthur 2013).

Difrakční mřížka je optický prvek, který rozkládá bílé světlo na jeho složky (monochromatické světlo). Nejčastěji se jedná o povrch s jemně rozmístěnými žlábky o velikosti menší než 1 mikrometr. Svazek paprsků odražený od difrakční mřížky pak dopadá na řadu detektorů, z nichž každý zaznamenává hodnoty elektromagnetické energie na určité vlnové délce. Detektory jsou vyrobeny z různých materiálů, přičemž každý z materiálů je používán na omezený



Obr. 68 – Schéma konstrukce spektroradiometrů.
Zdroj: překresleno podle Mac Arthur 2013.

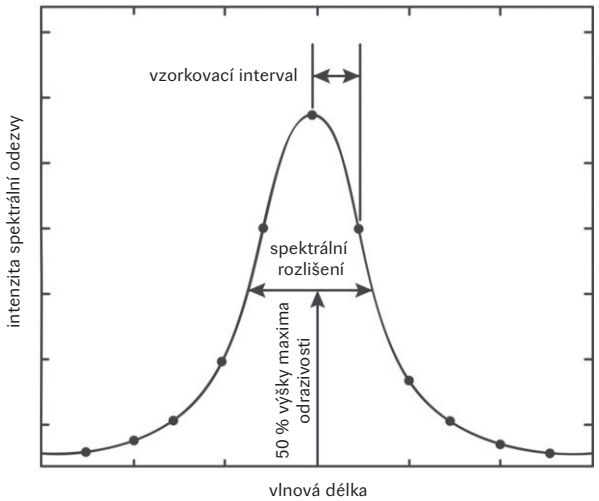
rozsah vlnových délek. Stejně jako detektory i difrakční mřížky mají omezení ve spektrálním rozsahu. To je důvod, proč spektroradiometr, který má měřit ve spektrálním rozsahu od viditelného až po krátkovlnné infračervené světlo, je složen z několika spektrografů, jak je vidět na obrázku 68 (Mac Arthur 2013).

Existuje několik různých typů pozemních spektroradiometrů, jejichž nejznámějšími výrobci jsou GER (nyní SVC) a ASD a nověji např. Spectral Evolution. Dále bude popsán podrobněji pouze spektroradiometr *ASD FieldSpec 4 Wide-Res*, který je využíván v této studii.

Spektroradiometr *ASD FieldSpec 4 Wide-Res* je schopen měřit v rozsahu vlnových délek 350–2 500 nm. Snímání zajišťují tři detektory. Pro oblast viditelného a blízkého infračerveného záření (VNIR: 350–1 000 nm) se jedná o detektor ze silikonu. Dva detektory pro krátkovlnné infračervené záření (SWIR1: 1 000–1 800 nm a SWIR2: 1 800–2 500 nm) jsou pak vyrobeny ze směsi india, gallia a arsenitu (InGaAs; ASD Inc. 2013).

Skutečné spektrální rozlišení spektroradiometru je 3 nm v oblasti VNIR a 30 nm v oblastech SWIR, zatímco vzorkovací interval je pak zhruba 1,4 nm v intervalu vlnových délek 350 až 1 050 nm a 2 nm od 1 000 do 2 500 nm. Rozdíl mezi spektrálním rozlišením a vzorkovacím intervalem je vidět z obrázku 69. K interpolaci do pásem o velikosti 1 nm se používá kubický spline. Výsledná data pořízená spektroradiometrem *ASD FieldSpec 4 Wide-Res* mají 2 151 pásem (ASD Inc. 2013; ASD Inc. 1999).

Dalšími specifikacemi spektroradiometrů jsou poměr signálu k šumu (anglicky *„Signal to Noise Ratio“*, S/N) a další charakteristiky hodnotící „čistotu“ naměřeného záření resp. vliv šumu přístroje – ekvivalentní šumová zář (anglicky *„Noise Equivalent Radiance“*, NED) představující takovou hodnotu



Obr. 69 – Vztah spektrálního rozlišení a vzorkovacího intervalu. Zdroj: překresleno podle ASD Inc. 2013.

záře, pro kterou je poměr S/N roven jedné, či ekvivalentní rozdílová šumová zář (anglicky *„Noise Equivalent Delta Radiance“*, NEΔL) vyjadřující poměr referenční záře k požadovanému poměru S/N (Mac Arthur 2013; Gibbons, Richard 1975; Green 1992). Pro přístroj *ASD FieldSpec 4 Wide-Res* jsou udávány tyto hodnoty NEΔL: $1{,}0.10^{-9}$ W $cm^{-2}{\cdot}nm^{-1}{\cdot}sr^{-1}$ pro vlnovou délku 700 nm (VNIR), $1{,}2.10^{-9}$ $W{\cdot}cm^{-2}{\cdot}nm^{-1}{\cdot}sr^{-1}$ pro vlnovou délku 1 400 nm (SWIR 1) a $1{,}9.10^{-9}$ $W{\cdot}cm^{-2}{\cdot}nm^{-1}{\cdot}sr^{-1}$ pro vlnovou délku 2 100 nm (SWIR 2; ASD Inc. 2013). Je však třeba mít na paměti, že tento ukazatel se mírně liší pro každý konkrétní přístroj (ASD Inc. 1999).

Měření odrazivosti pomocí spektroradiometru může být využito pro přímé měření v terénu pomocí samotného optického kabelu či s pomocí speciálního pistolového nástavce (anglicky *„pistol grip“*, obr. 70), který zajišťuje měření v daném prostorovém úhlu a má i další pomůcky, jako je například vodováha, s pomocí které lze zaručit kolmost přístroje ke snímanému povrchu. Toto bývá využito například pro snímání rozsáhlých povrchů těžko měřitelných v laboratoři – např. odrazivost heterogenních lučních porostů, rozsáhlých antropogenních povrchů apod. Spektroradiometr může být však využit také v laboratorních podmínkách, kde se používá společně s kontaktní sondou (anglicky *„contact probe“*) nebo integrační sférou (anglicky *„integrating sphere“*) pro měření optických vlastností vegetace na úrovni výhonů či listu, vzorků půd a jiných materiálů.

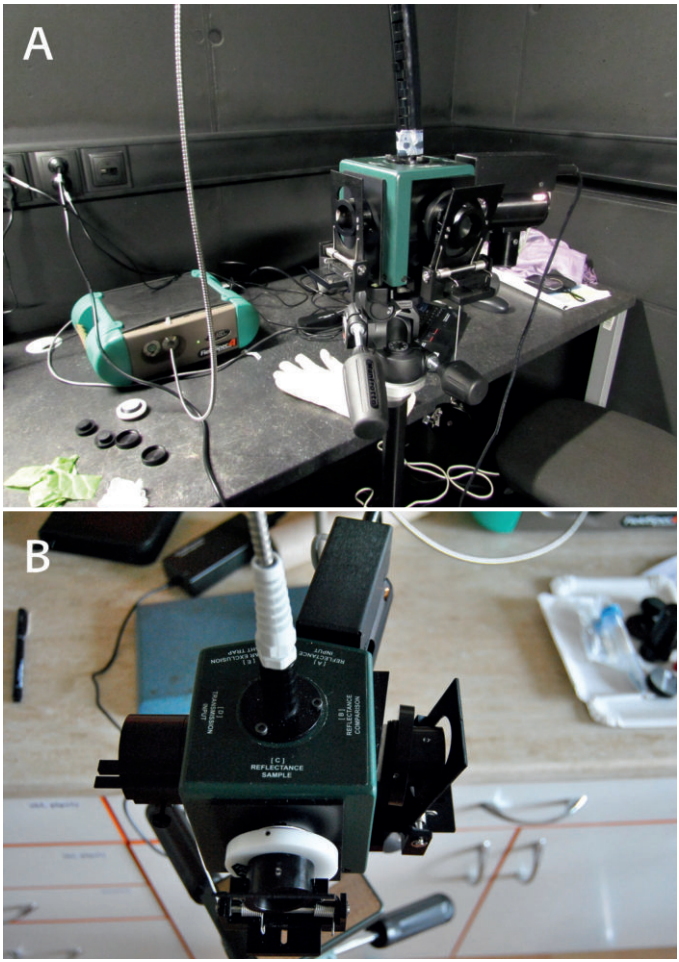
Kontaktní sonda (obr. 71) je určena pro dotykové měření pevných materiálů. Má vlastní zdroj světla, jehož intenzita se liší u modelů určených pro snímání vzorků neživých a u modelů využívaných pro měření čerstvého listoví. Ve druhém případě se používá slabší intenzita záření, aby se zamezilo přehřívání

Obr. 70 – Pistolový nástavec pro měření odrazivosti, příklad měření bílé reference

Obr. 71 – Spektroradiometr s kontaktní sondou připravený na měření vzorků

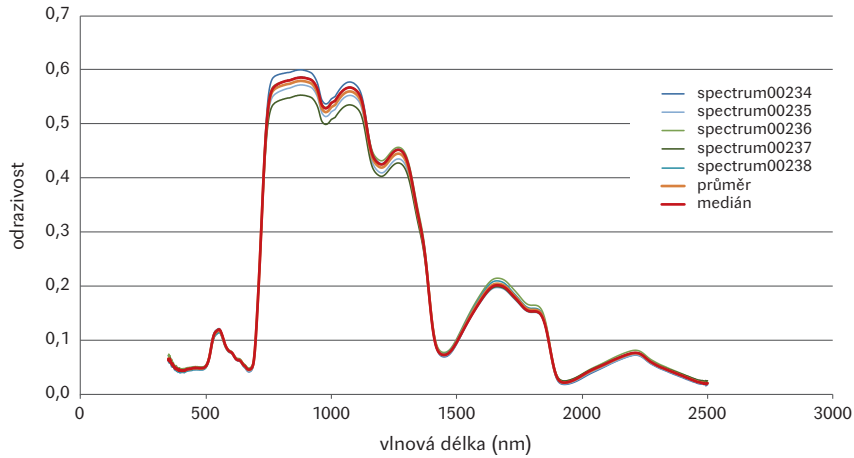
a degradaci vzorků. Pomocí kontaktní sondy lze přímo měřit pouze odrazivost, nikoliv propustnost. Konstrukce kontaktní sondy byla vyvinuta tak, aby se minimalizovala chyba měření spojená s rozptýlením světla (ASD Inc. 2013).

Integrační sféra (obr. 72A) sbírá světlo odražené nebo propuštěné vzorkem přes celou hemisféru. Díky difuznímu odrazu uvnitř sféry a integraci energie



Obr. 72 – Integrační sféra: celkový pohled na sféru při měření optických vlastností listů (A), pohled shora s vyznačenými vstupy (B)

není měření citlivé na směr záření odraženého od vzorku a v důsledku toho podává opakovatelné hodnoty odrazivosti měřeného vzorku. Vnitřek integrační sféry je vytvořen z difuzního polymerového materiálu označovaného obchodní známkou *Zenith*. Jedná se o vysoce reflexní (> 95 %) lambertovský povrch odrážející světelnou energii v intervalu vlnových délek od 350 do 2 500 nm rovnoměrně do všech směrů. Žárovka sloužící jako světelný zdroj byla navržena tak, aby se svými vlastnostmi podobala slunečnímu světlu. Sféra obsahuje šest vstupních otvorů, tzv. portů (obr. 72B), které jsou doplněny držáky pro vkládání vzorku, pro montáž světelného zdroje, světelné pasti, záslepky atd. Jednotlivá obsazení portů se liší v závislosti na požadovaném měření – tj. odrazivosti či propustnosti vzorku, kalibraci přístroje pomocí měření bílé reference apod. (ASD Inc. 2013).



Obr. 73 – Pět spekter naměřených pro jeden vzorek (smrk ztepilý) a křivky odrazivosti získané z průměru a mediánu těchto pěti měření

Měření spektroradiometrem jsou zaznamenávána jako bezrozměrné celočíselné hodnoty, dále označované jako DN (anglicky *„digital number“*). Jejich vztah k fakticky měřené radiometrické veličině spektrální záři L [$W \cdot m^{-2} \cdot sr^{-1} \cdot \mu m^{-1}$] je dán kalibrační křivkou přístroje (Liang 2004).

15.2. Měření výhonů smrku ztepilého kontaktní sondou ASD

V případě měření odrazivosti planárních listů bylin či listnatých dřevin je vhodné měřit odrazivost na několika místech listu položeného na černé podložce s minimální odrazivostí. V této práci byl hlavním studovaným druhem smrk ztepilý, proto bude i další popis měření odrazivosti zaměřen na práci s tímto druhem. Několik stejně starých výhonů se narovná jedním směrem těsně vedle sebe ve dvou až třech vrstvách na černě natřenou podložku zaručující minimální odrazivost pozadí. Na takto připraveném vzorku mohou proběhnout měření. Vždy je třeba dbát na to, aby celé zorné pole kontaktní sondy (průměr 10 mm) co nejtěsněji přiléhalo ke vzorku a do procesu měření se nedostávalo další světlo z okolního prostředí. Ideální je měření provádět v temné komoře. Naměřené odražené záření od vzorku na vlnových délkách 350–2 500 nm je normalizováno oproti naměřenému odraženému záření od bílé reference tvořené materiálem téměř dokonale odrážejícím na celém měřeném rozsahu vlnových délek (99% spektralon) – vzorec 1. Tímto je získána tzv. odrazivost (relativní míra záření odraženého k záření dopadajícímu). Vzorek je vhodné měřit na více místech, např. pěti, a z naměřených spekter vypočítat medián či průměr (obr. 73). Samotné jedno zaznamenané měření spektroradiometrem je

taktéž automaticky vypočteno jako průměr předem zvoleného počtu spekter měřených v jedné konkrétní pozici sondy. Počet průměrování je možný pro každé měření nastavit, přičemž v manuálu ke spektroradiometru se doporučuje hodnota větší než 25, aby se co nejvíce zvýšil poměr signálu k šumu.

$$R_{vzorek} = \frac{DN_{vzorek}}{DN_{BR}}, \qquad [1]$$

kde R_{vzorek} – relativní odrazivost vzorku, DN_{vzorek} – naměřené záření odražené od vzorku (v DN hodnotách), DN_{BR} – naměřené záření odražené od bílé reference (99% spektralon).

15.3. Měření jehlic smrku ztepilého integrační sférou ASD

Integrační sféra by měla zaručovat nejpřesnější měření optických vlastností vzorku. Aby tedy byla získána odrazivost pouze vzorku, je nutné pochopit, co vše se podílí na naměřeném signálu. Jednoduše by se to dalo shrnout takto:

Měřený signál = vlastní signál vzorku + dark current + stray light + náhodný šum (ASD Inc. 1999)

Vnitřní šum přístroje, anglicky označovaný jako *„dark current“*, je zaznamenáván při každém měření bílé reference a automaticky odečítán od výsledného spektra. Pokud jsou potřeba opravdu přesná měření, je dobré naměřený signál korigovat navíc o tzv. zbloudilý signál (anglicky *„stray light“*). Pro *ASD FieldSpec 4 Wide-Res* nabývá okolo 1 % odrazivosti pro krátkovlnnou infračervenou a 2 % pro viditelnou a blízkou infračervenou oblast spektra. Tyto hodnoty by měly být relativně stabilní, tudíž se většinou *stray light* měří pouze na začátku a na konci měření všech vzorků. Lze však i zanedbat. Náhodný šum je pak nedílnou součástí každého měřicího přístroje a nelze korigovat, většinou je však zcela zanedbatelný.

Základní princip získání spekter odrazivosti (reflektance) či propustnosti (transmitance) je stejný jako v případě kontaktní sondy. Naměřené záření interagující se vzorkem je normalizováno zářením odpovídajícím bílé referenci (viz výše).

Existují dva základní přístupy k měření spekter odrazivosti a propustnosti v integrační sféře. První z nich koriguje naměřená data o tzv. záměnnou (substituční) chybu (anglicky *„substitution error“*). Bere tedy v potaz to, že se v integrační sféře mění celková zář díky rozdílné propustnosti vzorku (tj. vegetace s relativně vysokou propustností) a bílé reference (tj. spektralonu s téměř nulovou propustností) a snaží se docílit toho, aby byla celková zář ve sféře konstantní. Druhý přístup toto zanedbává. Nastavení jednotlivých portů integrační sféry pro oba typy měření shrnuje tabulka 15. Průměrování měření jednoho vzorku je třeba v integrační sféře nastavit na vyšší hodnotu než u kontaktní sondy,

neboť je zde nižší poměr signálu k šumu (pro smrkové jehlice je nastavováno většinou 100 průměrování).

Měření optických vlastností jehlic v integrační sféře je náročnější úloha než měření planárních listů. Prvotní přístup k měření jehličnanů v integrační sféře navrhli Daughtry, Biehl, Ranson (1989). Mesarch a kol. (1999) postup měření upravil, a shrnuje a zpřesňuje ho též Yáñez-Raussell a kol. (2014a, b). Těmito autory navržený postup se dá shrnout do následujících kroků:

1. Umístění jehlic do rámečků, přičemž je nutné dbát na to, aby mezery mezi jehlicemi byly konstantní a co nejmenší, avšak aby nedocházelo k dotyku či překrývání jehlic.
2. Změření odrazivosti a propustnosti vzorku v integrační sféře pomocí spektroradiometru.
3. Pořízení černobílého digitálního obrazu jehlic v rámečku pomocí skeneru s dvojitým osvětlením (spodní a horní), aby nedocházelo k tvorbě stínů v obraze. (Obr. 74A)
4. Automatický výpočet podílu mezer mezi jehlicemi (anglicky *„Gap Fraction“*) a plochy jehlic na základě skriptu počítajícího v naskenovaném obraze černé a bílé pixely.
5. Na základě naměřených spekter a vypočítaného podílu mezer mezi jehlicemi je možné určit výslednou odrazivost a propustnost jednotlivých jehlic pomocí vzorců 2 a 3.

$$R_{jehlice} = \frac{\frac{(DN_{vzorek} - DN_{stray\ light}) \cdot R_w}{DN_{BR} - DN_{stray\ light}}}{1 - GF}, \qquad [2]$$

kde $R_{jehlice}$ – odrazivost jednotlivých jehlic, DN_{vzorek} – naměřené záření odražené od vzorku, tj. jehlic + mezer mezi nimi (v DN hodnotách), $DN_{stray\ light}$ – naměřený *stray light* (v DN hodnotách), DN_{BR} – naměřené záření odražené od bílé reference (99% spektralon), RW – odrazivost stěn integrační sféry (měla by být blízko 100 %), GF – podíl mezer mezi jehlicemi (*Gap Fraction*).

$$T_{jehlice} = \frac{\frac{DN_{jehlice}}{DN_{BR}} - GF}{1 - GF}, \qquad [3]$$

kde $T_{jehlice}$ – propustnost jednotlivých jehlic, DN_{vzorek} – naměřené záření propuštěné vzorkem, tj. jehlicemi + mezerami mezi nimi (v DN hodnotách), DN_{BR} – naměřené záření odražené od bílé reference (99% spektralon), GF – podíl mezer mezi jehlicemi (*Gap Fraction*).

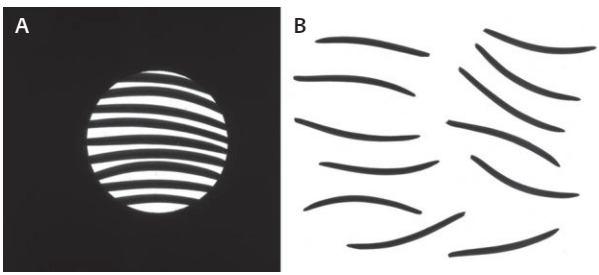
Společně s měřením vzorků v integrační sféře je často nutné provést biochemické určení obsahů pigmentů a vody v jehlicích. Aby bylo toto možné, je

Tab. 15 – Nastavení integrační sféry ASD RTS-3ZC pro měření odrazivosti a propustnosti

	Metoda	Měřeno	Konfigurace portů				
			Port A	Port B	Port C	Port D	Port E
Měření odrazivosti	Bez korekce substituční chyby	*stray light*	L	W (uncal)	LT	P	P
		bílá reference	L	W (uncal)	W (cal)	P	P
		Vzorek	L	W (uncal)+SH	S+SH	P	P
	S korekcí substituční chyby	*stray light*	L	W (cal)+SH	LT	P	P
		bílá reference	L	S+SH	W (cal)+SH	P	P
		Vzorek	L	W (uncal)+SH	S+SH	P	P
Měření propustnosti	Bez korekce substituční chyby	*stray light*	P	LT	W (uncal)	L	P
		bílá reference	P	W (cal)	LT	L	P
		vzorek	P	W (cal)	LT	L+S+SH	P
	S korekcí substituční chyby	stray light	P	LT	W (uncal)	L	P
		bílá reference	P	W(cal)+SH	S+SH	L	P
		vzorek	P	W (cal)	LT	L+S+SH	P

Pozn.: L – světelný zdroj integrační sféry (Lamp); W – bílá reference (*White reference*): uncal – nekalibrovaná (*uncalibrated Zenith standard*), cal – kalibrovaná (*calibrated Zenith standard*); S – vzorek (*Sample*), SH – rámeček (*Sample Holder*), LT – světelná past či otevřený port v případě měření ve tmě (*Light Trap*), P – bílá záslepka (*white Plug*).
Zdroj: přepracováno podle Yáñez-Raussell a kol. 2014b a ASD Inc. 2008.

nutné přidat k výše uvedenému postupu další kroky. Před naskládáním jehlic do rámečků je třeba odhadnout, kolik jehlic bude zhruba potřeba a všechny tyto zvážit (hmotnost čerstvého vzorku). Pro naskládání vzorku se často nepoužijí všechny jehlice, ty zbylé je však důležité též zachovat a po změření optických vlastností a naskenování rámečku s jehlicemi (obr. 74A) naskenovat také všechny vážené jehlice (obr. 74B). Následně se tyto jehlice dávají do zkumavky, ve které jsou vysušeny, poté opět zváženy (hmotnost suchého vzorku) a dále v laboratoři analyzovány. Naskenovaná obrazová data slouží k přepočtu obsahů látek v jehlicích z jednotek mg látky·g^{-1} sušiny na mg látky·cm^{-2}, které jsou potřeba například jako vstup do modelů přenosu záření (kapitola 17).



Obr. 74 – Sken jehlic v rámečku (A), sken všech jehlic vyndaných z rámečku a zbylých pro daný vzorek (B)

15.4. Závěry

Spektroradiometrická měření představují základní krok pro spektrální analýzy vegetace. Příslušenství pozemních spektroradiometrů umožňuje získání spekter listoví v různých podmínkách – nedestruktivní měření pistolovým nástavcem přímo v terénu, relativně časově a procesně méně náročné určení odrazivosti kontaktní sondou či teoretickým předpokladům nejvíce odpovídající měření odrazivosti a propustnosti integrační sférou. I při použití téhož materiálu a téhož spektroradiometru se mohou hodnoty odrazivosti získané z jednotlivých zařízení lišit z důvodu použitého světelného zdroje a způsobu měření, a to zejména v případě jehličnanů. Získané hodnoty spektrální odrazivosti či propustnosti se dále využívají pro následné statistické zpracování a hledání jejich vztahu k biochemickým a biofyzikálním parametrům (kapitola 16) nebo pro modely přenosu záření, jak popisuje kapitola 17, a mohou sloužit též jako podkladová data pro interpretaci hyperspektrálních dat.

16. Statistické metody pro vyhodnocení spektrálních dat a jejich vztahu ke stavovým parametrům vegetace

Spektroradiometrická data získaná obrazovou nebo laboratorní spektroskopií (kapitola 14) se mohou v závislosti na dalších vstupních datech a požadované výstupní informaci zpracovávat několika způsoby. Následující text se okrajově zmíní o zjišťování míry podobnosti naměřených spekter mezi sebou nebo se spektry existujícími ve spektrálních knihovnách, což je přístup typický např. pro geologické aplikace. Podrobně jsou popsány empirické modely pro určování biochemických a biofyzikálních parametrů porostů. Empirické modely jsou založeny na nalezení vztahu mezi kvantitativním parametrem zjištěným v terénu či laboratoři a spektrálními daty pomocí statistických metod, jako je lineární regrese nebo mnohonásobná kroková regrese či PLSR (Yi a kol. 2014; Thulin a kol. 2012; Kokaly, Clark 1999; Main a kol. 2011 a další). Spektrální data mohou do výpočtů vstupovat přímo ve formě hodnot odrazivosti či nějak transformovaná. Nejčastějšími transformacemi spektrálních křivek odrazivosti jsou první a druhá derivace (např. Thulin a kol. 2012), odstranění kontinua (např. Kokaly, Clark 1999) či poměry pásem označované jako vegetační indexy (např. Main a kol. 2011). Výhodou empirických (statistických) modelů pro odhady parametrů vegetace na základě jejich spektrálních charakteristik je jejich výpočetní jednoduchost a rychlost. V lokálních podmínkách, tedy pro určité omezené území, fungují většinou dobře. Jejich nevýhoda spočívá v nepřenositelnosti na jinou lokalitu či ekosystém či jiná data dálkového průzkumu Země (Liang 2004). Tyto nevýhody se pak snaží řešit modely přenosu záření, o kterých více pojednává kapitola 17.

16.1. Porovnávání spekter

Rychlé porovnání dvou spektrálních měření (např. hodnot odpovídajících jednomu pixelu hyperspektrálního snímku a spektra daného materiálu uloženého ve spektrální knihovně) lze provést na základě výpočtu úhlu mezi vektory r a t reprezentující daná měření. Výpočet se provádí v n-rozměrném prostoru, kde n je počet vlnových délek, na nichž bylo provedeno spektrální měření podle vztahu [1]:

$$cos\ \theta = \frac{\sum_{i=1}^{n} r_i t_i}{\left(\sum_{i=1}^{n} r_i^2\right)^{\frac{1}{2}} \left(\sum_{i=1}^{n} t_i^2\right)^{\frac{1}{2}}}, \qquad [1]$$

kde *r, t* – hodnoty porovnávaných křivek spektrální odrazivosti na *n* vlnových délkách.

Metoda je v literatuře označována jako SAM (anglicky *„Spectral Angle Mapper"*) a předpokladem její správné aplikace je převedení obou spekter na tytéž veličiny, tj. hodnoty spektrální odrazivosti na zemském povrchu (Kruse a kol. 1993). Využívá se pro klasifikaci obrazových hyperspektrálních dat. Dalšími mírami podobnosti spekter je tzv. divergence spektrální informace (SID, Du a kol. 2004) a J–M vzdálenost (Richards, Jia 2006).

Porovnání spekter více vzorků měřených např. dvěma přístroji může být provedeno pro každou měřenou vlnovou délku pomocí ve statistice často využívaného párového t-testu s nulovou hypotézou, že rozdíly měření vzorků na dané vlnové délce jsou z normálního rozdělení se střední hodnotou 0 a neznámou variancí (např. Zvára 2004)

16.2. Transformace spekter

Algebraické úpravy původních měřených spektroradiometrických hodnot se využívají pro minimalizaci šumu a dalších vnějších faktorů, které ovlivňují nesenou spektrální informaci. Výpočet derivací a odstranění kontinua jsou dvě často používané metody pro transformaci celých spekter. Klasický přístup pak představují tzv. vegetační indexy využívající poměru nebo rozdílu odrazivosti na malém počtu vlnových délek.

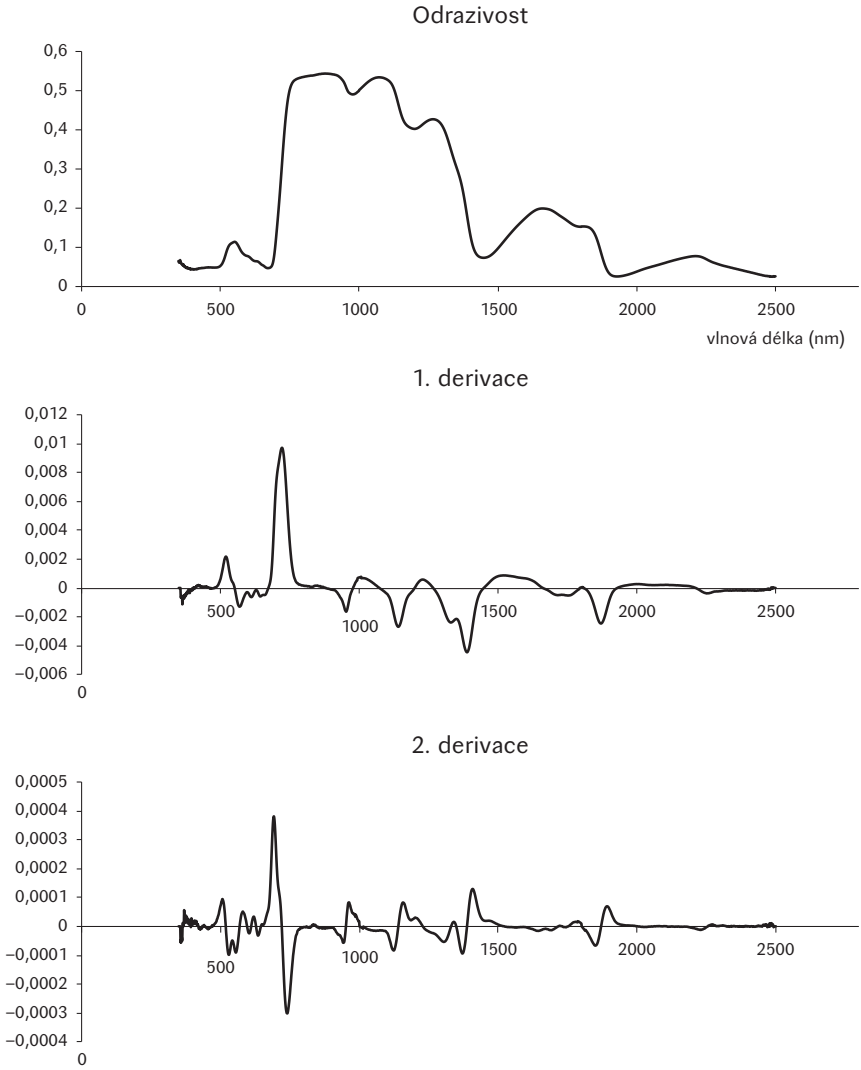
16.2.1. Derivace

První derivace spektrální křivky odrazivosti (obr. 75) vyjadřuje sklon, tj. rychlost změny hodnoty odrazivosti mezi sousedními vlnovými délkami. V případě diskrétních dat se místo první derivace využívá první diference, tj. rozdílu hodnot odrazivostí, a počítá se dle vzorce 2 (Dawson, Curran 1998):

$$D_{\lambda(i)} = \frac{R_{\lambda(j+1)} - R_{\lambda(j)}}{\Delta\lambda}, \qquad [2]$$

kde $D_{\lambda(i)}$ – první derivace/diference spektrální křivky odrazivosti na vlnové délce *i*, která je středem mezi vlnovými délkami *j* a *j+1*; $R_{\lambda(j)}$, $R_{\lambda(j+1)}$ – hodnoty odrazivosti na vlnových délkách *j*, resp *j+1*; $\Delta\lambda$ – rozdíl vlnových délek *j* a *j+1*.

Obdobně lze spočítat i derivace/diference vyšších řádů. V porovnání se spektrálními křivkami odrazivosti jsou derivované křivky (především druhého řádu, obr. 75, a vyšších) méně citlivé na rozdíly způsobené půdou, povrchovým



Obr. 75 – Laboratorní spektrální křivka odrazivosti výhonů smrku ztepilého (nahoře) a její 1. a 2. derivace (níže). Zdroj: vlastní výpočty autorů v softwaru ViewSpec Pro, ASD Inc.

albedem a intenzitou osvětlení vlivem reliéfu či jiného zastínění, nebo vlivem změny úhlu Slunce. (Tsai, Philpot 1998)

Před výpočtem derivací je vhodné spektrální křivku vyhladit za účelem zvýšení poměru signálu k šumu. Jednou z často používaných metod je tzv. Savitzky-Golay filtr, který pomocí metody nejmenších čtverců postupně prokládá vybraný počet bodů spektra nižšími polynomickými funkcemi (Savitzky, Golay 1964).

16.2.2. Odstranění kontinua

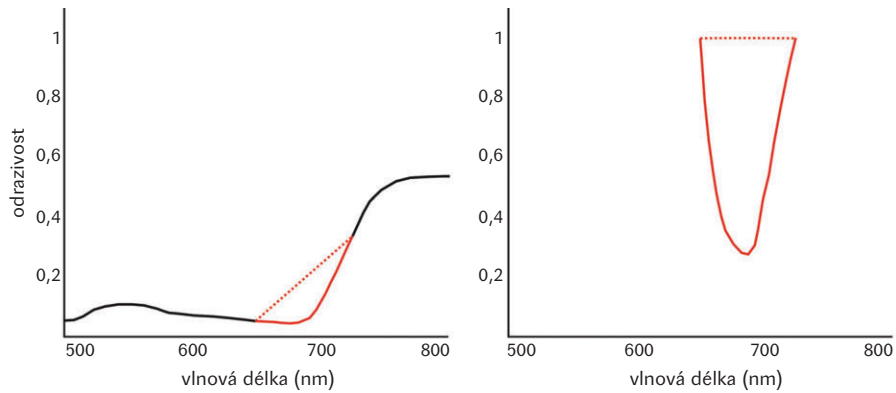
Hlavním cílem metody označované jako odstranění kontinua (anglicky *„Continuum Removal“,* CR), je zvýraznit a normalizovat tvar spektrální křivky (Kokaly, Clark 1999). Transformace se většinou provádí pouze na vybraných intervalech vlnových délek charakteristických pro sledovaný jev, typicky kolem absorpčních pásem. Mezní body intervalu na spektrální křivce určují linii kontinua a jejich nová hodnota je rovna jedné. Ostatní transformované hodnoty odrazivosti pak dosahují hodnot v intervalu 0–1 a jsou přepočítány dle vztahu 3:

$$R'_{\lambda} = \frac{R_{\lambda}}{R_{C(\lambda)}}, \qquad [3]$$

kde R'_{λ} – hodnota odrazivosti po transformaci CR na vlnové délce λ, R_{λ} – původní hodnota odrazivosti na téže vlnové délce, $R_{C(\lambda)}$ – hodnota kontinua (tj. hodnota na vlnové délce λ daná úsečkou spojující krajní body zvoleného intervalu na spektrální křivce odrazivosti). (Kokaly, Clark, 1999) Odstranění kontinua na vybrané části spektra (obr. 76) umožňuje výpočet hloubky absorpčního pásma či jeho plochy. Toho využívá například i vegetační index $ANMB_{650–725}$ (anglicky *„Area under curve Normalized to Maximal Band depth between 650–725 nm“,* Malenovský a kol. 2006).

16.2.3. Vegetační indexy

Účelem vegetačních indexů je zmenšení spektrálního rozsahu dat na jednu hodnotu, která bude vystihovat zkoumanou vlastnost vegetace. V kapitole 14 je popsáno, jak se projevují různé biochemické a biofyzikální parametry vegetace ve spektrálních křivkách odrazivosti, a právě vlnové délky odpovídající



Obr. 76 – Princip odstranění kontinua na příkladu intervalu vlnových délek využitého v indexu $ANMB_{650–725}$. Zdroj: nakresleno autory na základě výpočtů v softwaru ENVI.

výrazným absorpčním minimům či maximům dané látky bývají základem pro tvorbu vegetačních indexů.

Základní přehled běžně používaných indexů je možné dohledat v anglické knize *Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation* (Thenkabail, Lyon, Huete 2012, 232–233 pro odhady vody, 311–312 pro další látky) nebo v české knize *Letecký dálkový průzkum Země* (Zemek a kol. 2014). Vyčerpávající přehled indexů pro odhady obsahu chlorofylů pak poskytují články Main a kol. (2011) a Le Maire, François, Dufrêne (2004). Pro karotenoidy jsou to pak články Hernandez-Clemente, Navarro-Cerrillo, Zarco-Tejada (2012) a Yi a kol. (2014).

Zemek a kol. (2014) dělí indexy pro určování chlorofylu v rostlinách na sedm kategorií:

1. jednoduché poměrové indexy dávající do poměru odrazivosti na dvou vlnových délkách
2. indexy založené na normalizaci rozdílu dvou spektrálních pásem (např. NDVI)
3. indexy ze tří spektrálních pásem
4. kombinované indexy (kombinace indexů, do kterých mohou vstupovat i další koeficienty, např. TCARI/OSAVI)
5. indexy založené na kontinuu křivky odrazivosti
6. inflexní bod křivky v oblasti *„Red Edge“* (tj. 680–730 nm)
7. ostatní indexy.

Dalším možným dělením indexů může být úroveň, pro kterou byly vyvinuty: (1) úroveň listu, tj. pro spektra měřená pozemním spektroradiometrem v kombinaci s kontaktní sondou či integrační sférou, (2) úroveň země, tj. spektra měřená spektroradiometrem v terénu, (3) letecká obrazová hyperspektrální data a (4) družicová obrazová hyperspektrální data.

16.3. Statistické metody pro empirické modelování

Vztahy mezi optickými vlastnostmi vegetace a jejími biochemickými či biofyzikálními vlastnostmi se dají modelovat metodami regresní analýzy. Regresní analýza je označení pro statistické metody, pomocí nichž je odhadována hodnota dané náhodné veličiny (závisle proměnné – biochemický či biofyzikální parametr vegetace) na základě znalosti jiných veličin (nezávisle proměnných – spektrální odrazivost/propustnost/absorpce).

Ve vztahu ke spektrálním vlastnostem vegetace se často využívají tři typy regrese. Jedná se o jednoduchou regresi, která modeluje vztah mezi vybraným vegetačním indexem příp. odrazivostí na vybrané vlnové délce a parametrem vegetace, dále o mnohonásobnou krokovou regresi (anglicky *„Multiple Stepwise Regression“*) vybírající ze šíře vlnových délek ty, které se zkoumaným parametrem nejvíce korelují, a nakonec metodu PLSR (anglicky *„Partial Least Square Regression“*), která staví model na základě odrazivosti na všech zadaných vlnových délkách. O matematickém pozadí jednoduché a mnohonásobné regrese

se lze dočíst ve většině učebnic statistiky, např. Zvára (2004) či podrobně Zvára (2008). Praktické použití metod ve statistickém prostředí R shrnují Pekár a Brabec (2009) či Crawley (2013). O metodě PLSR pojednává např. Mevik a Wehrens (2007).

16.3.1. Jednoduchá regrese

Nejjednodušším typem regrese je lineární regrese, kdy je závislost mezi dvěma kvantitativními charakteristikami vyjádřena přímkou definovanou vztahem: $y = a + bx + \varepsilon$, kde y – závisle proměnná, x – nezávisle proměnná, a, b – regresní koeficienty, tj. konkrétní číselné hodnoty, které se odhadují metodou nejmenších čtverců na základě dostupných dat (naměřených vzorků), ε – náhodná variabilita v datech (tj. „chyba“). Regrese však nemusí být vždy lineární, soubor naměřených hodnot může být aproximován i polynomem, nejčastěji druhého řádu, kdy jsou hodnoty prokládány parabolou (tzv. kvadratická regrese). V praxi se však často transformují danou funkcí nejprve data, a ta se následně prokládají opět přímkou. Na lineární problém tak lze převést i závislosti aproximované mocninnou nebo exponenciální funkcí.

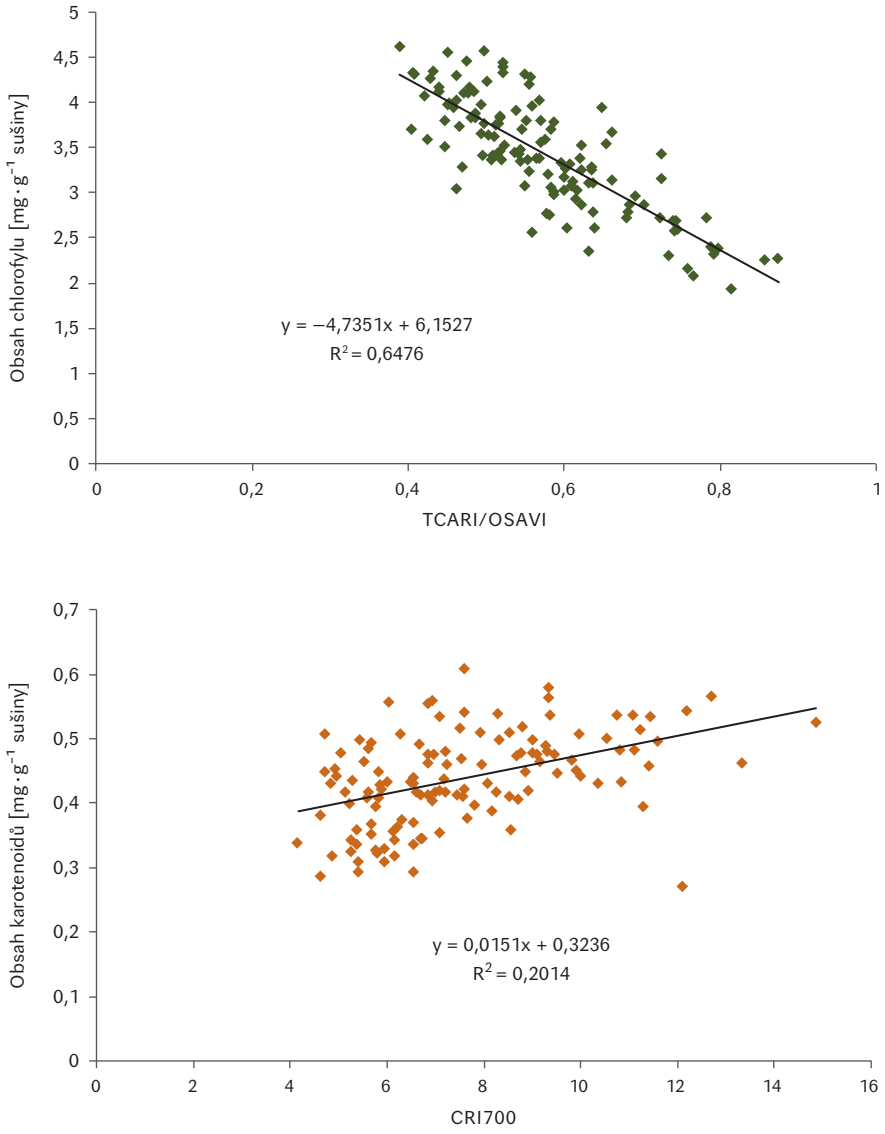
Relativní velikost variability závislé proměnné, kterou se uvažovanou závislostí podařilo vysvětlit, udává koeficient determinace (R^2). Nabývá hodnot v intervalu $\langle 0, 1 \rangle$, přičemž vyšší hodnoty znamenají vyšší úspěšnost regrese. Občas se udává i v procentech. Používá se k hodnocení i dalších typů regresí.

Příklad jednoduché regrese mezi obsahem biochemických látek v listech tabáku a vegetačními indexy spočítanými z laboratorních spekter je na obrázku 77. Pouze regresní vztah pro chlorofyl (obr. 77A) je použitelný pro odvozování jeho množství pomocí indexu TCARI, pro karotenoidy je regresní vztah nevýznamný a tudíž dále nepoužitelný.

16.3.2. Mnohonásobná kroková regrese

Mnohonásobná kroková regrese je metodou, která hledá optimální model postupným přidáváním nebo ubíráním nezávislých proměnných. Cílem je maximalizovat predikci s pokud možno co nejmenším počtem vlnových délek (nezávislých proměnných), které jsou statisticky relevantní pro určování daného parametru (závislé proměnné). Metoda může být použita také jako „průzkumná metoda“ ke tvoření dalších modelů.

Metoda mnohonásobné krokové regrese má dvě základní varianty výpočtu – dopřednou (anglicky *„forward“*) a zpětnou (anglicky *„backward“*). Dopředná metoda tvoří model postupně od konstanty přidáváním dalších nezávislých proměnných (vlnových délek), a to tak, že dle jednoduchého korelačního koeficientu nalezne první nezávisle proměnnou, která nejlépe predikuje závislou proměnnou, a pokud je statisticky signifikantní, přidá ji do modelu. Obdobně se pak hledají a do modelu přidávají další nezávislé proměnné, avšak



Obr. 77 – Jednoduché lineární regrese mezi obsahem chlorofylu a indexem TCARI (A) a mezi obsahem karotenoidů a indexem CRI700 (B) pro listy tabáku. Indexy byly počítány ze spekter měřených spektroradiometrem s pomocí kontaktní sondy. Grafy demonstrují různě úspěšné regrese, pro chlorofyl jsou výsledky lepší a regresní rovnice může být využita pro modelování obsahu chlorofylu v listech tabáku na základě spektrálních dat, zatímco pro karotenoidy daný vztah použitelný není, což dokazují i hodnoty koeficientu determinace R^2.

za předpokladu, že předchozí proměnná je již ve vztahu obsažena, tudíž nově přidávaná by neměla být s tou předchozí korelována. Zpětná metoda tvoří výsledný model opačně, tj. do modelu nejprve přidá všechny dostupné nezávisle proměnné a následně krok za krokem eliminuje ty, co nejsou statisticky signifikantní.

Výsledkem obou metod jsou v případě spektrálních dat hodnoty měřené na maximálně tolika vlnových délkách, kolik je počet vstupních vzorků. Vlnové délky jsou seřazeny dle vlivu na obsah zkoumaného biochemického či biofyzikálního parametru. Vzhledem k požadavku zachování co nejjednoduššího vztahu mezi odrazivostí a biochemickým/biofyzikálním parametrem vegetace, není však vhodné pro výslednou rovnici používat větší počet vlnových délek, než je zhruba 10 % z počtu vstupních vzorků. Výsledná rovnice udávající hledaný vztah např. pro odrazivost ρ má pak tvar (4):

$$\text{parametr} = a_0 + a_1 \cdot \rho(\lambda_1) + a_2 \cdot \rho(\lambda_2) + \ldots + a_n \cdot \rho(\lambda_i), \qquad [4]$$

kde $a_0, a_1, a_2, \ldots, a_n$ – parametry regresní funkce, $\rho(\lambda_i)$ – odrazivost na vlnové délce λ_i.

Síla výsledného modelu je obvykle hodnocena koeficientem determinace (R^2) stejně jako jednoduchá regrese.

16.3.3. Metoda PLSR

Na rozdíl od obou výše zmíněných metod, metoda PLSR (anglicky *„Partial Least Square Regression“*) využívá hodnot na celém rozsahu naměřeného spektra odrazivosti. Vychází z principu metody hlavních komponent (anglicky *„Principal Component Analysis“* – PCA) a vícenásobné lineární regrese. Ve spektroskopii se často používá, protože umožňuje predikovat závislé veličiny i z velkého množství nezávislých (odrazivosti na jednotlivých vlnových délkách). Oproti metodě hlavních komponent, která konstruuje nové komponenty pouze na základě nejvyšší variability v datech, která ovšem nemusí vůbec vysvětlovat zkoumanou proměnnou, PLSR využívá výhradně komponenty, které jsou se zkoumanou veličinou korelovány.

Zásadní otázkou u tvorby modelů pomocí metody PLSR je stanovení optimálního počtu komponent do nich vstupujících. Nadbytečný počet komponent sice může lépe popisovat kalibrační data, ale zároveň tak i popisuje náhodné chyby v nich obsažené, takže ztrácí obecnou predikční sílu (anglicky tzv. *„over-fitting“*). Opačným problémem je nevyužití všech relevantních informací v datech dostupných (anglicky tzv. *„under-fitting“*). Pro určení optimálního počtu komponent a tak i maximálních predikčních schopností modelu se využívá například metody příčné validace (anglicky *„cross-validation“*). Ta náhodně rozdělí kalibrační data do k disjunktních podmnožin o přibližně stejné velikosti, v extrémním případě (metoda anglicky *„Leave-one-out“*, LOO) je počet podmnožin roven počtu vzorků. Poté je vypočítán model na základě

k–1 podmnožin. Pro vynechanou podmnožinu dat jsou na základě postaveného modelu odhadnuty pro každý vzorek hodnoty závislé veličiny (studované biochemické či biofyzikální vlastnosti vzorku). Tento postup se opakuje, až je pro každý vzorek predikována právě jednou hodnota závislé proměnné. Tyto odhady jsou porovnány s referenčními hodnotami parametrů například pomocí střední kvadratické chyby odhadu (anglicky *„Root Mean Squared Error of Prediction"*, RMSEP). Hodnotu RMSEP lze vykreslit jako funkci počtu komponent, přičemž pro výsledný model by měl stačit takový počet komponent, kde se nachází první výrazné lokální minimum RMSEP. Obvykle se jedná o první jednotky komponent v maximálním počtu do deseti. Obdobně lze pro stanovení optimálního počtu komponent pro model využít i koeficient determinace (jeho první lokální maximum). Ten se též jako v předchozích metodách používá i pro zhodnocení vypovídající síly konečného modelu.

Metoda PLSR se dá vypočítat ve většině statistických softwarů, např. i ve volně dostupném softwaru *R* (https://www.r-project.org/), pro který existuje balíček *pls* napsaný Ronem Wehrensem a Bjørn-Helgem Mevikem (více informací Mevik, Wehrens 2007).

16.4. Závěry

Tato kapitola stručně zmiňuje možné metody pro porovnávání spekter a následně řeší transformace spekter (odstranění kontinua, derivace spektra) za účelem zvýraznění informace, kterou nesou. Stěžejní část pak tvoří popis regresních metod používaných k empirickému modelování vztahů mezi spektry a biochemickými či biofyzikálními parametry vegetace. Při modelování těchto vztahů se často přistupuje k nahrazení spektrální křivky jedinou hodnotou charakteristickou pro hledaný parametr, tzv. vegetačním indexem. Dále je aplikována jednoduchá lineární regrese, popř. s úpravou vstupních dat transformací pomocí např. logaritmické funkce. Pro nalezení vazby mezi daným parametrem a hodnotami odrazivosti na konkrétních vlnových délkách je pak vhodná mnohonásobná kroková regrese či PLSR. Při studiu biochemických vlastností vegetace pomocí spektrálních dat bylo některých z popisovaných metod využito např. v Main a kol. (2011) pro odhad chlorofylu, v Hernández-Clemente, Navarro-Cerrillo, Zarco-Tejada (2012) pro odhad karotenoidů či v Červená a kol. (2014) pro odhad chlorofylu, karotenoidů i vody. Pro studium biofyzikálních parametrů luční vegetace (např. množství biomasy, LAI) byly popsané metody využity např. v pracích Mutanga a Skidmore (2004), Darvishzadeh a kol. (2011) či Cho a kol. (2007).

17. Modely přenosu záření

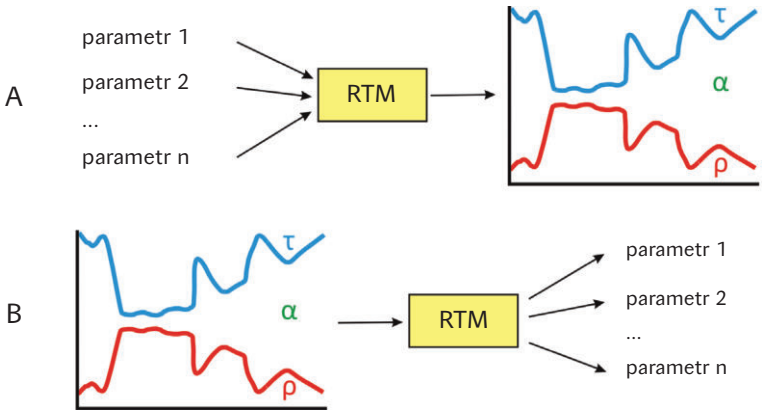
Modely přenosu záření jsou založeny na výpočetních algoritmech simulujících šíření záření prostředím a jeho interakci s objekty. Využívají se často a úspěšně jednak pro modelování průchodu světla atmosférou za účelem atmosférických korekcí družicových či leteckých obrazových dat (např. model 6S – anglicky *„Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum"*, Vermote a kol. 1997), a také pro modelování interakce záření s vegetací, o kterém pojednává tato kapitola. Jak již bylo nastíněno v kapitolách 14 a 15, RTM mají vzhledem k jejich fyzikální podstatě oproti empirickým modelům tu hlavní výhodu, že jsou přenositelné z míst, na kterých byly natrénovány, i na další lokality se shodným typem vegetace. Stejně tak je možné model využívat pro sledování vybrané oblasti v čase. Na druhou stranu vývoj a natrénování modelu přenosu záření je komplikovaný a časově náročný proces. Také je potřeba počítat s tím, že každý model ztvárňuje realitu v určitém stupni zjednodušení a při využití nevhodného modelu může dojít ke zkreslení informací (Liang 2004).

17.1. Přímé modelování a inverze RTM

Modely přenosu záření mohou fungovat ve dvou směrech, tzv. přímém (anglicky *„forward mode"*) a inverzním (anglicky *„inverse mode"*) – obrázek 78.

V přímém modelování je výstupem algoritmu spektrální křivka odrazivosti či propustnosti pro určitou vstupní sestavu biochemických a biofyzikálních (strukturních) parametrů listoví/korun/porostů a konfiguraci senzoru (obr. 78A). Konfrontace modelovaných křivek se spektry pořízenými v terénu pak udává simulační sílu modelu a také lze identifikovat oblasti spektra s dobrou či špatnou shodou.

Pro dálkový průzkum Země je však důležité především inverzní modelování, kdy se z naměřeného signálu (spektra) snažíme odvodit strukturní a biochemické charakteristiky vegetačního porostu (obr. 78B). Na úrovni listu jsou inverze RTM úspěšně používané, avšak na úrovni korun pouze obtížně vzhledem ke komplexnosti těchto modelů. Aby mohla být inverze provedena, jsou nezbytné tři součásti: vhodný a dobře parametrizovaný model, vhodná



Obr. 78 – Modelování přenosu záření: A – přímé, B – inverzní. τ – propustnost, v grafu zobrazena jako 1–τ, α – pohltivost, ρ – odrazivost.

inverzní technika a sada kalibrovaných spekter odrazivosti a ideálně i propustnosti. Inverze mohou být prováděny několika způsoby, jak je shrnuto například v článku Schlerfa a Atzbergera (2006):

1. Vyhledávací tabulky (anglicky *„Look-Up-Tables“*, LUT) – jedná se o databázi vytvořenou přímým modelováním, která obsahuje různé kombinace hodnot zkoumaných parametrů vegetace, a pro ně namodelovaných spekter odrazivosti a propustnosti. K odhadu charakteristik porostu pak slouží porovnání naměřeného spektra se všemi spektry napočítanými v LUT, a na základě největší shody se odhaduje požadovaný parametr příp. požadované parametry. Nevýhodou je především to, že LUT nabývá velkého datového objemu, pokud obsahuje údaje pro hodně parametrů či jsou údaje pro jeden parametr velmi podrobné. Hledání shody mezi spektrem každého z pixelů a všemi modelovanými spektry je pak velmi časově náročné.
2. Predikční rovnice – vychází také z velkého množství simulovaných spekter. Na jejich základě se vypočítávají regresní vztahy s parametry korun – jedná se o podobný přístup, jako mají empirické modely, jen zde není potřeba terénních dat, protože spektra jsou modelována fyzikálně. Výhodou tohoto přístupu je jeho rychlost a přímá aplikace na obrazová data, nevýhodou to, že pro každý parametr korun musí být určena jedna rovnice a musí být dopředu manuálně specifikován typ závislosti (lineární, kvadratická atd.).
3. Metody strojového učení, např. umělé neuronové sítě (anglicky *„Artificial Neural Network“*, ANN) – algoritmus využívá několika propojených vrstev složených z neuronů k natrénování nelineárního vztahu určeného vahami mezi vstupy (simulovaná spektra) a výstupy (parametry korun). Tyto vztahy jsou použity na reálná obrazová data k určení parametrů porostů. Výhodou umělých neuronových sítí je jejich rychlost a vztah mezi vstupy a výstupy

může být jakkoli nelineární, závisí pouze na počtu neuronů ve skryté vrstvě. Naopak nevýhodou zůstává časová náročnost trénovací fáze a nepředvídatelné chování algoritmu, pokud nejsou spektra namodelována dokonale.

4. Numerické optimalizační techniky využívající iterativního procesu – například minimalizace meritové funkce pro odhad parametrů. Mají několik nevýhod: obtížně se dosahuje globálně optimálních a stabilních výsledků, určování více než dvou parametrů zároveň je komplikované a celkově se jedná o výpočetně neefektivní přístup díky iteracím.

Schéma praktického použití přímého a inverzního modelování přenosu záření je v kapitole 14 (obr. 67).

17.2. Přehled modelů

Modely přenosu záření jsou vyvinuty na dvou prostorových úrovních – na úrovni listu a na úrovni korun či porostu. Modely přenosu záření na úrovni listu simulují optické vlastnosti (odrazivost, propustnost) jednotlivých listů či jehlic rostliny na základě jejich biochemických, biofyzikálních a strukturních vlastností. Modely přenosu záření na úrovni korun modelují interakce slunečního záření v celém vegetačním zápoji a jako jeden vstup využívají i optické vlastnosti listoví. Dalšími vstupy jsou typicky výška, hustota a jiné parametry popisující strukturu porostu. Existují i případy modelů, které propojují obě úrovně v jednom – např. velmi často díky své jednoduchosti používaný PROSAIL (Jacquemoud a kol. 2009, http://teledetection.ipgp.jussieu.fr/prosail/) kombinující modely PROSPECT (Jacquemoud, Baret 1990) a *SAIL* (Verhoef 1984). Základní principy obou typů modelů a příklady konkrétních modelů jsou popsány v části 17.2.1 a 17.2.2.

Shrnutí všech běžně používaných modelů na úrovni porostu lze nalézt na webové stránce inciativy RAMI (anglicky *„Radiation Transfer Model Intercomparison“*, www.rami-benchmark.jrc.ee.europa.eu) zabývající se srovnáváním RTM.

Vzhledem k tomu, že každý z modelů přenosu záření byl vyvinut v jiném programovacím jazyce a často je jejich kód těžko dostupný, je pro komunitu DPZ využívání RTM relativně komplikované. O zjednodušení práce s RTM se snaží softwarový balíček ARTMO (anglicky *„Automated Radiative Transfer Models Operator“*, http://ipl.uv.es/artmo/), který poskytuje uživatelské rozhraní v prostředí MATLAB pro přímé i inverzní modelování pomocí vybraných modelů na úrovni listu i porostu (Verrelst, Romijn, Kooistra 2012). Na úrovni listu jsou ve verzi 3.16 zahrnuty modely PROSPECT 4 (Jacquemoud, Baret 1990; Jacquemoud a kol. 1996; Fourty a kol. 1996) a PROSPECT 5 (Féret a kol. 2008), LIBERTY (Dawson, Curran, Plummer 1998) a DLM (Stuckens a kol. 2009), na úrovni porostu 4SAIL (Verhoef, Bach 2003), FLIGHT (North 1996;

Disney, Lewis, North 2000) a INFORM (Atzberger 2000; Schlerf, Atzberger 2006), jako zástupce kombinovaného modelu model SCOPE zaměřující se na vztah obrazových dat DPZ a fotosyntézy a energetické bilance (Van der Tol a kol. 2009, Van der Tol a kol. 2014)

17.2.1. Modely na úrovni listu

17.2.1.1. PROSPECT

PROSPECT (z anglického *„leaf optical PROperties SPECTra model"*, Jacquemoud, Baret 1990; Jacquemoud a kol. 1996; Fourty a kol. 1996) je model přenosu záření založený na tzv. plátovém modelu, který byl poprvé publikován Allenem a kol. v roce 1969. Model PROSPECT reprezentuje list jako jednu nebo několik homogenních paralelních ploch, jejichž počet je zadáván do modelu jako strukturní parametr listu N. Mezi těmito plochami se dále nachází $N-1$ prázdných prostor. Hodnota parametru N závisí na průměrném počtu rozhraní mezi buněčnými stěnami a vzduchovými prostory v mezofylu, přičemž pro jednoděložné rostliny by mělo platit, že $N = 1$, avšak pro dvouděložné rostliny parametr N nabývá vyšších hodnot v závislost na druhu rostliny a vývojovém stavu listu (Allen, Gausman, Richardson 1970; Gausman a kol. 1970). Dalšími vstupy do modelu PROSPECT jsou obsahy biochemických látek v listu, přičemž konkrétní látky se v průběhu vývoje modelu měnily. Aktuálně jsou používány verze PROSPECT 4 a PROSPECT 5. PROSPECT 4 vyžaduje na vstupu zadání obsahu celkového chlorofylu, obsahu vody a obsahu sušiny. PROSPECT 5 se od předchozích verzí liší tím, že odděluje zvlášť karotenoidy od celkových chlorofylů a přidává obsah hnědých pigmentů (Féret a kol. 2008). Autoři však sami připouštějí, že přesnost určení obsahu karotenoidů pomocí inverze tohoto modelu je oproti určení koncentrace chlorofylu nižší. Výstupem modelu PROSPECT při přímém modelování jsou hodnoty odrazivosti a propustnosti na vlnových délkách od 400 do 2 500 nm s krokem po 1 nm.

Model PROSPECT je svojí strukturou (plátový model) přizpůsoben modelování optických vlastností listů nikoliv jehlic z důvodu jejich komplexnější struktury. Avšak jednoduchost tohoto modelu díky malému množství vstupních parametrů, a tak i snadné inverzi, způsobuje, že ho vědci zkouší využívat i pro modelování optických vlastností jehličnanů. Například Malenovský a kol. (2006) navrhli a prověřili možnost úpravy a rekalibrace modelu PROSPECT verze 3.01 pro aplikaci na smrk ztepilý. Tato verze je označována jako PROSPECT 3.01 S.

17.2.1.2. LIBERTY

Problém modelování optických vlastností jehlic se snaží řešit skupina modelů přenosu záření na úrovni listu, které jsou založeny na představě, že vnitřní struktura může být popsána pomocí několika vrstev sférických částic navzájem od sebe oddělených vzduchovými mezerami, skrze které probíhá přenos

záření. Jedním z příkladů takových modelů je i LIBERTY (z anglického *„Leaf Incorporating Biochemistry Exhibiting Reflectance and Transmittance Yields“*, Dawson, Curran, Plummer 1998). Tento model obsahuje celkem devět vstupních parametrů: velikost buněk (sférických částic), velikost intercelulárních prostor, tloušťku listu, základní absorpci a absorpci albinotického listu, obsah chlorofylu, obsah vody, obsah ligninu a celulózy a obsah dusíku. Výstupem modelu jsou pak odrazivost a propustnost jednotlivých listů v rozsahu vlnových délek 400–2 500 nm (s krokem po 5 nm). Kromě toho je však součástí simulace i tzv. nekonečná odrazivost (anglicky *„infinity reflectance“*), která reprezentuje odrazivost shluku jehlic (tj. beroucí v potaz např. několikanásobné vzájemné odrazy záření od jednotlivých jehlic). Přestože uvažované schéma vnitřní struktury listu mnohem lépe odpovídá realitě v případě jehličnatých rostlin, je parametrizace a inverzní aplikace tohoto modelu mnohem komplexnější úlohou, než jak je tomu v případě modelu PROSPECT. Některé vstupní parametry jsou navíc jen těžko exaktně měřitelné. Z těchto důvodů se model LIBERTY nedočkal takové obliby a rozšířenosti jako právě model PROSPECT.

17.2.2. Modely na úrovni korun a porostů

Modely na úrovni korun a porostů jsou založeny na různých základech. Schlerf a Atzberger (2006) popisují ve svém článku modely přenosu záření pro porosty v následujících čtyřech kategoriích:

1. Analytické modely (či tzv. *„turbid medium“* modely) vyjadřují koruny stromů jako horizontálně homogenní skoro nekonečnou vrstvou obsahující náhodně rozmístěné listy (malé vegetační části), se kterými je zacházeno jako s absorpčními a odrážejícími prvky daného tvaru a hustoty. Tyto modely lze využít pro homogenní a husté porosty, např. pole s obilím, případně husté listnaté lesy. Naopak v případě heterogenních a nespojitých porostů, jako jsou třeba smíšené lesy, je využít nelze. Typickým příkladem tohoto typu modelu je např. SAIL (Verhoef 1984). Občas je tento typ modelů označován jako 1D, na rozdíl od následujících, které se označují jako 3D.
2. Geometrické modely reprezentují koruny stromů jako neprůhledné geometrické tvary (nejčastěji kužele a válce), které vrhají stín na zem. Používají se pro řídké lesy a křoviny, tj. pro porosty, kde hrají významnou roli stíny.
3. Počítačově simulované modely či modely sledující paprsek (anglicky *„ray-tracing“*) simulují cestu fotonů korunami v závislosti na směru dopadajících paprsků a rozptylových vlastnostech porostu. Jsou komplexní s velkým množstvím vstupních parametrů, jejich inverze jsou velmi obtížné.
4. Hybridní modely jsou kombinací předchozích typů modelů. Nejčastěji jsou koruny reprezentované geometrickými tvary, které jsou vytvořeny z malých náhodně rozmístěných částic s optickými vlastnostmi listu (tzv. *„turbid medium“*). Makety korun tedy nejsou na rozdíl od geometrických modelů (bod 2) neprůhledné.

17.2.2.1. FRT

Model FRT (anglicky *„Forest Reflectance and Transmittance“*) byl vyvinut skupinou pro dálkový průzkum vegetace působící v astronomické observatoři v Tartu (Estonsko) – Nilson, Peterson (1991) a Kuusk, Nilson (2000). Jedná se o tzv. hybridní model, který v sobě kombinuje jak prvky typické pro numerické modely přenosu záření, tak i prvky charakteristické pro modely geometrické. Popis porostu je v případě tohoto modelu realizován pomocí speciálního souboru tzv. *„standfile“*, v němž jsou obsaženy veškeré potřebné vstupní parametry. Seznam těchto parametrů je uveden v tabulce 16. Koruny stromů jsou popsány pomocí základních geometrických tvarů (uvažován je eliptický, kónický nebo kónicko-cylindrický tvar koruny), přičemž listoví a větve jsou v rámci koruny distribuovány rovnoměrně se sférickou orientací. Oproti pokročilejším modelům zde tedy není nijak zohledněna vnitřní variabilita rozložení biomasy v rámci koruny, stejně tak jako není zohledněno, že se v rámci jedné koruny může vyskytovat více typů listoví s odlišnými vlastnostmi (typicky např. různé ročníky jehlic v případě stálezelených jehličnatých porostů). Je ale naopak možné zohlednit situaci, kdy se v simulovaném porostu nachází současně více tříd stromů (typicky např. stromy různých druhů nebo naopak stromy jednoho druhu lišící se stářím a tím i některými parametry apod.). Model též bere v potaz vliv vrstvy vegetace rostoucí přímo na povrchu (podrost) a spektrální charakteristiku pozadí (např. půdy). Spektrální charakteristiky listoví lze vložit buď jako samostatný soubor nebo je lze nasimulovat pomocí modelů na úrovni listu PROSPECT a LIBERTY (v tom případě je ale nutné zadat hodnoty všech vstupních parametrů pro tyto modely). Jedním z dalších vstupů jsou například spektrální vlastnosti dřevnatých částí stromů (větví a kmene). Samozřejmostí je i možnost definice polohy Slunce a pohledových úhlů pozorovatele (senzoru). Výstupem modelu je textový soubor obsahující jednak spektra (odrazivost a propustnost) na úrovni listů, ale i odrazivost za celý porost a další hodnoty jako např. hodnoty korunového zápoje, zápoje porostu nebo skutečného a efektivního indexu listové plochy (LAI), které odpovídají dané parametrizaci. Model FRT byl cíleně vyvíjen tak, aby k jeho parametrizaci bylo možné v co nejvyšší míře použít charakteristiky, které jsou běžně určovány v rámci lesnických inventarizací. Díky tomu je možné parametrizaci úspěšně provést i v případě minimálního množství *in-situ* exaktně měřených parametrů, což je spolu s relativní jednoduchostí použití hlavní výhoda tohoto modelu.

17.2.2.2. INFORM

INFOR-Model (anglicky *„INvertible FOrest Reflectance Model“*, Atzberger 2000, Schlerf, Atzberger 2006) je hybridní model přenosu záření na úrovni korun, který simuluje odrazivost lesních porostů na vlnových délkách od 400 do 2 500 nm. Kombinuje modely FLIM (anglicky *„Forest Light Interaction Model“*, Rosema a kol. 1992), SAILH (Verhoef 1984, Verhoef 1985) a PROSPECT

(Jacquemoud, Baret 1990) pro listnaté, resp. LIBERTY (Dawson, Curran, Plummer 1998) pro jehličnaté porosty. Lesy jsou brány jako nesouvislá vrstva tvořená korunami stromů a mezerami mezi nimi. Pomocí modelu INFORM je možné získat informace o základních charakteristikách lesní inventarizace, jako jsou hustota porostu nebo index listové plochy (LAI). Konkrétní parametry modelu INFORM tak, jak jsou v balíčku ARTMO, shrnuje tabulka 16.

Tab. 16 – Parametry vybraných modelů přenosu záření na úrovni korun

Model	FLIGHT	INFORM	FRT
Typ modelu	sledující paprsek (ray-tracing)	hybridní (geometrický + „turbid medium“)	hybridní (geometrický + počítačově simulovaný)
Parametry společné pro modely	index listové plochy (LAI)	index listové plochy (LAI)	poměr plochy větví ku ploše listoví (poměr BAI/LAI)
	poloměr koruny	průměr koruny	poloměr koruny
	spektra na úrovni listu	spektra na úrovni listu	spektra na úrovni listu
	spektrum kůry	×	spektrum větví, kmene
	spektrum půdy	LAI podrostu	spektrum podrostu či půdy
	informace o pozici pozorovatele a Slunce	informace o pozici pozorovatele a Slunce	informace o pozici pozorovatele a Slunce
	×	hustota porostu	hustota porostu
	×	výška stromů	výška stromů
	průměrná orientace listů	průměrná orientace listů	×
	tvar koruny (elipsoid, kužel)	×	tvar koruny (elipsoid, kužel)
	průměr kmene ve výčetní výšce	×	průměr kmene
Další parametry	index hrubosti půdy vzdálenost mezi středem a vrškem koruny výška k první větvi – minimální a maximální velikost listů podíl zelených listů podíl usychajících listů počet fotonů počet pásem optická tloušťka aerosolů na 550 nm podíl plochy pokryté vegetací na dané ploše	podíl rozptýleného záření	výška živé části koruny hmotnost suchého listoví na jeden strom koeficient vzájemného stínění výhonů délka výhonů specifická hmotnost listu *(vztah mezi plochou a hmotností listů/jehlic)* rozmístění stromů v rámci porostu *(náhodné, systematické, ve shlucích)*

17.2.2.3. FLIGHT

Model FLIGHT (anglicky *„Forest LIGHT"*, North 1996; Disney, Lewis, North 2000) je založen na *Monte Carlo* simulacích přenosu fotonů. Výsledná odrazivost od korun stromů je získána simulací průchodu fotonů modelem porostu zahrnující jejich veškeré interakce (odraz, pohlcení, průchod) s porostem, což znamená, že jsou zahrnuty mnohonásobné odrazy od různých částí vegetace i půdy. Konkrétní parametry využívané v modelu FLIGHT tak, jak jsou v balíčku ARTMO, shrnuje tabulka 16.

17.3. Závěry

Tato kapitola shrnuje základní principy modelů přenosu záření využívaných pro přímé modelování spekter odrazivosti a propustnosti vegetace či inverzní modelování parametrů vegetace na základě jejích optických vlastností. V dálkovém průzkumu Země má hlavní smysl hlavně inverze RTM. Na úrovni listů je vzhledem ke své jednoduchosti nejvyužívanější model PROSPECT vyvinutý pro simulaci optických vlastností listů. Pro jehlice smrku ztepilého byl model rozšířen na variantu PROSPECT 3.01 S. Možnosti využití pro jiný typ jehličnanů nebyly zatím šířeji zkoumány. Modelování na úrovni korun vyžaduje podrobnější popis porostů. Model pro konkrétní aplikaci je třeba volit s ohledem na dostupnost vstupních parametrů a požadavky simulace.

III.
PŘÍPADOVÉ STUDIE SLEDOVÁNÍ VÝVOJE STAVU SMRKOVÝCH POROSTŮ V ZÁPADNÍCH A STŘEDNÍCH KRUŠNÝCH HORÁCH A JEJICH OKOLÍ V LETECH 1998–2013

18. Půdní geochemická analýza: Přebuz a Kovářská

Tato kapitola se zabývá vyhodnocením geochemických parametrů půdních profilů odebraných v rámci projektu INMON na dvou studovaných územích – Přebuz (západní část Krušných hor) a Kovářská (střední část Krušných hor), podrobný popis těchto lokalit je uveden v kapitole 8. Vlastnosti půdního prostředí přímo ovlivňují zdraví a kondici lesních porostů. Popsání a pochopení geochemických vlastností a procesů v rámci půdního profilu tak přispívá k pochopení vztahů a toků mezi abiotickými (půdní prostředí) a biotickými systémy (lesní porosty). Kopačková a kol. (2015) ve své studii demonstrovala, jak lze vhodně aplikovat metody vícerozměrného statistického modelování při tvorbě konceptuálního modelu těchto dvou systémů. Podobně tedy i v této studii bylo pro popsání a pochopení geochemických podmínek na obou studovaných oblastech vhodně využito vícerozměrné statistické modelování spolu s dalšími geostatistickými metodami.

18.1. Odběr půdních vzorků

Na jedenácti výzkumných plochách projektu INMON (kapitola 8) proběhl v průběhu let 2012–2013 detailní odběr vzorků v rámci půdního profilu. Na každém lesním stanovišti bylo vybráno 5 reprezentativních míst pro sběr půdních vzorků. Materiál byl odebrán ze tří půdních horizontů: horizont 1 (H1) – organický (O), horizont 2 (H2) – organominerální (A+AB), horizont 3 (H3) – půdní horizont B. Celková hloubka minerální půdy byla zvolena cca 40 cm, aby odpovídala hloubce průniku kořenového systému stromů. Při odběru vzorků byla zohledněna následující kritéria:

- Odběry byly vždy vztahovány ke stromům, z nichž byly odebírány vzorky jehlic určených ke stanovení hlavních biochemických charakteristik.
- V těsné blízkosti každého stromu bylo pomocí ruční půdní sondy odebráno 5 půdních profilů.

Odebrané půdní profily byly pak dále rozděleny na výše zmíněné horizonty, přičemž pro každý horizont z pěti odběrů vztahující se k jednomu stromu byl

vytvořen směsný vzorek. Celkový počet půdních vzorků pro jeden diagnostický půdní horizont tedy ve výsledku odpovídá počtu vzorkovaných stromů. Nasbíraný materiál bylo třeba nejdříve usušit na volném vzduchu a poté přesít na frakci menší než 2 mm. Následně byly laboratorně stanoveny půdní parametry uvedené v tabulce 17. Na podkladě analytických dat byly vypočteny další odvozené parametry jako obsah výměnných bazických kationtů, kationtová výměnná kapacita (*Cation Exchange Capacity* – CEC) a bazická saturace (BS), která udává procento nasycení iontově-výměnného komplexu půdy bazickými kationty.

18.2. Statistické metody

Pro vícerozměrné statistické modelování byl použit software SPSS. Vzhledem k tomu, že bylo nutné vyhodnotit poměrně velké množství parametrů, byla aplikována metoda faktorové analýzy. Tato metoda byla aplikována se shodným nastavením uvedeném v publikaci Kopačková a kol. (2015). N-dimenzionální prostor byl ortogonálně rotován (metoda varimax). Tabulky 18 a 20 ukazují počty komponent, které byly použity, a variabilitu, kterou dokázaly vysvětlit. Dále v tabulkách 19 a 21 jsou pak uvedeny matice koeficientů (*„loadings“*) ukazující míru, jakou jednotlivé vstupní parametry přispívají k celkové variabilitě v rámci uvedených komponent. Největší váhu pro vysvětlení celkové míry variability proměnných mají korelující parametry v rámci 1. komponenty, poté korelující parametry 2. komponenty atd. Obecně tedy platí, že s narůstajícím číslem hlavní komponenty klesá podíl na vysvětlení celkové variability a signifikance parametrů, jež variabilitu příslušné hlavní komponenty vysvětlují.

Pro vyhodnocení plošných gradientů byl využit nástroj pro klastrovou analýzu (SW ArcGIS: Grouping Analysis). Tento nástroj hodnotí statistické parametry jako průměr, standardní odchylku, rozptyl a koeficient R^2, pro nějž platí:

$$R^2 = (\mathrm{TSS} - \mathrm{ESS}) / \mathrm{TSS},$$

kde *TSS* – suma druhých mocnin odchylek od celkové průměrné hodnoty dané proměnné, *ESS* – je počítána podobně s tím rozdílem, že odchylky jsou rozděleny do příslušných tříd a je počítán rozdíl mezi odchylkou a průměrnou hodnotou dané třídy.

Půdní parametry vstupující do klastrové analýzy byly vybrány na základě výsledků faktorové analýzy uvedené výše, a to jako proměnné, které navzájem nekorelují a vysvětlují variabilitu v prvních čtyřech komponentách. Pro vyhodnocení variability v rámci horizontu H1 (O) byly vybrány proměnné: pH, BC, Mn, NO_3, DON, Pb, DOC. Pro vyhodnocení variability v rámci horizontu H2 (A+AB) byly vybrány proměnné: pH, BC, Hg, Cu, C_{org}, Ca/Al, CEC, Pb, Fe, jílová frakce (velikost zrna menší než 0,25 mm a zároveň větší než 0,01 mm). Pro vybrané charakteristiky byla dále provedena tzv. hot-spot analýza (SW ArcGIS),

Tab. 17 – Přehled parametrů laboratorně stanovených pro odebrané půdní vzorky (roky 2012–2014)

Půdní profil	Sledovaný parametr	Analytická metoda	Zpracovatel
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	pH ($CaCl_2$)	ČSN ISO 10390	VÚMOP
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	Cox celkový obsah organického uhlíku	ISO 14235	VÚMOP
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	Ntot celkový obsah dusíku	ISO 11261	VÚMOP
H1 (55 vzorků)	DOC rozpuštěný organický uhlík	interní metoda VÚMOP	VÚMOP
H1 (55 vzorků)	DON rozpuštěný organický dusík	interní metoda VÚMOP	VÚMOP
H1 (55 vzorků)	N/NO_3 a N/NH_4 přístupné formy dusíku	ISO 14255	VÚMOP
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	TEA, Al, Fe, Mg, Mn, Ca, Na, K celková výměnná acidita a výměnné kationty	FAAS	ČGS
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	As obsah arzenu	HGAAS	ČGS
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	Hg obsah rtuti	AMA	ČGS
H1 (55 vzorků) H2 (55 vzorků)	Pb, Zn, Cu obsah olova, zinku a mědi	FAAS	ČGS
H3 (50 vzorků)	zrnitost pipetováním: zrnitostní frakce I–IV + fyzikální jíl	ISO 11277	VÚMOP

Pozn.: VÚMOP – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půd, v. v. i., ČGS – Česká geologická služba

která umožňuje v prostoru jednoduše identifikovat statisticky významné nízké a vysoké hodnoty v rámci datového souboru.

18.3. Výsledky

V rámci svrchního horizontu H1 (půdní horizont O) objasňuje největší míru variability (85,4 %) celkem 6 hlavních komponent (tab. 18). Faktorová analýza umožnila identifikovat vazby mezi následujícími proměnnými (tab. 19):

- V rámci 1. hlavní komponenty vysvětlující 24,8 % z celkové variability korelují obsah bazických kationtů (BC), celková výměnná kapacita (CEC), a bazická saturace (BS) spolu s pH a dále pak i prvky Mn a As.
- V rámci 2. hlavní komponenty vysvětlující 16,9 % z celkové variability byly identifikovány vzájemné korelace mezi sloučeninami dusíku (NO_3, NH_4 a DON) a prvkem Pb.

Tab. 18 – Horizont H1 (O): počty komponent, které byly použity ve statistické analýze (faktorová analýza) a jejich procentuální zastoupení na celkové variabilitě datového souboru

Komponenty	Sumy druhých mocnin rotačních koeficientů (*Squared Loadings*)	
	Procentuální podíl z rozptylu (%)	Kumulativní procentuální součet (%)
1	24,884	24,884
2	16,995	41,879
3	12,642	54,520
4	12,228	66,749
5	10,557	77,305
6	8,128	85,433

Tab. 19 – Horizont H1 (O): matice koeficientů („*loadings*") ukazující míru, jakou jednotlivé vstupní parametry přispívají k celkové variabilitě v rámci uvedených komponent.

Proměnné (půdní horizont H1)	Komponenty					
	1	2	3	4	5	6
pH	*0,794*	–0,013	*0,422*	–0,227	0,286	–0,046
BC	0,957	–0,115	0,168	–0,040	0,137	–0,004
Ca/Al	0,258	0,031	*0,934*	0,139	0,060	0,029
CEC	*0,929*	–0,007	0,156	–0,070	0,104	0,115
BC/Al	0,312	0,049	*0,918*	0,135	0,039	0,029
BS	*0,913*	–0,224	0,081	–0,051	0,170	–0,037
NO_3	–0,063	*0,831*	0,268	–0,092	–0,005	–0,016
NH_4	–0,339	*0,804*	–0,038	0,271	0,047	–0,060
Ntot	0,023	0,103	0,099	0,101	0,015	0,765
C_{org}	0,038	0,333	0,034	*0,872*	0,014	0,095
DOC	–0,201	–0,074	*0,420*	*0,768*	–0,149	0,144
DON	–0,277	*0,790*	0,059	0,351	0,030	–0,024
Fe	–0,616	–0,157	–0,117	–0,254	–0,084	0,619
Mn	*0,514*	–0,185	0,098	–0,107	*0,623*	0,038
Hg	*0,452*	0,518	–0,228	0,362	0,101	*0,438*
As	0,158	–0,328	–0,012	–0,634	0,244	*0,442*
Cu	0,364	0,381	–0,118	0,124	*0,713*	0,273
Zn	0,097	–0,076	0,097	–0,155	*0,914*	–0,101
Pb	0,263	*0,700*	–0,295	0,102	–0,166	0,222

Pozn.: statisticky významné korelace jsou vyznačeny kurzívou.

Tab. 20 – Horizont H2 (A+AB) a H3 (B): počty komponent, které byly použity ve statistické analýze (faktorová analýza) a jejich procentuální zastoupení na celkové variabilitě datového souboru

Komponenty	Sumy druhých mocnin rotačních koeficientů (*Squared Loadings*)	
	Procentuální podíl z rozptylu (%)	Kumulativní procentuální součet (%)
1	31,255	31,255
2	25,306	56,561
3	14,527	71,088
4	11,604	82,692

Tab. 21 – Horizont H2 (A+AB) a H3 (B): matice koeficientů („*loadings*") ukazující míru, jakou jednotlivé vstupní parametry přispívají k celkové variabilitě v rámci uvedených komponent

Proměnné (půdní horizont H2)	Komponenty			
	1	2	3	4
pH	*0,480*	*0,548*	–0,444	–0,049
BC	0,375	*0,867*	0,300	0,009
Ca/Al	0,242	*0,928*	0,170	0,049
BC/Al	0,166	*0,936*	0,204	0,062
CEC	0,365	*0,621*	*0,579*	–0,048
BS	*0,456*	*0,816*	0,193	–0,043
Hg	*0,660*	*0,500*	*0,452*	–0,167
As	*0,781*	0,171	0,250	0,075
Cu	*0,738*	*0,476*	0,197	–0,104
Zn	*0,773*	0,322	–0,081	–0,143
Pb	*0,796*	*0,421*	0,254	–0,096
Ntot	0,286	0,261	*0,659*	–0,034
C_{org}	*0,556*	*0,520*	*0,525*	–0,195
Fe	0,166	0,183	0,762	–0,064
Mn	*0,764*	0,322	0,081	–0,055
Zrnitostní analýza (půdní horizont H3)				
Z1 (Zrno < 0,002 mm)	–0,286	0,039	–0,205	*0,825*
Z2 (Zrno < 0,01 mm)	0,113	0,020	0,034	*0,975*
Z3 (Zrno < 0,05 mm)	*0,633*	0,094	0,336	*0,624*
Z4 (Zrno 0,01–0,05 mm)	*0,753*	0,109	0,422	0,024
Z5 (Zrno 0,05–0,25 mm)	*0,535*	0,333	0,338	–0,527
Z6 (Zrno 0,25–2,0 mm)	–0,770	–0,282	–0,445	–0,064

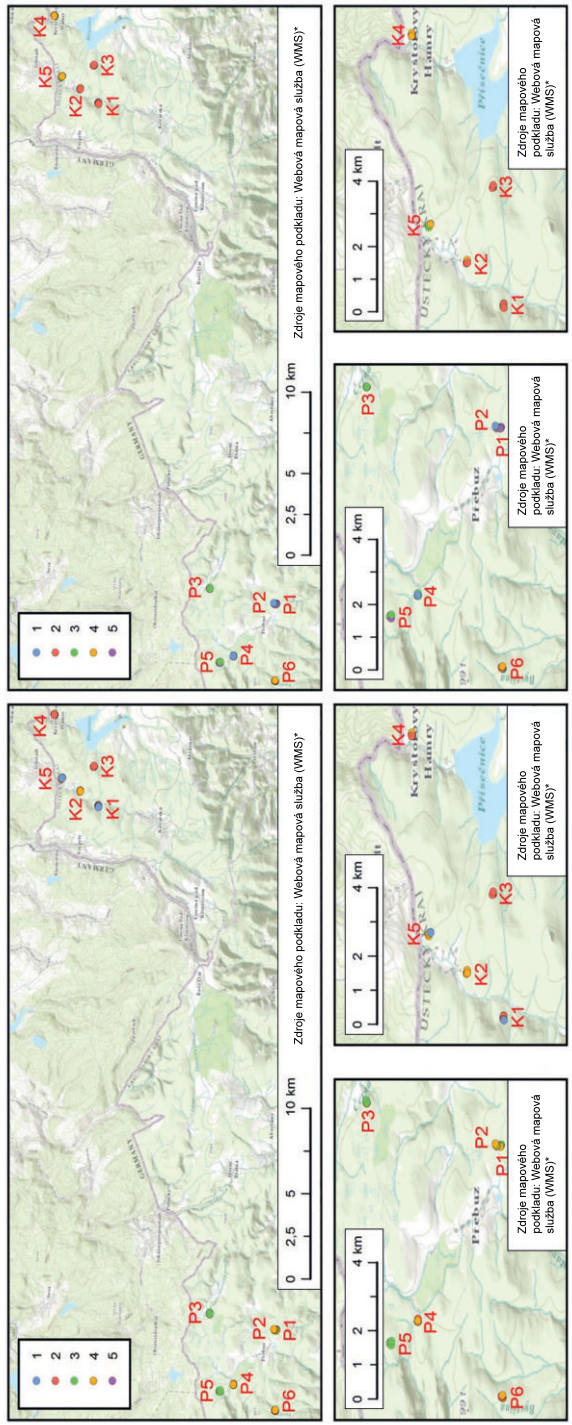
Pozn.: statisticky významné korelace jsou vyznačeny kurzívou.

– V rámci 3. komponenty vysvětlující 12,6 % z celkové variability korelují parametry jako Ca/Al a BC/Al s pH a DOC
– V rámci dalších komponent 4–6 vysvětlující 12,2 % a 10,5 % z celkové variability lze identifikovat vazbu mezi prvky Mn, Cu, Zn a Pb a dále mezi Hg a As.

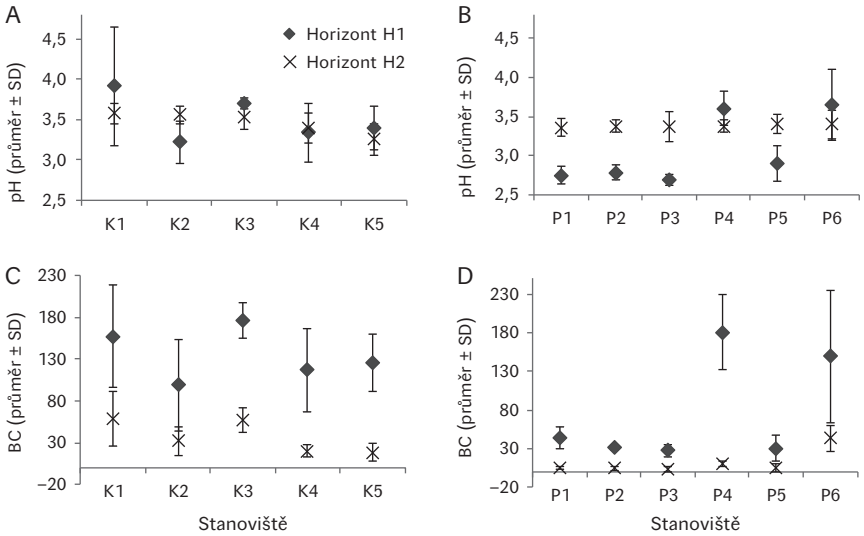
V rámci horizontu H2 (půdní horizont A+AB) objasňují největší míru variability celkem 4 hlavní komponenty (tab. 20), přičemž byly identifikovány vazby mezi následujícími proměnnými (tab. 21):
– V rámci 1. hlavní komponenty korelují prvky Hg, As, Cu, Zn, Mn a Pb spolu s pH, saturací bazických kationtů a organickým uhlíkem, dále do této skupiny vstupuje i jílová frakce odebraná v rámci horizontu 3 (velikost zrna menší než 0.25 mm a zároveň větší než 0.01 mm).
– V rámci druhé hlavní komponenty je potvrzen vztah mezi parametry pH a organickým uhlíkem, obsahy prvků Hg, Cu, Pb a dále vzájemná korelace mezi parametry charakterizující množství kationtů.
– V rámci 3. komponenty byl nalezen vztah mezi celkovou výměnnou kapacitou (CEC), obsahem organického uhlíku (C_{org}) a celkovým obsahem N (N_{tot}) a prvky Hg a Fe.
– Poslední 4. komponenta přiřadila dohromady pouze jemnozrnnou jílovou frakci.

Podobné vztahy mezi pH, obsahem bazických kationtů a některými těžkými kovy (Hg, Cu) spolu s obsahem organické složky je popsán např. v publikaci Borůvka, Vacek, Jehlička (2005), a dále i v rámci studie publikované Kopačkovou a kol. (2015), jež statisticky hodnotí půdy na lokalitách Mezihorská a Studenec a další lesní lokality přilehlé Sokolovské pánve.

Klastrová analýza umožnila rozdělit obě oblasti i jednotlivá stanoviště do pěti základních tříd dle variability hodnot u sledovaných půdních parametrů (obr. 79). Je zřejmé, že se obě oblasti odlišují, v rámci obou oblastí lze však nalézt i vnitřní variabilitu. U horizontu H1 (O) lze předpokládat, že se na variabilitě podílí více vliv depozic, byla identifikována větší vnitřní variabilita spíše v rámci jednotlivých stanovišť (K1, K4, K5, P1, P2 a P6) než jasné oddělení obou oblastí (Kovářská vs. Přebuz). U horizontu H2 (A+AB) lze předpokládat, že se již projevuje na půdních charakteristikách více litologický faktor; podařilo se jednoznačně oddělit obě oblasti lišící se geologickým podložím (kapitola 8). Stanoviště na Přebuzi se zařadila převážně do třídy 1, 3 a 5, přičemž stanoviště na Kovářské byla převážně klasifikována do tříd 2 a 4. Vnitřní variabilita byla nalezena u stanovišť P1, P5 a K5. Naopak, shodnou třídu v případě obou horizontů (horizonty H1, H2) vytváří odběrová stanoviště P3 a P5. Tato stanoviště leží shodně na žulovém podloží (obr. 27, kapitola 8). Naopak stanoviště P6 se svými charakteristikami podobá spíše lokalitě



Obr. 79 – Výsledky klastrové analýzy, která umožnila rozdělit obě oblasti i jednotlivá stanoviště do pěti základních tříd dle variability hodnot u sledovaných půdních parametrů, vybraných na základě výše uvedené faktorové analýzy. Vlevo: horizont H1 (O), vpravo: horizont H2 (A+AB), Přebuz: P1–P6, Kovářská: K1–K6. Zdroje mapového podkladu (použité webové mapové služby): ESRI, DeLorme, NAVTEQ, TomTOM, Intermap, Increment P Corp., GEBCO, USGS, FAO, NPS, NRCAN, GeoBasem IGN, Kadaster NL, Ordnance Survey, ESRI Japan, METI, ESRI China (Hong Kong), swisstopo.

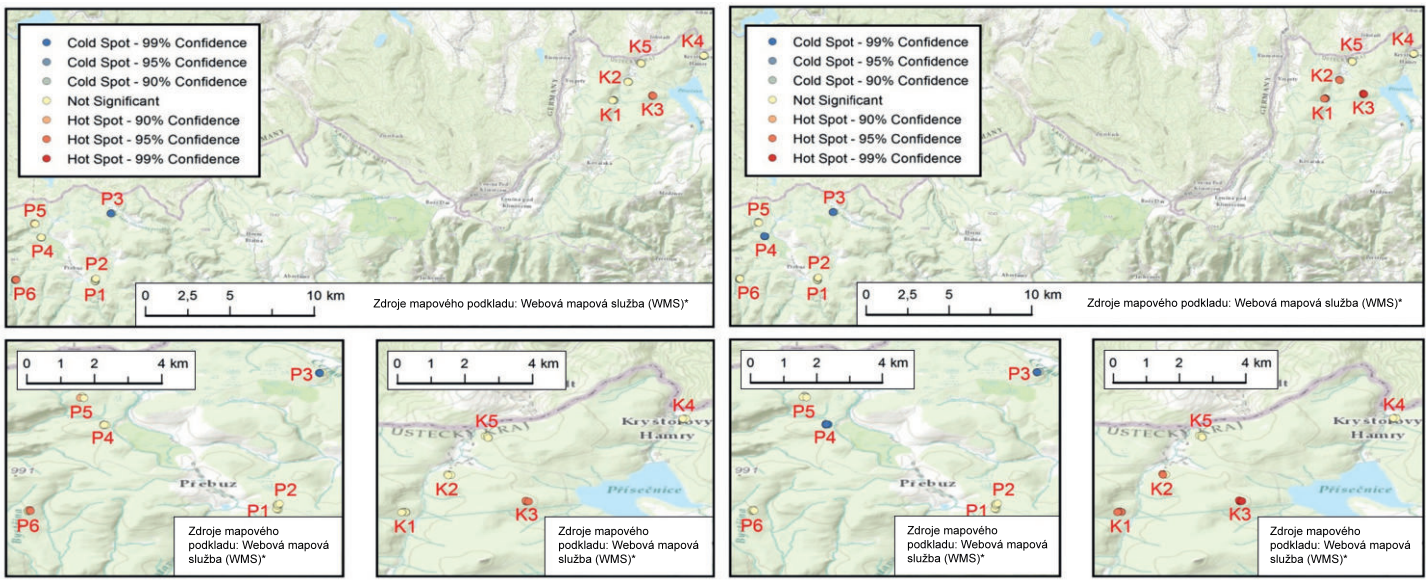


Obr. 80 – Obsah bazických kationtů (BC) a hodnoty pH v rámci horizontů H1 (O) a H2 (A+AB) na stanovištích Kovářská (K1–K5) a Přebuz (P1–P5). SD – směrodatná odchylka.

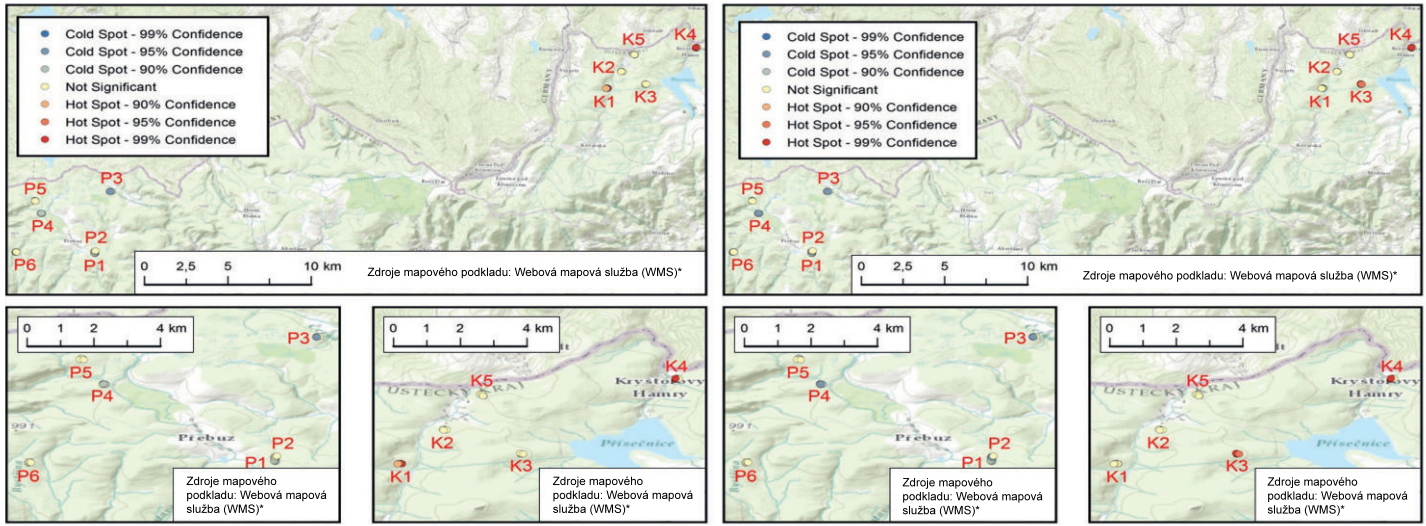
Kovářská. Toto stanoviště leží na metamorfovaných horninách – fylitech, které jsou podobné svým charakterem metamorfovaným horninám lokality Kovářská (svory, pararuly).

Provedené analýzy prokázaly, že Přebuz je lokalita nutričně chudá s nízkým obsahem bazických kationtů (obr. 80). Velmi nízké hodnoty vykazuje hlavně horizont H2 (A+AB). Zároveň však Přebuz vykazuje velmi nízké pH svrchního horizontu H1 (O), přičemž stanoviště P1, P2, P3 a P5 vykazují kritické hodnoty pH pod 3, to je nižší hodnota, než je udávaný medián (pH 3,6) pro humusovou vrstvu v Krušných Horách (Fiala, Reininger, Samek 2005; Šrámek a kol. 2015). Obsahu organického uhlíku horizont H1 (O) na obou stanovištích nevykazuje statisticky významnou variabilitu (obr. 81), avšak u horizontu H2 (A+AB) Přebuz vykazuje statisticky prokazatelné nízké hodnoty v porovnání se stanovišti na Kovářské. Chemie studovaných půd na Přebuzi odráží složení matečné horniny, v tomto případě žul. Tyto horniny jsou charakteristické vznikem kyselých půd chudých na bazické kationty (Kopačková a kol. 2014, Šrámek a kol. 2015). Podíváme-li se na vnitřní variabilitu v rámci půdního horizontu H1 (O), stanoviště P4 a P6 vykazují odlišné vlastnosti od ostatních lokalit na Přebuzi, jsou řazeny do třídy 4, přičemž stanoviště P3 a P5 jsou řazeny do třídy 3, P1 a P2 pak tvoří heterogenní skupinu spadající do tříd 3 a 4.

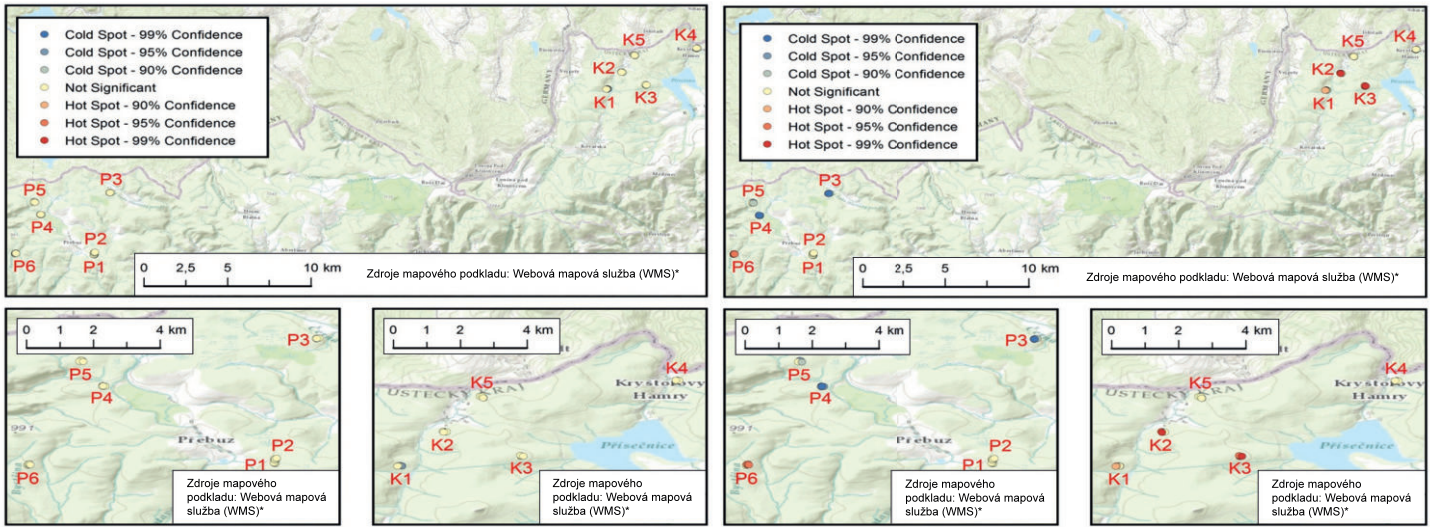
Kovářská vykazuje celkově menší variabilitu mezi vlastními stanovišti, vyšší nutriční parametry a vyšší pH, všechny stanoviště vykazují pH > 3 v rámci obou hodnocených půdních profilů. Avšak Kovářská v porovnání s Přebuzí vykazuje



Obr. 81 – Hot-spot analýza pro organický uhlík v půdě (C_{org}), vlevo půdní horizont H1 (O), vpravo půdní horizont H2 (A+AB). Přebuz: P1–P6, Kovářská: K1–K6. Zdroje mapového podkladu (použité webové mapové služby): ESRI, DeLorme, NAVTEQ, TomTOM, Intermap, Increment P Corp., GEBCO, USGS, FAO, NPS, NRCAN, GeoBasem IGN, Kadaster NL, Ordnance Survey, ESRI Japan, METI, ESRI China (Hong Kong), swisstopo.



Obr. 82 – Hot-spot analýza Hg, vlevo půdní horizont H1 (O), vpravo půdní horizont H2 (A+AB). Přebuz: P1–P6, Kovářská: K1–K6. Cold/Hot Spot – místa s nízkým /vysokým gradientem Hg, % Confidence uvádí hladinu spolehlivosti. Zdroje mapového podkladu (použité webové mapové služby): ESRI, DeLorme, NAVTEQ, TomTOM, Intermap, Increment P Corp., GEBCO, USGS, FAO, NPS, NRCAN, GeoBasem IGN, Kadaster NL, Ordnance Survey, ESRI Japan, METI, ESRI China (Hong Kong), swisstopo.



Obr. 83 – Hot-spot analýza As, vlevo půdní horizont H1 (O), vpravo půdní horizont H2 (A+AB). Přebuz: P1–P6, Kovářská: K1–K6. Cold/Hot Spot – místa s nízkým/vysokým gradientem As, % Confidence uvádí hladinu spolehlivosti. Zdroje mapového podkladu (použité webové mapové služby): ESRI, DeLorme, NAVTEQ, TomTOM, Intermap, Increment P Corp., GEBCO, USGS, FAO, NPS, NRCAN, GeoBasem IGN, Kadaster NL, Ordnance Survey, ESRI Japan, METI, ESRI China (Hong Kong), swisstopo.

buďto v jednom či u obou půdních horizontů vyšší gradienty vybraných těžkých kovů jako je Hg (K1, K2 a K3) a As (K1, K3, K4) (obr. 82 a 83).

18.4. Závěr

Metodami vícerozměrné statistiky v kombinaci s geostatistickou analýzou byly vyhodnoceny půdní parametry v rámci půdních horizontů (H1: O, H2: A+AB a H3: B) v oblastech Přebuz a Kovářská. Klastrová analýza umožnila rozdělit obě oblasti i jednotlivá stanoviště do pěti základních skupin dle variability hodnot u sledovaných půdních parametrů. Obě oblasti se odlišují, v rámci obou však lze nalézt i vnitřní variabilitu. U horizontu H1 (O) lze předpokládat, že se na variabilitě podílí více vliv depozic, byla identifikována větší vnitřní variabilita spíše v rámci jednotlivých stanovišť (K1, K4, K5, P1, P2 a P6) než jasné oddělení obou oblastí (Kovářská vs. Přebuz). U horizontu H2 (A+AB) lze předpokládat, že se již projevuje na půdních charakteristikách více litologický faktor; podařilo se jednoznačně oddělit od sebe obě oblasti lišící se geologickým podložím.

Celkový obsah bazických kationtů potvrdil, že Přebuz je lokalita nutričně chudá. Velmi nízké hodnoty obsahu bazických kationtů byly detekovány hlavně v horizontu H2 (A+AB). Přebuz zároveň vykazuje velmi nízké pH svrchního horizontu H1 (O). Chemie studovaných půd na Přebuzi odráží složení matečné horniny, v tomto případě žul. Tyto horniny jsou charakteristické vznikem kyselých půd chudých na bazické kationty.

19. Srovnání fyziologického stavu smrkových porostů v letech 1998 a 2013, makroskopické a biochemické indikátory

Hlavním cílem studie, která je obsahem této kapitoly, bylo srovnání fyziologického stavu smrkových porostů ve dvou lokalitách Krušných hor: v lokalitě Přebuz v západních a lokalitě Kovářská ve středních Krušných horách. Díky gradientu ve vzdušném znečištění od západu na východ byl v roce 1998 patrný i gradient v poškození porostů. Vyhodnocení fyziologického stavu reprezentativních ploch proběhlo v letech 1998 a 2013, vždy jako podpůrná pozemní kampaň k leteckým hyperspektrálním datům. Cílem studie bylo vyhodnotit, jak se změnil fyziologický stav porostů od roku 1998 a posoudit, zda došlo k regeneraci porostů v závislosti na dramatickém snížení imisí SO_2 a oxidů dusíku. Srovnání proběhlo na základě makroskopických markerů poškození koruny a nespecifických biochemických indikátorů stresu na dvou lokalitách s odlišnou imisní historií. Dále bylo provedeno vyhodnocení vlivu půdních parametrů na regeneraci koruny a fyziologický stav vyjádřený pomocí nespecifických indikátorů stresu.

19.1. Zájmové lokality

Pro tuto studii bylo vybráno celkem 25 stanovišť hodnocených v roce 1998, z toho 16 v západním Krušnohoří v lokalitě Přebuz a 9 ve středním Krušnohoří v lokalitě Kovářská. Tento výběr stanovišť postihoval gradient imisní zátěže od západu Krušných hor s nejnižší imisní zátěží v Krušných horách směrem k vysoce imisně zatížené oblasti centrálního Krušnohoří a s tím související škály poškození smrkových porostů, které se v 90. letech nacházelo podél gradientu imisní zátěže (Soukupová a kol. 2000 a kapitoly 4 a 8). V roce 2013 proběhlo obdobné hodnocení fyziologického stavu porostů na 11 stanovištích, z toho 6 se nacházelo v západním Krušnohoří a 5 ve středním Krušnohoří. Lokalizace stanovišť použitých pro tuto studii je uvedena v kapitole 8 (obr. 27). V téže kapitole je uvedena geologická a pedologická charakteristika stanovišť (tab. 2 a 3) a podrobný popis kritérií výběru sledovaných ploch. Podstatným kritériem pro výběr stanovišť pro tuto studii byl věk porostů: jak v roce 1998, tak v roce 2013 byly do studie zahrnuty pouze porosty starší 50 let.

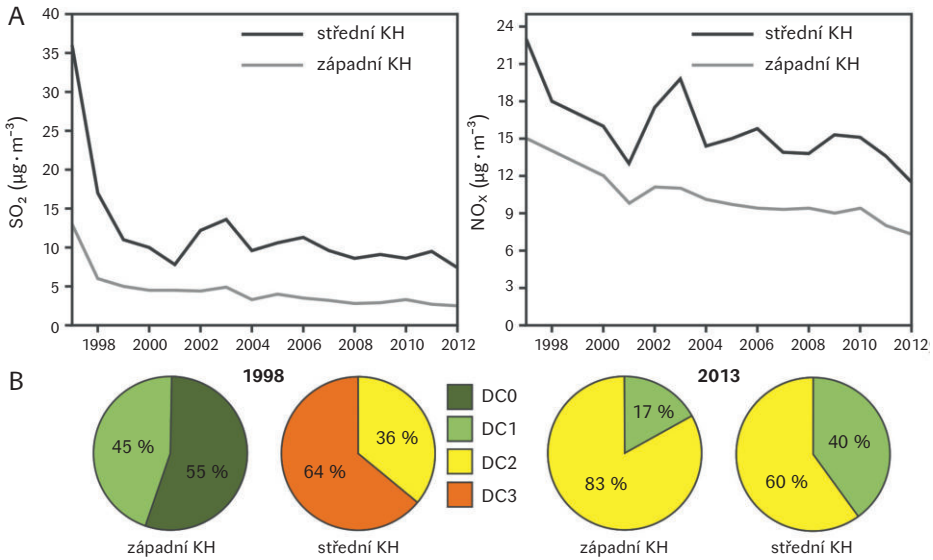
19.2. Makroskopické a biochemické indikátory fyziologického stavu stromů

V roce 1998 byl stav korun určený pomocí makroskopických indikátorů dle tehdejší evropské metodiky s použitím barevné infračervené fotografie (Hildebrandt, Gross 1992), podrobný popis je uveden v kapitole 8. Do porovnání stavu korun mezi roky 1998 a 2013 byly zařazeny následující parametry: stupeň poškození stromu (odvozený od celkové defoliace – tab. 5, kapitola 8) a přítomnost žloutnutí. Makroskopické hodnocení stavu korun na stanovištích v roce 2013 bylo provedeno podle metodiky v kapitole 10. Pro srovnání stavu s rokem 1998 byly využity tytéž parametry (stupeň poškození stromu a žloutnutí). Další soubor makroskopických parametrů byl využit pro vyhodnocení aktuálního stavu korun v roce 2013 v závislosti na chemismu půdy. V tomto případě byly hodnoceny následující makroskopické parametry: tvar juvenilní části koruny, typ vrcholu, celková defoliace, defoliace primární struktury, podíl sekundárních výhonů, poškození kmene a stresová kategorie.

V roce 1998 i 2013 bylo vybráno na každé výzkumné ploše 5 reprezentativních stromů, na kterých byl proveden odběr jehlic pro biochemické analýzy. V obou letech byl hodnocen obsah fotosyntetických pigmentů, jejich poměry a obsah vody. Podrobná metodika odběru jehlic, stanovení těchto parametrů a jejich význam jako nespecifických indikátorů stresu je vysvětlena v kapitole 12. V roce 1998 nebyly provedeny prvkové analýzy jehlic. Na vybraných pěti stanovištích, jejichž vývoj fyziologického stavu od roku 1998 do roku 2002 je popsán v kapitole 20, byly v roce 2003 provedeny analýzy základních živin ve směsných vzorcích 1.–3. ročníků jehlic: N, Ca, Mg, K a Al. V roce 2013 byly provedeny rozsáhlejší prvkové analýzy vždy na 1. ročnících jehlic. Proto bude srovnání živinového obsahu mezi roky 2003 a 2013 spíše orientační. Prvková analýza byla provedena v laboratořích České geologické služby: obsahy Ca, K, Mg a Al byly stanoveny atomovou absorpční spektrometrií (AAS, Perkin-Elmer AAnalyst 100). Obsah P v jehlicích z roku 2013 byl po rozkladu HNO_3 a $HClO_4$ stanoven fotometricky (Skalar), celkový obsah dusíku byl stanoven po rozkladu dle Kjeldahla též fotometricky (Skalar) – obojí v laboratořích Výzkumného ústavu meliorací a ochrany půdy v. v. i.

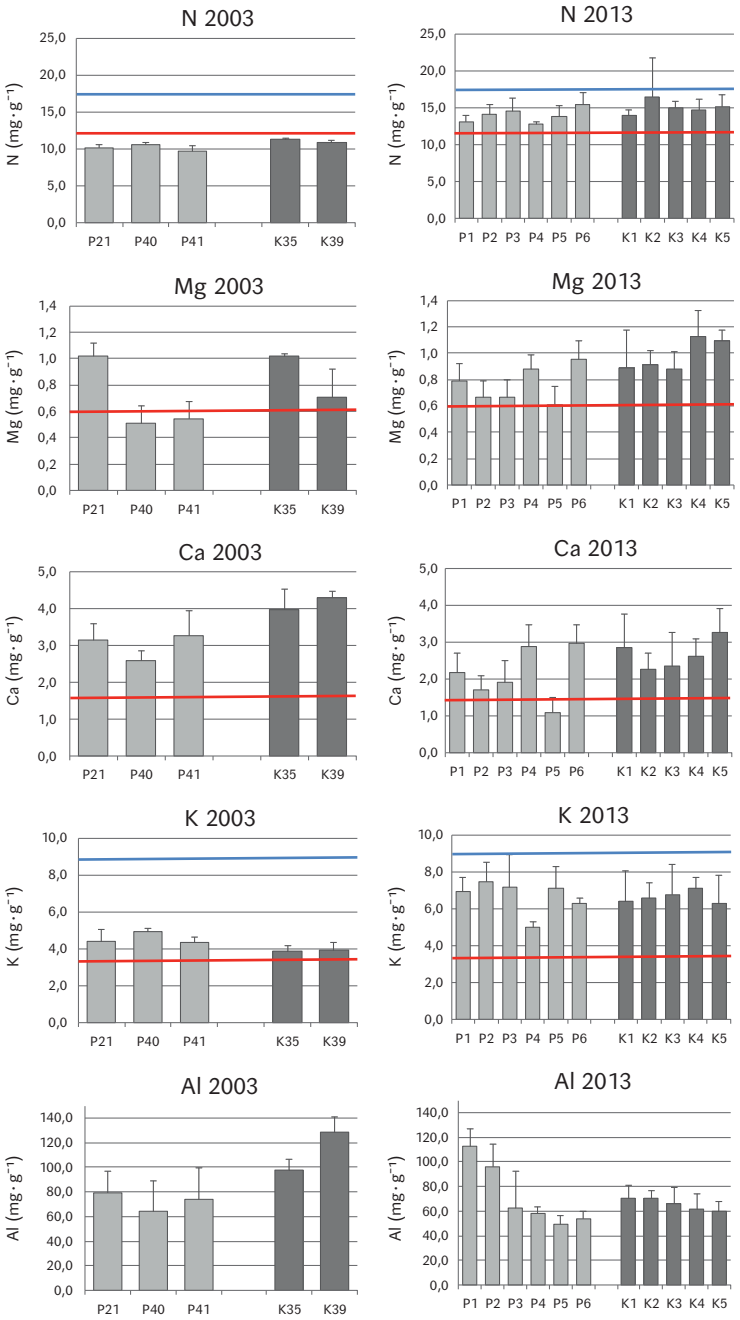
19.3. Imisní zátěž lokalit a makroskopický stav korun v letech 1998 a 2013

Smrková stanoviště použitá pro vyhodnocení pozemní kampaně v roce 1998 byla rozdělená podle stupňů poškození: stanoviště zdravá a v počátečním stadiu poškození (DC0 a DC1) se vyskytovala pouze v západním Krušnohoří na lokalitě Přebuz, zatímco stanoviště ve středním Krušnohoří na lokalitě Kovářská byla všechna středně až vážně poškozená (DC2 a DC3). Žádné ze studovaných



Obr. 84 – Vývoj imisí SO_2 a NOx ve středních a západních Krušných horách v období 1998–2012 (A) a relativní zastoupení dílčích tříd poškození smrkových stanovišť (DC0 – zdravý porost až DC4 – mrtvý porost) na souboru sledovaných stanovišť v lokalitách Přebuz a Kovářská v roce 1998 a 2013 (B). Zdroj: ČHMÚ 2015.

stanovišť nesplňovalo parametry nejsilnějšího poškození („mrtvý porost" podle tab. 5 v kapitole 8). Obrázek 84B dokumentuje podíl stanovišť s daným stupněm poškození v západních a středních Krušných horách v letech 1997 a 2013. Na obrázku 84A je postupný vývoj imisí SO_2 a NO_x v západních a středních Krušných horách v intervalu 1998–2012. Zejména u imisní zátěže SO_2 je patrný strmý pokles mezi roky 1997 a 1998, zatímco imise NO_x klesaly v daném období pozvolně. Rozdíl v imisní zátěži byl nejvýraznější v případě SO_2 v roce 1997, i když do určité míry zůstává gradient v imisích obou polutantů zachován po celou dobu sledování. I přes výrazné zlepšení kvality ovzduší v celé oblasti Krušných hor zůstává mírný imisní gradient zachován pravděpodobně díky převládajícímu směru větrů od západu na východ. Srovnání strmého gradientu imisní zátěže mezi středními a západními Krušnými horami se projevilo i v zastoupení tříd stupňů poškození na sledovaných lokalitách. V roce 2013 došlo k vyrovnání stupně poškození mezi oběma lokalitami – jak v západních, tak ve středních Krušných horách v roce 2013 převažovala stanoviště se středním stupněm poškození (DC2). Zatímco v západních Krušných horách můžeme pozorovat v tomto makroskopickém parametru zhoršení: mezi studovanými stanovišti nebylo zastoupené žádné se stupněm poškození 0; naopak ve středních Krušných horách došlo k regeneraci porostů silně poškozených.



Obr. 85 – Obsahy živin a hliníku v jehlicích stromů na vybraných stanovištích v západních a středních Krušných horách v roce 2003 a 2013.

19.4. Prvková analýza jehlic: roky 2003 a 2013

V roce 2003 byly provedeny na směsných vzorcích jehlic analýzy obsahu vybraných živin a hliníku za účelem zjištění prvkových deficiencí. Stejné parametry byly stanoveny i u prvních ročníků jehlic v roce 2013 a stav byl porovnán mezi západním a středním Krušnohořím s použitím dat ze všech stanovišť (tab. 22). Obrázek 85 dokumentuje obsahy prvků na jednotlivých sledovaných stanovištích v roce 2003 a 2013. Obsahy draslíku a dusíku nevykazovaly průkazné rozdíly mezi lokalitami, avšak za 10 let došlo k výraznému zvýšení obsahu obou prvků v jehlicích. V roce 2003 byl obsah dusíku v jehlicích na obou lokalitách vyhodnocen jako nízký (Fabiánek a kol. 2004), zatímco v roce 2013 již lze mluvit o středním, tedy optimálním obsahu dusíku v jehlicích. Obsah Mg v jehlicích vykazoval průkazné rozdíly mezi lokalitami nezávisle na roce sledování. Stanoviště ze západního Krušnohoří vykazovaly nižší obsahy Mg než stanoviště ze středních Krušných hor. Navíc v západním Krušnohoří je i v roce 2013 vidět vyšší variabilita mezi stanovišti než ve středním Krušnohoří a hodnoty se zde pohybují u některých stanovišť na pomezí nízkých a středních (Fabiánek a kol. 2004). Obsah vápníku v jehlicích se lišil jak mezi lokalitami, tak mezi sledovanými roky. Na obou lokalitách od roku 2003 do roku 2013 obsah vápníku v jehlicích poklesl, s výjimkou jednoho stanoviště v západních Krušných horách však neklesl pod hranici značící nízké hodnoty (Fabiánek a kol. 2004). Hodnotíme-li průměrný obsah vápníku v jehlicích přes všechna stanoviště, pak mají stromy ze západních Krušných hor v obou sledovaných letech méně vápníku než stromy ze středních Krušných hor. Podle referenčních údajů z manuálu *ICP Forest* byly v roce 2013 obsahy N na všech studovaných stanovištích v optimálním rozmezí (tab. 22; N: 10,39–16,68 $mg \cdot g^{-1}$ suché hmotnosti – s. h.; ICP 2010). Obsahy P, Ca a Mg byly v roce 2013 vždy nižší u stromů ze západních Krušných hor, ale ve většině případů šlo opět o optimální hodnoty (tab. 22; P: 1,01–2,10 $mg \cdot g^{-1}$ s. h.; Ca: 1,83–7,01 $mg \cdot g^{-1}$ s. h. a Mg: 0,66–1,56 $mg \cdot g^{-1}$ s. h. ICP (2010).

Obsah hliníku v jehlicích byl sledován, protože Al je neesenciální prvek, který bývá dřevinami přijímán zejména v situacích s nižším pH v půdě (Collignon, Boudot, Turpault 2012) a inhibuje příjem esenciálních kationtů (Ca, Mg) kořeny (Godbold, Fritz, Hüttermann 1988). Průměrný obsah Al v jehlicích ze západního Krušnohoří zůstával v obou letech stejný, i když v roce 2013 byla vyšší variabilita mezi stanovišti. Naopak ve středním Krušnohoří obsah hliníku

---

Obr. 85: Uvedeny jsou průměry, úsečka nad sloupcem odpovídá směrodatné odchylce. V roce 2003 byl obsah prvků stanoven pro směsné vzorky 1.–3. ročníků jehlic, v roce 2013 vždy pro 1. ročník jehlic. Červená linie odpovídá hranici mezi nízkým a středním obsahem prvku v jehlicích, modrá linie odpovídá hranici mezi středním a vysokým obsahem prvku v jehlicích podle referenčních hodnot pro smrk ztepilý uvedených v publikaci Fabiánek a kol. (2004).

Tab. 22 – Obsahy živin, hliníku a poměrů živin v jehlicích stromů na vybraných stanovištích v západních a středních Krušných horách v roce 2003 a 2013

	2003				2013				Dvouvýběrová ANOVA		
	Západní KH (Přebuz)		Střední KH (Kovářská)		Západní KH (Přebuz)		Střední KH (Kovářská)		Lok.	rok	Lok. × rok
	průměr	směr. odchylka	průměr	směr. odchylka	průměr	směr. odchylka	průměr	směr. odchylka			
N ($g \cdot kg^{-1}$)	10,0	0,6	11,1	0,3	14,0	1,5	15,0	2,5	n. s.	**	n. s.
P ($g \cdot kg^{-1}$)	NA		NA		1,4	0,3	1,7	0,3	**	×	×
K ($g \cdot kg^{-1}$)	4,5	0,4	3,9	0,3	6,7	1,2	6,6	1,2	n. s.	**	n. s.
Ca ($g \cdot kg^{-1}$)	3,0	0,5	4,2	0,4	2,1	0,8	2,7	0,7	**	**	n. s.
Mg ($g \cdot kg^{-1}$)	0,7	0,3	0,8	0,2	0,8	0,2	1,0	0,2	**	n. s.	n. s.
Al ($mg \cdot kg^{-1}$)	72,9	20,2	116,0	19,7	72,1	28,1	65,9	10,4	*	**	**
N/K	2,2	0,2	2,9	0,2	2,1	0,4	2,3	0,6	**	*	n. s.
N/Ca	3,4	0,7	2,7	0,3	7,9	3,5	6,2	2,6	n. s.	**	n. s.
N/Mg	16,9	5, 9	14,5	5,1	19,5	4,7	16,0	4,4	n. s.	n. s.	n. s.

Pozn.: V roce 2003 byl obsah prvků stanoven pro směsné vzorky 1.–3. ročníků jehlic, v roce 2013 vždy pro 1. ročník jehlic. Statisticky průkazné rozdíly * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; n. s. neprůkazný rozdíl. Rozmezí poměrů živin, které odpovídají vyváženému stavu (podle Hüttl 1991): poměr N/K 1–3, poměr N/Ca 2–7, poměr N/Mg 8–14; NA data nedostupná.

Tab. 23 – Porovnání obsahu vybraných mikroprvků a neesenciálních prvků v jehlicích mezi západními a středními Krušnými Horami v roce 2013

	Západní Krušné hory (Přebuz)		Střední Krušné hory (Kovářská)		Dvouvýběrový t-test	n
	průměr	směrodatná odchylka	průměr	směrodatná odchylka		
Cu	3,9	5,820	3,93	0,839	n. s.	30/25
Zn	27,4	7,073	33,96	5,820	**	30/25
As	1,0	0,873	0,23	0,106	**	21/14
Cd	3,8	4,925	ND		—	8/0
Hg	0,02	0,006	0,02	0,004	n. s.	30/25
Pb	47,0	34,554	ND		—	4/0

Pozn.: Vybrané mikroprvky (Cu, Zn), neesenciální a toxické prvky (As–Pb). Výsledky dvouvýběrového t-testu, * $p < 0,05$, ** $p < 0,01$; n. s. neprůkazný rozdíl. ND prvek nebyl v jehlicích detekován; ve sloupci *n* je uveden vždy počet vzorků, u kterých byl daný prvek detekován pro západní a střední Krušné hory z celkového počtu vzorků (30/25).

v jehlicích poklesl skoro na polovinu, což může být průvodním znakem regenerace porostů ve středních Krušných horách.

Poměr mezi obsahem dusíku a dalších esenciálních prvků v listoví vypovídá o vyváženosti živin. V roce 2013 se poměry N/P, N/K, N/Ca v jehlicích na obou lokalitách pohybovaly v rozmezí vyvážených hodnot (Hüttl 1991 podle Stefan, Herman 1996). Poměr N/Ca byl v západních Krušných horách mírně posunutý k vyšším hodnotám, což vyplývá z nižších obsahů vápníku na některých stanovištích. Poměry N/Ca a N/Mg byly vždy vyšší v západních Krušných horách díky nižším obsahům všech sledovaných kationtů. O mírné nevyváženosti v příjmu živin vypovídá po celé studované období poměr N/Mg (vyšší než 14).

V roce 2013 byla provedena komplexní prvková analýza listoví pro jehlice 1. ročníku (z větve střední produkční části koruny). Obsahy kovových mikroprvků (Cu, Zn) a dále obsahy neesenciálních prvků, které v určitých formách či koncentracích působí jako toxické (Hg, As, Cd, Pb) v listoví byly porovnány mezi lokalitami s rozdílnou dlouhodobou imisní zátěží (tab. 23). Obecně obsahy všech prvků v jehlicích vykazovaly vyšší variabilitu na lokalitě Přebuz oproti lokalitě Kovářská. Průkazné rozdíly mezi lokalitami byly shledány u obsahu Zn (vyšší obsahy ve středních KH) a u obsahu As (vyšší obsahy v západních KH). Těžké kovy Cd a Pb byly v jehlicích detekovány ojediněle, a to výhradně na lokalitě Přebuz v západních Krušných horách (stanoviště P1 a P2).

19.5. Nespecifické biochemické indikátory stresu 1998 a 2013

Pro porovnání fyziologického stavu jehlic mezi roky 1998 a 2013 byly použity nespecifické indikátory stresu: celkový obsah chlorofylu *a+b* a poměry fotosyntetických pigmentů vzájemný poměr chlorofylu *a* a chlorofylu *b* (Ca:Cb) a podíl celkového obsahu karotenoidů k celkovému obsahu chlorofylů (Car:Cab). Hodnota obou poměrů pigmentů se při vyšší stresové zátěži zvyšuje (kapitola 12, Siefermann-Harms, 1994). Statistická analýza byla provedena zvlášť pro tři nejmladší ročníky jehlic (tab. 24). Samotný obsah fotosyntetických pigmentů v jehlicích se průkazně nelišil mezi západními a středními Krušnými horami ani mezi roky 1998 a 2013. V roce 1998 byly odebírány jehlice ze stromů s různým stupněm poškození (DC 0, 1, 2, 3), který však byl určen na základě defoliace (Campbell a kol. 2004, kapitola 8). I stromy s vysokým stupněm defoliace však vykazovaly relativně vysoké obsahy chlorofylu *a+b* (srovnání hodnot v tabulce 24 zde a v tabulce 12 v kapitole 12; Siefermann-Harms 1994, Schlerf a kol. 2010). Tato situace platila pro všechny tři nejmladší ročníky jehlic. Naopak poměry fotosyntetických pigmentů – Ca:Cb a Car:Cab se ukázaly jako citlivější indikátory rozdílů ve fyziologickém stavu stromů mezi dvěma studovanými lokalitami v Krušných horách. Vyšší poměr Ca:Cb indikoval vyšší stresovou zátěž ve středních Krušných horách ve srovnání se západními Krušnými horami v roce 1998, která pravděpodobně souvisela s výrazně vyššími imisemi SO_2 právě ve středním Krušnohoří. V roce 2013 byla situace opačná: vyšší poměr Ca:Cb byl zjištěn na západokrušnohorské lokalitě Přebuz. Příčinou současné stresové zátěže v západních Krušných horách může být nízké pH zejména v organickém půdním horizontu (kapitola 18) a vyšší obsahy dostupného hliníku oproti situaci ve středním Krušnohoří. Pro oba poměry fotosyntetických pigmentů byl průkazný efekt interakce mezi faktory lokalita (západní/střední Krušné hory) a rok (1998/2013). Tato interakce potvrzuje, že změna v těchto nespecifických indikátorech stresu (fyziologickém stavu stromů) mezi jednotlivými roky byla odlišná pro západní a střední Krušné hory. Výsledky zjištěné pomocí Ca:Cb a Car:Cab jsou v souladu s vývojem, který byl popsán na základě makroskopických pozorování – stupně poškození stromů (obr. 84B): vyrovnání ostrého gradientu ve fyziologickém stavu mezi oběma lokalitami, které je dáno zejména regenerací ve středním Krušnohoří a mírným zhoršením na západě.

19.6. Poškození korun, nespecifické indikátory stresu a půdní parametry: vícerozměrná analýza v programu CANOCO

Poškození korun, obsah látek, které sloužily jako nespecifické indikátory stresu a vybrané půdní charakteristiky pro dvě lokality v Krušných horách v roce 1998 a 2013 byly hodnoceny vícerozměrnou analýzou (Šmilauer, Lepš 2014) pomocí Canoco 5 (Ter Braak, Šmilauer 2012). Vzhledem k charakteru dat byla ve všech

Tab. 24 – Nespecifické indikátory stresu (obsahy fotosyntetických pigmentů, jejich poměry, obsah vody) pro jehlice prvních tří ročníků stromů v západních a středních Krušných horách v letech 1998 a 2013

Parametr jehlic	ročník jehlic	1998				2013				Dvouvýběrová ANOVA		
		Západní Krušné hory (Přebuz)		Střední Krušné hory (Kovářská)		Západní Krušné hory (Přebuz)		Střední Krušné hory (Kovářská)		lokalita	rok	interakce
		průměr	sm. odch.	průměr	sm. odch.	průměr	sm. odch.	průměr	sm. odch.			
Chlorofyl a ($mg \cdot g^{-1}$ s. h.)	1	2,19	0,520	1,95	0,391	1,94	0,351	2,30	0,272	n. s.	n. s.	**
	2	2,65	0,534	2,65	0,516	2,51	0,318	2,78	0,347	n. s.	n. s.	n. s.
	3	2,83	0,614	2,56	0,471	2,79	0,346	2,85	0,439	n. s.	n. s.	n. s.
Chlorofyl b ($mg \cdot g^{-1}$ s. h.)	1	0,78	0,195	0,64	0,138	0,69	0,138	0,83	0,116	n. s.	n. s.	**
	2	0,92	0,200	0,88	0,175	0,88	0,130	0,98	0,133	n. s.	n. s.	*
	3	1,00	0,232	0,88	0,179	0,98	0,138	1,1	0,168	n. s.	n. s.	*
Chlorofyl a+b ($mg \cdot g^{-1}$ s. h.)	1	2,97	0,713	2,59	0,527	2,63	0,483	12,16	0,379	n. s.	n. s.	**
	2	3,57	0,733	3,54	0,688	3,39	0,443	3,76	0,474	n. s.	n. s.	n. s.
	3	3,83	0,845	3,44	0,648	3,77	0,481	3,86	0,606	n. s.	n. s.	n. s.
Celkové karotenoidy ($mg \cdot g^{-1}$ s. h.)	1	0,36	0,082	0,33	0,058	0,36	0,058	0,39	0,042	n. s.	*	**
	2	0,45	0,086	0,47	0,088	0,43	0,046	0,47	0,049	*	n. s.	n. s.
	3	0,51	0,104	0,49	0,084	0,49	0,063	0,50	0,067	n. s.	n. s.	n. s.
Poměr Chl a / Chl b	1	2,807	0,1198	3,024	0,1498	2,818	0,1652	2,795	0,2240	**	**	**
	2	2,873	0,1238	3,004	0,1261	2,881	0,1455	2,839	0,1187	*	**	**
	3	2,830	0,1129	2,911	0,1350	2,864	0,1218	2,836	0,1174	n. s.	n. s.	**
Poměr Car / Cab	1	0,123	0,0094	0,128	0,0099	0,136	0,0080	0,125	0,0067	n. s.	**	**
	2	0,128	0,0104	0,132	0,0087	0,127	0,0070	0,125	0,0052	n. s.	*	*
	3	0,134	0,0097	0,142	0,0090	0,129	0,0093	0,129	0,0061	**	**	*
Obsah vody (%)	1	62,5	2,96	62,3	1,87	60,6	1,45	61,0	1,488	n. s.	**	n. s.
	2	60,8	3,5	59,9	2,39	57,1	1,34	58,0	1,829	n. s.	**	*
	3	58,8	3,40	56,9	3,41	54,8	1,42	55,8	1,971	n. s.	**	**
n		70		33		30		24				

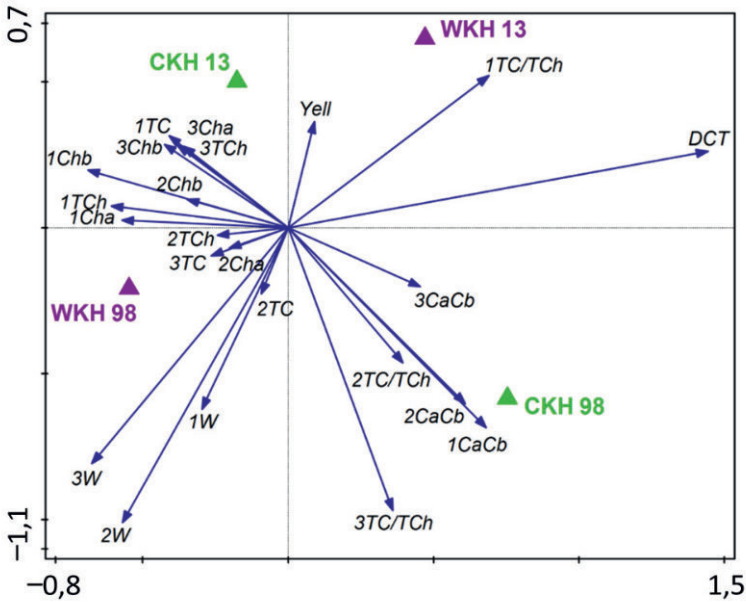
Pozn.: Rozdíly mezi lokalitami a roky byly testovány pomocí dvouvýběrové analýzy rozptylu (ANOVA). Jsou uvedeny průměry a směrodatné odchylky pro lokality, Statisticky průkazné rozdíly: * $p < 0,05$; ** $p < 0,01$; n. s. neprůkazný rozdíl. *n* udává počet vzorků pro daný ročník jehlic na dané lokalitě.

případech použita lineární metoda redundanční analýza (RDA). Nejprve byly otestovány vztahy mezi parametry jehlic a parametry poškození korun, jako vysvětlující proměnné byla použita příslušnost k dané lokalitě (západní – střední Krušné Hory) a rok (1998 a 2013) a interakce těchto dvou proměnných. Dílčí analýzy poskytly informaci o podílu variability v datech, která byla dána konkrétními vysvětlujícími proměnnými (vliv ostatních proměnných byl odstraněn tím, že byly použity jako kovariáty).

Efekt lokality byl testován nejprve RDA analýzou, kdy rok byl použit jako kovariáta. Změna v čase bez ohledu na příslušnost k lokalitě byla testována s použitím roku (1998 a 2013) jako vysvětlující proměnné v další RDA. Dále byly testovány interakce mezi rokem a lokalitou. Pro interakce byla testována nulová hypotéza, že časová změna v datech (poškození korun, nespecifické indikátory stresu) je nezávislá na lokalitě. Statistická významnost byla hodnocena pomocí *Monte Carlo* permutačních testů. Obdobným způsobem byly testovány rozdíly v půdních charakteristikách mezi studovanými lokalitami v roce 2013. Dále byl testován vliv půdních podmínek na parametry jehlic a poškození korun. Testované půdní parametry byly vybrány na základě postupného výběru. Ve všech analýzách bylo použito centrování a standardizace vysvětlovaných proměnných.

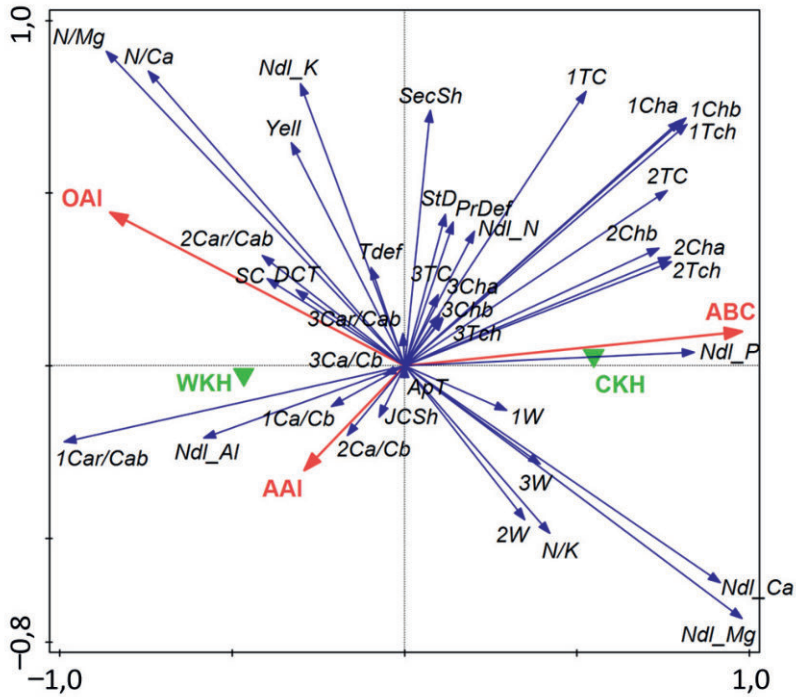
Variabilita v parametrech jehlic (nespecifické indikátory stresu) a korun vysvětlená lokalizací v západním či středním Krušnohoří nebo rokem pozorování byla relativně nízká, z čehož vyplývá, že změny ve sledovaných parametrech jehlic a korun mezi roky 1998 a 2013 nezávislé na lokalitě nebyly výrazné. Pokud jako vysvětlující proměnná byla využita interakce mezi lokalitou a rokem, podařilo se vysvětlit větší podíl ve variabilitě parametrů jehlic a korun, což ukazuje, že v západních Krušných horách proběhl mezi roky 1998 a 2013 odlišný vývoj ve sledovaných parametrech než ve středních Krušných horách. V západních Krušných horách lze dokumentovat negativní změny do roku 2013 v podobě zvýšení stupně poškození stromu (DCT), poměru karotenoidů a chlorofylů v nejmladších jehlicích (1TC/TCh) a výskyt žloutnutí (obr. 86). Naopak ve středním Krušnohoří je do roku 2013 patrný celkový pokles stupně poškození a nárůst obsahu fotosyntetických pigmentů v jehlicích, zejména u třetích ročníků jehlic. Menší stresové zatížení stromů v roce 2013 oproti výchozímu stavu v roce 1998 také ve středních Krušných horách indikuje pokles poměru Ca:Cb (Ca/Cb) ve všech třech nejmladších ročnících jehlic. Pro obě lokality se jako nejcitlivější indikátor změny mezi lety 1998 a 2013 ukázal poměr karotenoidů a chlorofylu (Car:Cab).

Obsah bazických kationtů v organominerálním horizontu, obsah hliníku v organickém a v organominerálním horizontu měly průkazný vliv na sledované parametry jehlic a korun a dokázaly vysvětlit 14 % variability v datech. Obsah bazických kationtů v organickém horizontu pozitivně koreloval s obsahem fosforu, vápníku a draslíku v jehlicích a s obsahy všech fotosyntetických pigmentů. Všechny tyto parametry spolu s nižším poměrem Ca:Cb v prvních

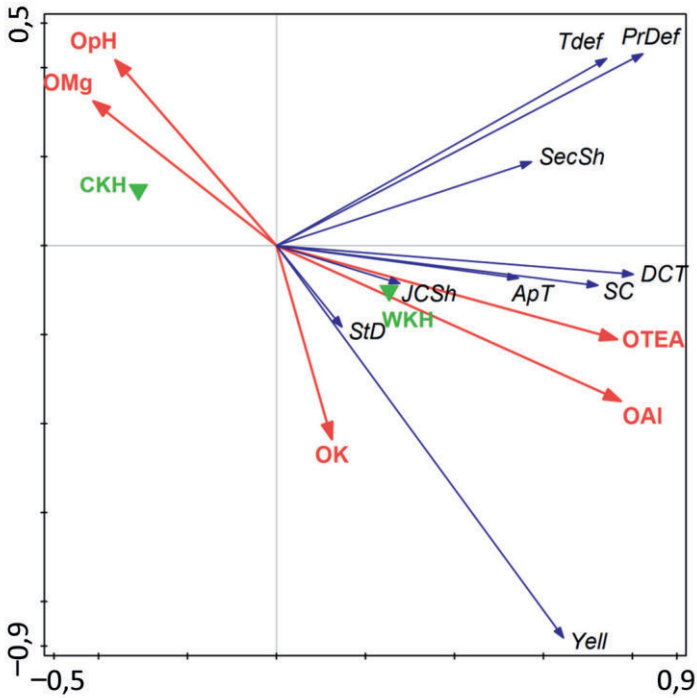


Obr. 86 – Diagram z RDA analýzy – variabilita stresových indikátorů jehlic a korun vysvětlená lokalitou a rokem měření. Vysvětlující proměnné: WKH98, WKH13 – západní Krušné hory v letech 1998 a 2013, CKH98, CKH13 – střední Krušné hory v letech 1998 a 2013. Vysvětlované proměnné: 1–3 vždy odpovídá stáří jehlic 1.–3. ročník, TCh – celkový obsah chlorofylu, Ca – chlorofyl *a*, Cb – chlorofyl *b*, TC – celkový obsah karotenoidů, Ca:Cb – poměr chlorofylu *a*:*b*, TC:TCh – poměr celkové chlorofyly : celkové karotenoidy, W – obsah vody, Yell – žloutnutí jehlic, DCT – stupeň poškození stromu. Ve směru šipek roste hodnota vysvětlovaných proměnných (stresové indikátory jehlic a korun), úhel mezi šipkami indikuje stupeň korelace mezi vysvětlovanými proměnnými: korelace je pozitivní, pokud je úhel ostrý a negativní, pokud je úhel větší než 90 stupňů. Délka šipky vysvětlovaných proměnných vyjadřuje kvalitu aproximace hodnoty příslušné proměnné ordinačním diagramem. Kolmou projekcí symbolů vysvětlujících proměnných na šipky vysvětlovaných proměnných lze odhadnout relativní hodnotu vysvětlované proměnné v jednotlivých kategoriích vysvětlující proměnné.

ročnících jehlic vypovídají o lepším fyziologickém stavu stromů ve středních Krušných horách oproti západním (promítnutí CKH ve směru červené šipky ABC – obr. 87). Vyšší obsahy bazických kationtů v obou studovaných půdních horizontech byly zjištěny právě ve středních Krušných horách (kapitola 18). Vyšší obsah hliníku v organickém horizontu negativně koreloval s obsahem Ca, Mg a vody v jehlicích. Indikátory jako stupeň poškození stromu (DCT), stresová kategorie (SC) a poměr chlorofylu *a:b* vykazovaly pozitivní korelaci s obsahem hliníku v organickém horizontu. Všechny posledně zmíněné nespecifické indikátory dosahovaly vyšších hodnot v západních Krušných horách



Obr. 87 – RDA analýza stresových indikátorů jehlic a korun, signifikantní vysvětlující proměnné byly následující půdní parametry: obsah bazických kationtů v organominerálním horizontu (ABC), obsah hliníku v organickém (OAl) a v organominerálním (AAl) horizontu. Stanoviště WKH – západní Krušné hory, CKH – střední Krušné hory jsou do grafu pasivně promítnuté. Vysvětlované proměnné: 1–3 vždy odpovídá stáří jehlic 1.–3. ročník, parametry jehlic: TCh – celkový obsah chlorofylu, Ca – chlorofyl *a*, Cb – chlorofyl *b*, TC – celkový obsah karotenoidů, Ca:Cb – poměr chlorofylu *a* a *b*, TC:TCh – poměr chlorofylů a karotenoidů, W – obsah vody, Ndl_N – obsah dusíku v jehlicích, Ndl_P – obsah fosforu v jehlicích, Ndl_K – obsah draslíku v jehlicích, Ndl_Mg – obsah hořčíku v jehlicích, Ndl_Ca – obsah vápníku v jehlicích, Ndl_Al – obsah hliníku v jehlicích. N/Mg, N/Ca, N/K – poměry dusíku k bazickým kationtům v jehlicích. Parametry koruny: Yell – žloutnutí jehlic, DCT – stupeň poškození stromu, JCSh – tvar juvenilní části koruny, SC – stresová kategorie, SecSh – podíl sekundárních výhonů, PrDef – defoliace primární struktury, TDef – celková defoliace, Apt – typ vrcholu, StD – poškození kmene. Ve směru šipek roste hodnota vysvětlovaných proměnných (stresové indikátory jehlic a korun), úhel mezi šipkami indikuje stupeň korelace mezi vysvětlovanými proměnnými: korelace je pozitivní, pokud je úhel ostrý a negativní, pokud je úhel větší než 90 stupňů. Délka šipky vysvětlovaných proměnných vyjadřuje kvalitu aproximace hodnoty příslušné proměnné ordinačním diagramem. Kolmou projekcí symbolů vysvětlujících proměnných na šipky vysvětlovaných proměnných lze odhadnout průměrnou hodnotu vysvětlované proměnné v jednotlivých kategoriích vysvětlující proměnné.



Obr. 88 – RDA analýza makroskopického poškození korun. Vysvětlovaná variabilita půdními parametry v roce 2013. Půdní parametry organického horizontu vybrané jako vysvětlující proměnné: OpH – pH v organickém horizontu, OMg – obsah Mg, OTEA – celková výměnná acidita, OAl – obsah Al, OK – obsah K; vysvětlované proměnné – parametry korun: Tdef – celková defoliace, PrDef – defoliace primární struktury, SecSh – podíl sekundárních výhonů, DCT – celkový stupeň poškození stromu, SC – stresová kategorie, ApT – typ vrcholu, JCSh – tvar juvenilní části koruny, StD – poškození kmene, Yell – žloutnutí jehlic. Stanoviště CKH – střední Krušné hory, WKH – západní Krušné hory pasivně promítnuty do grafu. Ve směru šipek roste hodnota vysvětlovaných proměnných (stresové indikátory jehlic a korun), úhel mezi šipkami indikuje stupeň korelace mezi vysvětlovanými proměnnými: korelace je pozitivní, pokud je úhel ostrý a negativní, pokud je úhel větší než 90 stupňů. Délka šipky vysvětlovaných proměnných vyjadřuje kvalitu aproximace hodnoty příslušné proměnné ordinačním diagramem. Kolmou projekcí symbolů vysvětlujících proměnných na šipky vysvětlovaných proměnných lze odhadnout průměrnou hodnotu vysvětlované proměnné v jednotlivých kategoriích vysvětlující proměnné.

a potvrzovaly tak horší fyziologický stav stromů oproti porostům ve středním Krušnohoří. Obsah hliníku v organominerálním horizontu negativně koreloval s defoliací primární struktury (vypovídá o historii poškození koruny) a s podílem sekundárních výhonů (vypovídá o regeneračních procesech v koruně), tato skutečnost byla patrnější pro porosty ve středních Krušných horách s historicky závažnějším vystavením vzdušnému znečištění.

Aktuální fyziologický stav smrkových porostů odvozený z makroskopických parametrů korun vždy 12 reprezentativních stromů na každém stanovišti byl vícerozměrnou analýzou vyhodnocen v závislosti na půdních charakteristikách organických horizontů. Většina parametrů vyjadřujících poškození korun pozitivně korelovala s obsahem Al v organickém horizontu, naopak výskyt žloutnutí jehlic negativně koreloval s obsahem Mg a pH v organickém horizontu (obr. 88). Promítnutí průměrných hodnot pro západní (WKH) a střední (CKH) Krušné hory potvrzuje hypotézu, že zásadním faktorem, který v současnosti ovlivňuje stav porostů v Krušných horách, jsou půdní podmínky.

19.7. Závěry

Z výsledků vícerozměrných statistických analýz vyplývá, že ve středních Krušných horách (Kovářská) došlo k podstatnému zlepšení fyziologického stavu stromů od roku 1998, o čemž vypovídají jak biochemické parametry jehlic nejmladších tří ročníků, tak celkový stupeň poškození stromu. Stejně tak jako u analýzy rozptylu (tab. 24) klesající poměry Ca:Cb a Car:Cab potvrzují zlepšení fyziologického stavu ve středním Krušnohoří. Vícerozměrná analýza potvrzuje také výsledky spektrálních analýz ze senzoru APEX, tedy mírné zhoršení fyziologického stavu stromů v západních Krušných horách (nárůst poměru Ca:Cb v prvním ročníku jehlic) a vyšší podíl žloutnutí stromů s vyšším celkovým stupněm poškození. Všechny zmíněné změny biochemických parametrů a makroskopických parametrů korun souhlasí s výsledky získanými z hyperspektrálních dat a vypovídají o vyrovnání fyziologického stavu smrkových porostů v západním a středním Krušnohoří v období let 1998 až 2013.

20. Vývoj fyziologického stavu porostů pěti modelových stanovišť v období 1998–2007

Hlavním cílem studie prezentované v této kapitole bylo sledovat vývoj fyziologického stavu smrkových porostů bezprostředně po roce 1998, kdy probíhala první hyperspektrální letecká kampaň. Za tímto účelem bylo z původních ploch vybráno pět intenzivně studovaných stanovišť, která reprezentovala v roce 1998 téměř celou škálu stupně poškození hodnoceného na základě defoliace koruny (tab. 5, kapitola 8) kromě stupně 4 (mrtvý porost). V období 1998–2007 probíhal každoroční podrobný monitoring vybraných stanovišť zejména z důvodu výskytu intenzivního žloutnutí porostů v roce 1999. I proto byl položen důraz na biochemické indikátory stavu jehlic. Již po čtyřech letech byl patrný trend vyrovnávání fyziologického stavu smrkových porostů mezi oblastmi západního a středního Krušnohoří. Poslední kontrolní odběr jehlic, který tento trend potvrdil, proběhl v roce 2007.

Pro hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů byla použita celá škála indikátorů. Jednak byly sledovány indikátory makroskopické: stupeň poškození stromu, celková defoliace (%), počet ročníků jehlic (kapitola 8) a jehlicový koeficient. V letech 2000–2002 byl také stanoven podíl sekundárních výhonů jako indikátor regeneračních procesů v koruně (kapitola 10 a 11). Dále byly studovány biochemické nespecifické indikátory stresu: obsahy fotosyntetických pigmentů a jejich poměry, obsah fenolických látek a ligninu (kapitola 12). A v neposlední řadě byla využita laboratorní spektroradiometrická měření odrazivosti (kapitola 14) na výhonech smrku ztepilého a v této kapitole byl také využit vegetační index REIP (Rock, Hoshizaki, Miller 1988) popsaný v kapitole 16.

20.1. Kritéria pro výběr dlouhodobě sledovaných stanovišť a jejich lokalizace

Ze stanovišť vybraných pro řešení projektu NASA NAG5-5192 v roce 1998 (kapitola 8) bylo vybráno pět ploch, kde bylo širší spektrum vybraných parametrů fyziologického stavu sledováno každoročně v období 1998–2002, další doplňující odběry proběhly v letech 2003, 2004 a 2007. Stanoviště byla v roce 1998 vybrána tak, aby pokrývala gradient stupňů poškození porostu (DC0–DC3) a byla tak

Tab. 25 – Lokalizace vybraných pěti modelových stanovišť monitorovaných v letech 1998–2002

Lokalizace		Stanoviště	Stupeň poškození	Nadmořská výška (m n. m.)	Souřadnice WGS84 (φ, λ)
Západní Krušnohoří	Přebuz	21	0/0	923	50°21′50″ N, 12°34′48″ E
	Přebuz	40	1/1	926	50°21′34″ N, 12°38′16″ E
	Přebuz	14	1/1	936	50°21′29″ N, 12°38′19″ E
Střední Krušnohoří	Kovářská	39	2/0	771	50°28′09″ N, 13°03′54″ E
	Černý Potok	35	3/0	790	50°29′53″ N, 13°07′20″ E

Pozn.: Stupeň poškození byl určen na základě defoliace (kapitola 8): 0 (defoliace 0–10 %), 1 (11–25 %), 2 (26–60 %), 3 (61–80 %), 4 (81–100 %). 0 a 1 za lomítkem se vztahují k (ne)přítomnosti chloróz na jehlicích.

reprezentativní pro škálu poškození porostů v obou studovaných územích západního a středního Krušnohoří, kopírující gradient vzdušného znečištění. V západním Krušnohoří bylo vybráno pro každoroční monitoring více stanovišť, protože část území byla zasažena masivním žloutnutím v roce 1999. Stanoviště Přebuz 21 se jevilo jako zdravé, s defoliací koruny do 10 %. Stanoviště v oblasti Přebuz č. 40 a 41 se nacházela v oblasti, která byla díky kombinaci meteorologických faktorů ve vyšších nadmořských výškách v roce 1999 postižena masivními barevnými změnami jehlic – žloutnutím, hnědnutím. Stanoviště ležela na území LS LČR Kraslice. Výrazné žloutnutí až hnědnutí starších jehlic lesních porostů a postupné usychání či jejich opad byl pozorován na ploše zhruba 6 000 ha. Hlavní příčinou byl zřejmě kritický nedostatek některých základních živin (zejména hořčíku) v jehlicích a lesní půdě a jejich celková nerovnováha (Lomský a kol. 2000). Extrémní kyselost vykazovalo 80 % odebraných vzorků půdy v této oblasti (Lomský a kol. 2000). Poškození se projevovalo žloutnutím svrchní strany starších ročníků jehlic a odlišovalo se od ostatních typů žloutnutí vyvolaných nedostatkem např. Mn, Fe, K, N (Lomský, Šrámek, Pfanz 2001). Kromě barevných změn byla na stanovištích 40 a 41 v lokalitě Přebuz v roce 2000–2003 pozorována také kolonizace jehlic zelenými řasami, především řasou *Apatococcus lobatus,* zejména u starších ročníků jehlic (Neustupa, Albrechtová 2003). Přítomnost chlorotických jehlic na těchto dvou stanovištích byla zjištěna již v roce 1998. Lokalitu Kovářská reprezentovala dvě stanoviště se středním DC2 (č. 39) a vyšším DC3 (č. 35) stupněm poškození (na základě defoliace), žloutnutí však na konci 90. let na těchto stanovištích pozorováno nebylo (tab. 25).

20.2. Vápnění sledovaných stanovišť ve sledovaném období

Oblast západního Krušnohoří byla plošně vápněna až od roku 1999. Ke konkrétnímu vápnění ploch v západním Krušnohoří došlo v roce 2000, kdy byla

daná stanoviště letecky vápněna dolomitickým vápencem v dávce 2,5 $t \cdot ha^{-1}$. Oblast středního Krušnohoří byla vápněna dolomitickým vápencem již od roku 1986. Konkrétně stanoviště 35 bylo v roce 1990 letecky vápněno dolomitickým vápencem v dávce 2,2 $t \cdot ha^{-1}$ (obr. 17, kapitola 4). Stanoviště 39 bylo na hranici území, kde se plošně vápnilo dolomitickým vápencem v roce 1993 dávkou 2,5 $t \cdot ha^{-1}$. Protože se jednalo o dolomitický vápenec zrnitosti 0–4 mm, lze předpokládat, že vlivem větru došlo ke spadu na větší plošné území. Konkrétní údaje o leteckém vápnění stanovišť v Krušných horách dodala Agentura projektů obnovy lesů České republiky (nyní Oddělení výzkumu a projektů EU, LČR; http://www.lesycr.cz/odborne-rady/granty-a-dotace/Stranky/informace2.aspx; Stejskalová 2003).

20.3. Metodika: použité makroskopické, biochemické a spektroskopické indikátory fyziologického stavu stromů

Z makroskopických indikátorů fyziologického stavu stromů byly určovány následující parametry podle metodik popsaných v kapitolách 10: stupeň poškození stromu, celková defoliace (%), retence jehlic (počet ročníků jehlic jako maximální věk olistěného výhonu na větvi) a jehlicový koeficient definovaný vztahem níže. Zdravé stromy vykazují hodnotu jehlicového koeficientu vyšší než 4,5 a poškozené nižší než 4,5 (Simmleit a kol. 1991). V letech 2000–2002 byl také stanoven podíl sekundárních výhonů jako indikátor regeneračních procesů v koruně (kapitola 10 a 11).

$$\textit{Jehlicový koeficient} = \frac{(100 - \textit{defoliace koruny}) \cdot \textit{počet ročníků jehlic}}{100}$$

Z biochemických nespecifických indikátorů stresu byly v celém období 1998–2002 stanoveny obsahy fotosyntetických pigmentů a jejich poměry, obsah fenolických látek a ligninu (kapitola 12). Biochemické parametry jsou srovnatelné z let 1998–2002, 2004 a 2007, kdy byly odběry listoví provedeny na konci vegetační sezóny. V roce 2003 probíhaly odběry v květnu, a tak díky sezónní dynamice biochemických indikátorů budou případně data z roku 2003 prezentována zvlášť pouze za účelem srovnání mezi lokalitami západního a středního Krušnohoří.

V letech 1998–2002 byla provedena také spektroradiometrická měření odrazivosti na výhonech smrku ztepilého z těchto pěti monitorovaných stanovišť. Metody spektrálního snímání byly provedeny s odlišným přístrojovým vybavením a dle odlišného experimentálního plánu, než je popsáno v kapitole 16, neboť byly prováděny ve spolupráci s americkými kolegy z University of New Hampshire. Metody spektrálního snímání jsou stručně popsány v následujícím odstavci a pro srovnání vývoje fyziologického stavu na intenzivně monitorovaných

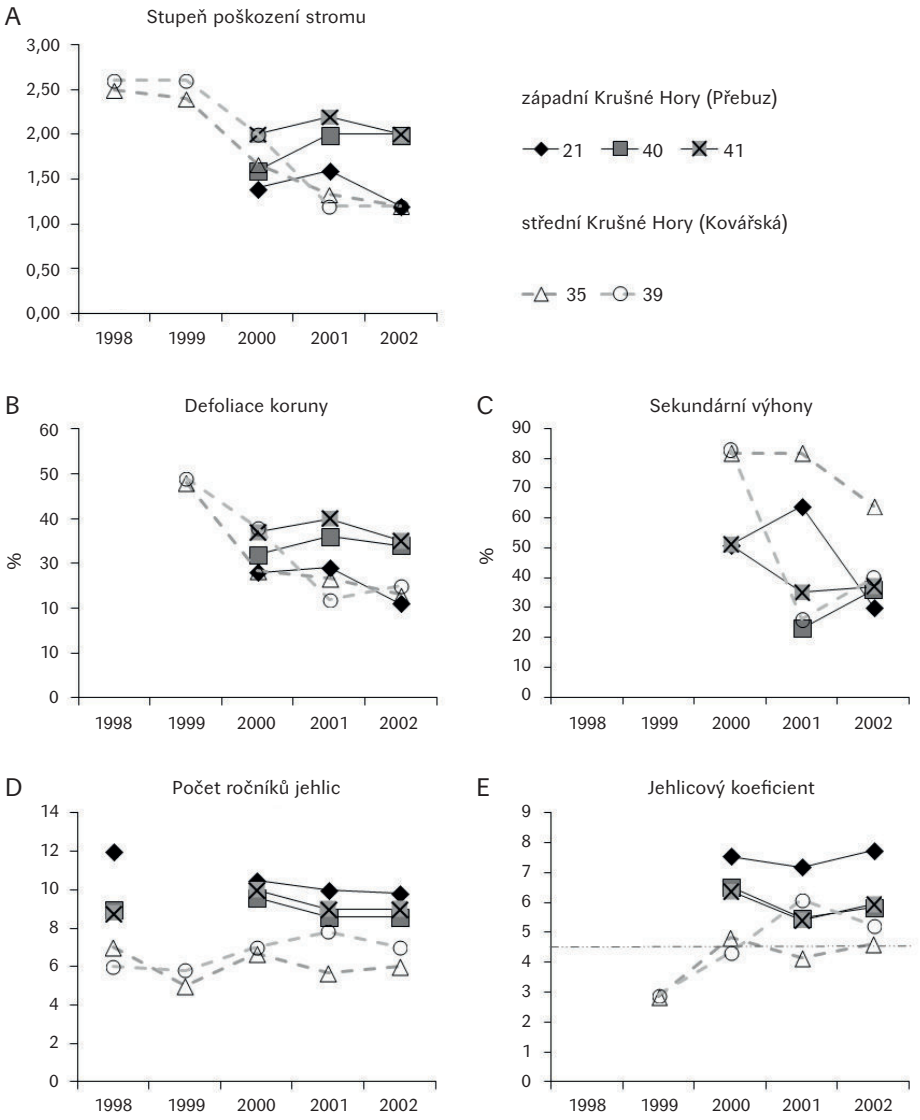
stanovištích je na ukázku použit vegetační chlorofylový index REIP (Rock, Hoshizaki, Miller 1988).

Tři nejmladší ročníky jehlic na výhonech byly rozděleny podle stáří a vyrovnány na černé misky s minimální odrazivostí, podobně jak je popsáno v kapitole 15 pro měření kontaktní sondou. Pro měření odrazivosti byl použit spektroradiometr VIRIS (GER 2600, USA). Zdrojem světla byla wolframová žárovka umístěná 50 cm nad výhony pod úhlem 45° podle Rock a kol. (1994). Senzor byl umístěn 50 cm přímo nad vzorkem. Vzorek výhonů pokrýval celé zorné pole senzoru. Odrazivost byla měřena v rozmezí 400–2 500 nm. Odrazivost výhonů byla změřena třikrát po rotaci o 60°. Jako bílá reference byl použit spektralonový panel (*Spectrolon-Labsphere Inc., NorthSutton,NH, USA*), standard s téměř 100% odrazivostí, a odrazivost byla vyjádřena v procentech k této referenci. Index korelující s obsahem chlorofylu v jehlicích odpovídající pozici inflexního bodu červeného okraje reflektanční křivky – index REIP (anglicky *„Red Edge Inflection Point"*, podle Rock, Hoshizaki, Miller 1988) byl získán jako 1. derivace křivky v oblasti červeného okraje elektromagnetického spektra. Posun pozice REIP k nižším vlnovým délkám vypovídá o horším fyziologickém stavu jehlic.

20.4. Vývoj fyziologického stavu podle makroskopických indikátorů

Zkoumaná stanoviště byla každoročně monitorována v letech 1998–2002. U stanovišť ze západního Krušnohoří nejsou k dispozici data z roku 1999 a některé parametry jako defoliace koruny a tudíž i jehlicový koeficient nebyly v roce 1998 sledovány. Výsledky průměrného stupně poškození stromu, defoliace koruny, podílu sekundárních výhonů, počtu ročníků jehlic a jehlicového koeficientu od roku 1998 až do roku 2002 dokumentuje obrázek 89A–E.

Na obrázku 89A je vidět markantní rozdíl v průměrném stupni poškození stromů v roce 1998 na stanovištích 21, 40 a 41 ze západního Krušnohoří oproti stanovištím 35 a 39 ze středního Krušnohoří. Na západě byl stupeň poškození u všech stanovišť nižší než 1, což odpovídá téměř nepoškozeným stromům s nízkou mírou defoliace či stromům v počátečním stádiu poškození. Naproti tomu ve středním Krušnohoří se průměrný stupeň poškození stromů blížil 3, což jsou stromy středně až silně poškozené. Kombinace stresových faktorů včetně limitace základními živinami způsobila rapidní zhoršení zdravotního stavu porostů v západním Krušnohoří, zejména na stanovištích 40 a 41, kde v roce 1999 došlo k masivnímu žloutnutí doposud zdravých ploch. Analýza obsahu živin byla provedena následně až v roce 2003 (kapitola 19) a pro obě zmíněná stanoviště v západním Krušnohoří přetrvávaly v roce 2003 nízké obsahy N a Mg (obr. 85, kapitola 19). Tuto situaci dobře dokumentuje stav stupně poškození stromů z roku 2000, kdy se původní rozdíl mezi západním a středním Krušnohoří vyrovnal na hodnoty v rozmezí stupně poškození 1,5–2,0 (obr. 89A).



Obr. 89 – Makroskopické indikátory poškození na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002. A – stupeň poškození stromu, B – celková defoliace koruny, C – procentuální zastoupení sekundárních výhonů v koruně, D – počet ročníků jehlic, E – jehlicový koeficient, přerušovaná čára odpovídá hodnotě jehlicového koeficientu 4,5 – limitu pro poškozené (< 4,5) a zdravé (> 4,5) stromy (Simmleit a kol. 1991).

Zvýšená růstová aktivita v kombinaci se snížením stresové zátěže atmosférickými polutanty na stanovištích 35 a 39 z centrálního Krušnohoří vedla k postupnému převládnutí regeneračních procesů nad degradačními procesy a k výraznému zlepšení zdravotního stavu. Tuto situaci dobře ilustruje jednak výrazné snížení stupně poškození stromu mezi roky 1999 a 2000 obr. 89A), spolu s poklesem defoliace koruny obr. 89B) a nárůstem jehlicového koeficientu na kritickou hranici 4,5 obr. 89E). Defoliace koruny obr. 89B) vypovídá spíše o degradačních procesech v koruně stromu, kdežto zastoupení sekundárních výhonů vypovídá o intenzitě regeneračních procesů obr. 89C). Vysoké zastoupení sekundárních výhonů na stanovištích 35 a 39 v centrální části Krušných hor indikuje dlouhodobé působení stresových faktorů a intenzivnější regeneraci v koruně než na stanovištích ze západního Krušnohoří.

Obecně výsledky získané na základě defoliace koruny odpovídaly trendu vývoje zdravotního stavu porostů v Česku ve sledovaném období. Ten byl takový, že zdravotní stav smrkových porostů na území Česka se „průměroval": stav v minulosti poškozených porostů se mírně zlepšoval a stav porostů v minulosti zdravých se naopak zhoršil. Podle Zprávy o životním prostředí České republiky vydané MŽP (Cikánková a kol. 2014) vykazovaly v roce 1998 přibližně dvě třetiny 60letých a starších jehličnanových porostů v Česku defoliaci 25–60 % a zbývající třetina pak vykazovala defoliaci 10–25 %. V roce 2007 se tento poměr posunul směrem ke zhoršení (přibližně tři čtvrtiny porostů s defoliací 25–60 % a čtvrtina 10–25 %) a velmi podobný stav setrval do roku 2013. Zajímavé je, že počet ročníků jehlic, který udává maximální ročník olistěných výhonů, se během sledovaného období příliš nezměnil na žádném stanovišti obr. 89D). Pro hodnocení fyziologického stavu na stanovištích byly vždy vybírány reprezentativní stromy, a i přes relativně vysokou defoliaci koruny v roce 1998 ve středním Krušnohoří (kolem 50 %) byl průměrný počet ročníků jehlic 6–8 let. Ve sledované oblasti středního Krušnohoří však ještě v roce 1998 byly zaznamenány i extrémní případy stromů, které měly pouze 4 ročníky jehlic. Dá se předpokládat, že masivní redukce imisí mezi lety 1997 a 1998 přispěly k umožnění nastartování regeneračních procesů u poškozených porostů.

Zlepšování zdravotního stavu stanovišť ze středního Krušnohoří je patrné i na hodnotě jehlicového koeficientu (který je kombinací defoliace a retence jehlic). V roce 1999 se u obou sledovaných ploch hodnoty koeficientu pohybovaly pod hranicí 4,5, která značí poškozený strom. Hodnoty jehlicového koeficientu pro stanoviště 35 se po celé sledované období pohybovaly okolo této kritické hranice, což je dáno mírně nižší retencí jehlic než u druhé plochy ze středního Krušnohoří. Naopak u stanoviště 39 jehlicový koeficient vypovídal o lepší regeneraci. Tyto výsledky dobře korelují s hodnocením zdravotního stavu na základě vývojových směrů pupenů (kapitola 21). Stanoviště 39 v roce 2002 podle pupenových kritérií vykazovalo zlepšený zdravotní stav, zatímco stanoviště 35 bylo charakterizováno zvýšenou růstovou aktivitou, což naznačuje stále probíhající proces regenerace v roce 2002 (kapitola 21).

20.5. Vývoj fyziologického stavu podle biochemických indikátorů

Jako dlouhodobě sledované nespecifické indikátory fyziologického stavu stromů byl využit obsah vody v jehlicích a následující biochemické parametry jehlic: obsah chlorofylů *a+b*, poměr chlorofylů *a:b* (Ca:Cb), poměr celkových karotenoidů a chlorofylů (Car:Cab), dále obsah fenolických látek a obsah ligninu. Metody ke stanovení těchto indikátorů, jejich fyziologické funkce v listoví a jejich odezva při nespecifickém stresu jsou podrobně popsány v kapitole 12. V letech 1998–2002 byl též pro hodnocení fyziologického stavu stromů využit vegetační index REIP.

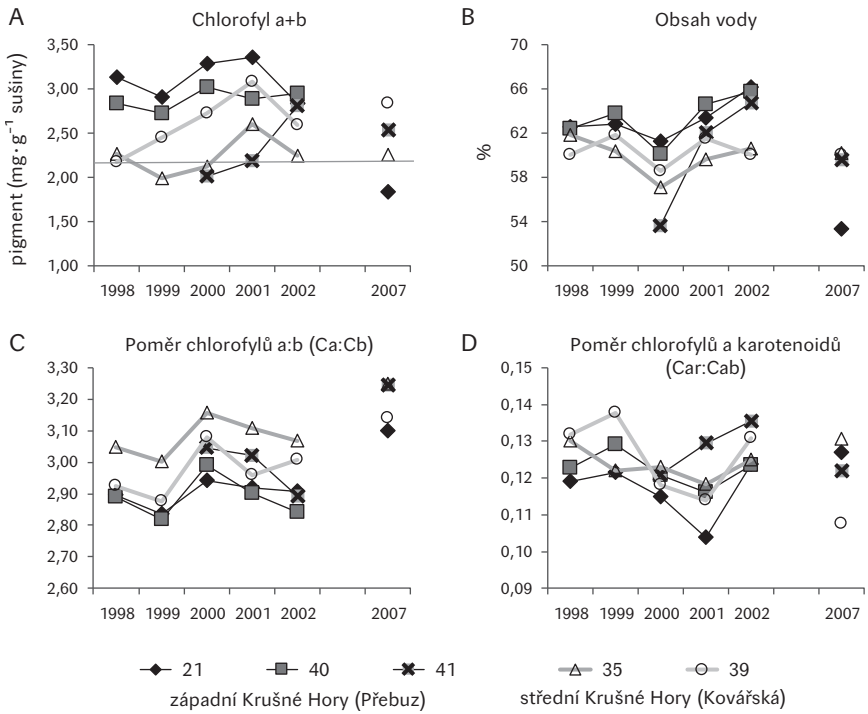
Čtyři stanoviště (západní Krušné hory 21, 40; střední Krušné hory 35, 39) byla každoročně monitorována v období 1998–2002. U stanovišť ze západního Krušnohoří bylo od roku 1999 přidáno další stanoviště 41. V roce 2007 byl proveden jeden srovnávací odběr na stanovištích 21 a 41 v západním Krušnohoří a stanovištích 35 a 39 ve středním Krušnohoří. Vývoj jednotlivých nespecifických indikátorů fyziologického stavu stromů dokumentuje obrázek 90A–D.

Dlouhodobé vystavení stresovým faktorům, z nichž byla imisní zátěž nejvýznamnější ve středním Krušnohoří se pravděpodobně projevila i na obsahu chlorofylů v jehlicích. V roce 1998 byl dobře patrný rozdíl mezi vyšším obsahem chlorofylů na stanovištích ze západního Krušnohoří a nižšími obsahy chlorofylů ve středním Krušnohoří. Ty se pohybovaly těsně na hranici hodnot 2,2 $mg \cdot g^{-1}$ s. h., které podle Siefermann-Harms (1994) odpovídají zdravým dospělým jedincům (obr. 90A). Od roku 1999 bylo na zvyšujícím se obsahu chlorofylů na stanovišti 39 ze středního Krušnohoří patrné zlepšování fyziologického stavu fotosyntetického aparátu, zatímco nižší obsahy chlorofylů byly na druhém stanovišti (35) ze středních Krušných hor patrné po celou dobu sledování. V roce 2001 dokonce obsah chlorofylů *a* i *b* v jehlicích z oblasti Kovářská dosáhl maxima za celé období sledování fyziologického stavu stromů v letech 1998–2007.

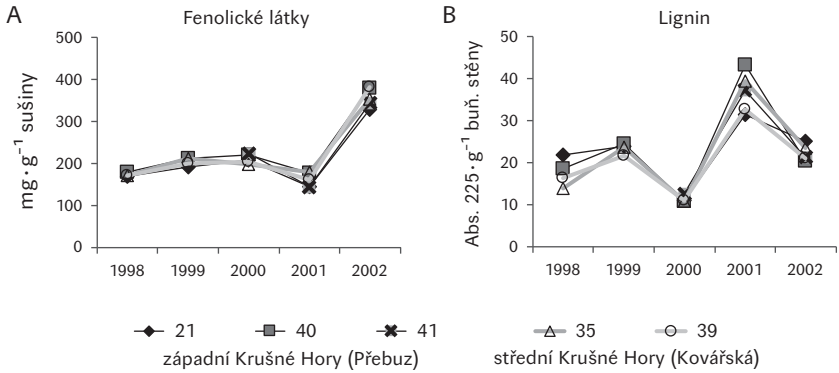
V roce 2000 bylo do dlouhodobého sledování zařazeno stanoviště 41 ze západního Krušnohoří, které vykazovalo příznaky žloutnutí současně s nižšími obsahy celkového chlorofylu. Poslední odběr byl na dlouhodobě sledovaných stanovištích proveden v roce 2007. Na celkovém obsahu chlorofylu byly v roce 2007 patrné dva trendy: (1) mírné zlepšení fyziologického stavu stromů na stanovištích ve středním Krušnohoří a (2) zhoršení fyziologického stavu na západě Krušných hor, čímž došlo k vyrovnání rozdílů zjištěných mezi oběma lokalitami v roce 1998. Tento vývoj potvrzují i některé makroskopické indikátory uvedené v této kapitole (např. stupeň poškození stromu, celková defoliace koruny), které byly ovšem na těchto konkrétních stanovištích sledovány jen do roku 2002. Trend vyrovnání fyziologického stavu mezi západním a středním Krušnohořím byl dále potvrzen výzkumem na dalších jedenácti stanovištích v roce 2013 pomocí kombinace indikátorů biochemických,

makroskopických a spektrálních. Podrobněji se tomuto hodnocení věnují kapitoly 20 a 24.

Samotný obsah chlorofylů však není vždy spolehlivým indikátorem fyziologického stavu a je dobré za účelem celkového hodnocení využít i poměry jednotlivých pigmentů, z důvodů vysvětlených v kapitole 12. Obsah vody v jehlicích (obr. 90B) většinou odpovídá spíš aktuálním meteorologickým podmínkám v sezóně než trendu fyziologického stavu stromů. V roce 1998, kdy byl největší rozdíl ve fyziologickém stavu stromů, byl v obsahu vody v jehlicích na jednotlivých stanovištích nejmenší rozptyl za celé sledované období. Naopak v roce 2002, kdy podle ostatních indikátorů již docházelo k vyrovnání fyziologického stavu, obsah vody stále vypovídal o rozdílech mezi lokalitami západního a středního Krušnohoří. Oba poměry pigmentů, jak poměr Ca:Cb,



Obr. 90 – Biochemické indikátory fyziologického stavu stromů na sledovaných stanovištích v západních (21, 40, 41) a středních (35 a 39) Krušných horách v letech 1998–2002 a 2007. A – celkový obsah chlorofylu, čára značí limitní hodnotu obsahu chlorofylu pro zdravé dospělé jedince smrku ztepilého (Siefermann-Harms 1994) od 2,2 mg · g^{-1} s. h. – suché hmotnosti (vyznačeno linií); B – obsah vody v jehlicích; C – poměr chlorofylu *a:b* (Ca:Cb) – vyšší hodnoty indikují vyšší míru stresu; D – poměr karotenoidů a chlorofylů (Car:Cab) – vyšší hodnoty indikují vyšší míru stresu. Pro každé stanoviště n = 5 stromů, analýza provedena z 1. ročníků jehlic.



Obr. 91 – Biochemické indikátory fyziologického stavu stromů na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002. A – obsah rozpustných fenolických látek, B – obsah ligninu vyjádřený jako absorbance při 225 nm vztažená na hmotnost buněčné stěny. Pro každé stanoviště n = 5 stromů, analýza provedena z 1.–3. ročníků jehlic.

tak poměr Car:Cab, se zvyšují při různých typech stresu. Vývoj v poměru Ca:Cb poměrně dobře kopíruje vývoj celkového obsahu fotosyntetických pigmentů a avšak po celou dobu sledování mezi roky 1998–2002 nebyl rozdíl mezi stanovišti ze západního a středního Krušnohoří statisticky významný (obr. 90C). Poměr Car:Cab též potvrzuje rozdíl ve fyziologickém stavu jehlic mezi středním a západním Krušnohořím v roce 1998 (obr. 90D). V roce 2000 byl podle poměru Car:Cab stav stromů na obou územích téměř totožný, což odpovídá trendům vyrovnání fyziologického stavu stromů. Tento trend potvrzuje i finální stav poměru Car:Cab v roce 2007, kdy rozdíly mezi stanovišti na obou lokalitách (21, 41 a 35) byly minimální. Zejména u poměru Car:Cab je dobře patrná meziroční fluktuace hodnot, přestože odběry jehlic byly provedeny ve stejné části vegetační sezóny. Statistická průkaznost rozdílů mezi stanovišti je uvedena v tabulce 27 (kapitola 22).

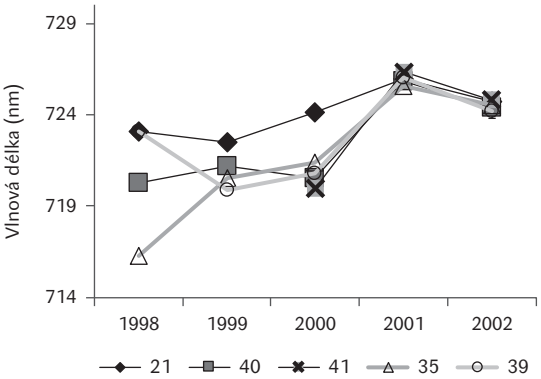
Obsah rozpustných fenolických látek a obsah ligninu v jehlicích byly též využity jako indikátory fyziologického stavu stromů na pěti dlouhodobě sledovaných stanovištích. Obsah rozpustných fenolických látek se v období 1998–2000 mezi stanovišti nelišil (obr. 91A). Ačkoliv např. v roce 1998 každé stanoviště odpovídalo jednomu stupni poškození, nebyly v obsahu fenolických látek shledány statisticky průkazné rozdíly. V roce 2001 se obsah fenolických látek mezi stanovišti rozrůznil, nejméně fenolických látek obsahovaly jehlice odebrané na stanovišti 21 v západních Krušných Horách, nejvíce fenolických látek jehlice ze stanoviště 35 ve středních Krušných Horách (tab. 27, kapitola 22). V roce 2002 obsah fenolických látek v jehlicích prudce vzrostl oproti předchozím rokům, avšak podle ostatních indikátorů se rok 2002 nejevil ničím výjimečný a může jít o reakci na konkrétní meteorologické podmínky v dané sezóně.

Obrázek 91B znázorňuje průměrné hodnoty obsahu ligninu pro první tři ročníky jehlic na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002. V roce 1998 se stanoviště výrazně lišila stupněm poškození, čemuž odpovídaly i rozdíly v obsahu ligninu v jehlicích. Nejvíce ligninu obsahovaly jehlice ze stanoviště 21 (stupeň poškození 0), nejméně ligninu obsahovaly jehlice ze stanoviště 35 (stupeň poškození 3; Soukupová a kol. 2000). V dalších letech nebyly nalezeny průkazné rozdíly v obsahu ligninu mezi jednolivými stanovišti (tab. 27, kapitola 22). Obsah ligninu také výrazně kolísal mezi jednotlivými roky.

Jak již bylo zmíněno v kapitole 12, názory na změny lignifikace jehlic v souvislosti s působením stresových faktorů jsou různé. Např. Lewis, Yamamoto (1990) považují za nespecifickou stresovou odpověď zvýšení lignifikace, stejně tak Gietrych, Karolewski (2000) pozorovali zpevňování buněčných stěn ligninem a fenolickými látkami při tvorbě nekróz. Naopak delignifikace svěracích buněk průduchů jehlic smrku ztepilého byla pozorována následkem vystavení jehlic působení SO_2 nebo ozónu (Maier-Maercker 1989). Toto shledání je v souladu se situací v Krušných horách v roce 1998. Snížený obsah ligninu v jehlicích na stanovišti 35 ze středního Krušnohoří lze považovat za následek dlouhodobé imisní zátěže v této oblasti. V následujících letech sice nebyly shledány průkazné rozdíly v obsahu ligninu mezi stanovišti, avšak v roce 2001 obsah ligninu v jehlicích vzrostl na všech sledovaných stanovištích, což může být průvodním jevem regenerace stromů.

20.6. Vývoj fyziologického stavu podle spektrálního indexu REIP

V roce 1998 byla stanoviště v Krušných horách vybrána na základě gradientu poškození stromů, který odpovídal gradientu emisní zátěže od západu k východu. Gradientu makroskopického poškození stromů do určité míry odpovídaly i rozdíly v hodnotách vegetačního indexu REIP zjištěného z odrazivosti jehlic na jednotlivých stanovištích v roce 1998 (obr. 92). Nejméně poškozené stanoviště 21 vykazovalo nejvyšší průměrnou hodnotu REIP (723,1 nm), následovalo stanoviště 40 s hodnotou REIP 720,4 nm, nejnižší průměrná hodnota REIP (716,3 nm) byla naměřena na nejvíce poškozeném stanovišti 35. Hodnoty naměřené na stanovišti 35 měly oproti hodnotám z ostatních stanovišť větší rozptyl a bylo nutno některé vyřadit jako odlehlá pozorování. Průměrná hodnota REIP pro poškozené stanoviště 39 byla překvapivě vysoká a srovnatelná s hodnotou pro nejzdravější stanoviště. V roce 1999 stav makroskopického poškození stromů přetrval, stejně tak nejvyšší hodnotu REIP (722,5 nm) vykazovalo nejméně poškozené stanoviště 21. Průkazně nižší hodnoty REIP byly naměřeny pro obě stanoviště ze středního Krušnohoří 35 a 39. V roce 2000 byla opět nejvyšší hodnota REIP (724,2 nm) shledána na stanovišti 21, ačkoliv podle makroskopických parametrů byly stromy více poškozené než v předchozích letech. Průkazně nižší hodnoty REIP vykazovala všechna čtyři



Obr. 92 – Vegetační index REIP odvozený z odrazivosti výhonů stromů na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002. Pro každé stanoviště n = 5 stromů, analýza provedena z 1.–3. ročníků jehlic.

zbylá stanoviště: 40 (720,6 nm), 41 (719,9 nm), 35 (721,3 nm) a 39 (720,8 nm). Statistická průkaznost rozdílů mezi stanovišti v jednotlivých letech je uvedena v tabulce 26. V roce 2000 je patrná variabilita ve fyziologickém stavu stromů v západním Krušnohoří: na stanovišti 21, které nebylo postiženo žloutnutím, zůstaly nejvyšší hodnoty indexu REIP, zatímco žloutnoucí stanoviště 40 a 41 se hodnotami REIP přiblížila dříve poškozenějším plochám ze středních Krušných hor. V letech 2001 a 2002 se výrazně snížila variabilita v hodnotách indexu REIP mezi stanovišti a již nebyly detekovány průkazné rozdíly. Celkově hodnoty indexu REIP vykazovaly od roku 1998 do roku 2002 vzestupný trend, což je patrné zejména pro stanoviště 35 ze středního Krušnohoří. Vzestupný trend indexu REIP naznačuje, že fyziologický stav stromů se ve sledovaném období zlepšoval.

20.7. Závěry

Na základě podrobného sledování fyziologického stavu smrkových porostů pěti vybraných stanovišť v Krušných horách se potvrdilo, že je výhodou při tomto hodnocení používat kombinaci několika různých metod a různých indikátorů poškození na různých hierarchických úrovních – kombinaci indikátorů makroskopických, biochemických, spektrálních. V roce 1998 byl pozorován gradient poškození stanovišť na různých hierarchických úrovních pozorování, který odpovídal gradientu historické imisní zátěže těchto stanovišť, kdy nejzdravější stanoviště se nacházela v západním Krušnohoří a nejpoškozenější v centrálním Krušnohoří. Odpovídající rozdíly mezi fyziologickým stavem stromů v západním a středním Krušnohoří byly potvrzeny v roce 1998 na úrovni makroskopických indikátorů: např. stupeň poškození stromu a počet ročníků jehlic, dále na úrovni biochemických indikátorů: obsah chlorofylů *a+b* a ligninu a na úrovni spektrálního indexu REIP. Na základě porovnání obsahu fotosyntetických

Tab. 26 – Statistická významnost rozdílů v biochemických indikátorech a spektrálním indexu REIP pro jednotlivé roky v období 1998–2002

		Západní Krušné Hory			Střední Krušné Hory		p-hodnota
Parametr jehlic	rok	21	40	41	35	39	
Chlorofyly *a+b* ($mg \cdot g^{-1}$ s. h.)	1998	35, 39	n. s.	—	21	21	0,019
	1999	39	39	—	n. s.	21, 40	0,010
	2000	39, 41	39, 41	21, 41	n. s.	21, 40	0,000
	2001	41	n. s.	21,35	41	n. s.	0,002
	2002	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,066
	2007	35, 41	—	21	21, 39	35	0,001
Obsah vody (%)	1998	35	35	—	21, 40	n. s.	0,007
	1999	n. s.	39	—	n. s.	40	0,026
	2000	41	41	21, 35, 40	41	n. s.	0,001
	2001	39	35,39	n. s.	40	21, 40	0,001
	2002	35, 39	35, 39	35, 39	21, 40, 41	21, 40, 41	0,002
	2007	n. s.	—	n. s.	n. s.	n. s.	0,273
Poměr Ca:Cb	1998	n. s.	n. s.	—	n. s.	n. s.	0,084
	1999	35	n. s.	—	21	n. s.	0,013
	2000	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,225
	2001	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,076
	2002	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,067
	2007	39	—	n. s.	n. s.	21	0,021
Poměr Car:Cab	1998	n. s.	n. s.	—	n. s.	n. s.	0,420
	1999	n. s.	n. s.	—	n. s.	n. s.	0,054
	2000	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,429
	2001	41	n. s.	21	n. s.	n. s.	0,008
	2002	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,264
	2007	n. s.	—	n. s.	n. s.	n. s.	0,056
Rozpustné fenolické látky ($mg \cdot g^{-1}$ s. h.)	1998	n. s.	n. s.	—	n. s.	n. s.	0,922
	1999	n. s.	n. s.	—	n. s.	n. s.	0,370
	2000	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,144
	2001	35	21, 41	35, 40	21, 41	n. s.	0,024
	2002	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,0573
Lignin (abs. 225 $nm \cdot g^{-1}$ buněčné stěny)	1998	35	n. s.	—	21	n. s.	0,007
	1999	n. s.	n. s.	—	n. s.	n. s.	0,493
	2000	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,850
	2001	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,340
	2002	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,144
REIP	1998	35	n. s.	—	21, 39	35	0,016
	1999	35,39	n. s.	—	21	21	0,001
	2000	35, 39, 40, 41	21	21	21	21	0,000
	2001	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,937
	2002	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	n. s.	0,842

Pozn.: V každém roce zvlášť byla data hodnocena analýzou rozptylu s jednoduchým tříděním (ANOVA), rozdíly mezi konkrétními stanovišti byly určeny pomocí Tukey—Kramerova srovnávacího testu. Statisticky významné rozdíly v případě, že $p < 0,05$. n. s. neprůkazný rozdíl (anglicky *„not significant“*), „—“ stanoviště nebylo hodnoceno.

pigmentů, obsahu ligninu v jehlicích a spektrálního indexu REIP v letech 1998–2002 lze uzavřít, že původní výrazné rozdíly mezi západním a středním Krušnohořím se postupně vyrovnávaly, a zvláště ve středním Krušnohoří došlo od roku 1998 ke zlepšení stavu stromů. K vyrovnání fyziologického stavu smrkových porostů na všech stanovištích došlo jednak v důsledku přechodného mírného zhoršení fyziologického stavu na původně relativně zdravých stanovištích v oblasti Přebuzi (masivní žloutnutí po roce 1999) a jednak v důsledku intenzivních regeneračních procesů u stromů z původně silně poškozených stanovišť v centrálním Krušnohoří. Pokračování tohoto trendu bylo potvrzeno i v následující dekádě (2002–2013), jak je prezentováno v kapitole 19, nicméně již nenásledovalo zhoršování fyziologického stavu smrkových porostů v západním Krušnohoří. To je i v souladu se zjištěním prezentovaným v dokumentech Ministerstva životního prostředí ČR (MŽP ČR 2008, Cikánová a kol. 2014).

21. Vývoj fyziologického stavu porostů pěti modelových stanovišť v období 1998–2003: makroskopické kritérium vývojových směrů pupenů

Tradiční makroskopické indikátory fyziologického stavu smrku ztepilého (*Picea abies* L. Karst.), jako je odlistění koruny a barevné změny jehlic, patří k nejběžněji používaným metodám velkoplošného sledování zdravotního stavu porostů (ICP Forest 2016, ICP Forests Manual 2016). Je zřejmé, že odlistění koruny je projekcí mnoha let vývoje stromu a nepostihuje jeho současnou vitalitu (Klap a kol. 2000; Dobbertin, Brang 2001). K posouzení vitality stromu, potenciálu pro obnovu koruny, je třeba použít další makroskopické indikátory, jako např. zastoupení vývojových směrů pupenů (Albrechtová 1997; Polák 2005; Polák, Albrechtová, Rock 2006; Polák a kol. 2006, kapitola 11) nebo retrospektivní hodnocení vývoje a růstu větví (Cudlín, Novotný, Chmelíková 2001).

Během let 1998–2003 probíhal výzkum vitality homogenních smrkových porostů na pěti výzkumných plochách v západním (plochy 1–3) a středním (plochy 4, 5) Krušnohoří s použitím kombinace makroskopických, biochemických, strukturálních a spektrálních analýz (kapitola 20, Albrechtová a kol. 2001). Stanoviště jsou detailně popsána v kapitole 20, tabulka 26 (stanoviště Přebuz 21, Přebuz 40, Přebuz 41, Kovářská 39 a Černý potok 35). V této kapitole se zaměříme na výsledky a interpretaci dat získaných s použitím makroskopického indikátoru hodnocení vitality stromu na základě zastoupení vývojových směrů pupenů, což je metodicky popsáno v kapitole 11. Připomínáme, že kritérium je uplatňované na vegetativních pupenech smrku, které dávají vznik novým výhonům v koruně. Kritérium umožňuje makroskopicky (po rozříznutí pupenu) rozeznat dva základní směry, kterými se může vývoj vegetativních pupenů smrku ztepilého ubírat: (1) pupeny rostoucí, které dávají vznik novým výhonům, (2) pupeny nerostoucí, které se pravidelného růstu neúčastní, a ty je pak možné dělit podle toho, zda si zachovaly (pupeny spící) nebo nezachovaly (pupeny odumřelé – abortované) růstový potenciál.

21.1. Popis stanovišť a jejich vývoje v letech 1998–2003 s použitím běžných makroskopických indikátorů

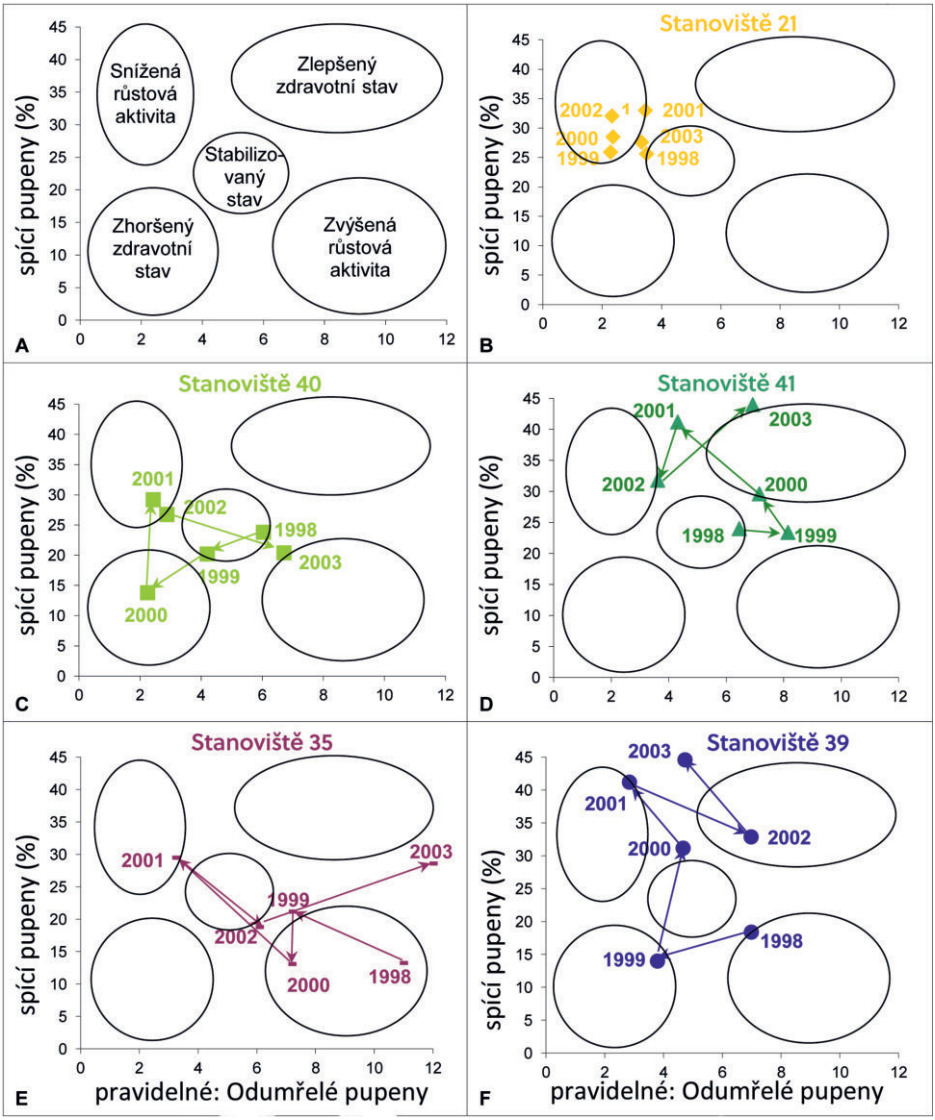
Výzkumné plochy u Černého potoka (35) a u Kovářské (39) umístěné v centrálním Krušnohoří byly v době největších smogových epizod zasaženy atmosférickým znečištěním mnohem více nežli stanoviště v západním Krušnohoří nedaleko Přebuzi. Nejzdravější stanoviště se nacházela v západním Krušnohoří (21 – zdravý porost, 40 a 41 – DC1) a poškozená v centrálním Krušnohoří (39 – DC2 a 35 – DC3). Poškození stanovišť 35 a 39 dokumentoval vysoký stupeň poškození stromů v roce 1998 a 1999 určený na základě defoliace koruny a nízkého počtu ročníků jehlic (obr. 89A, D v kapitole 20). V následujících letech se fyziologický stav těchto porostů významně zlepšil. Naproti tomu stav porostů ze západního Krušnohoří (21, 40 a 41 u Přebuzi) byl v roce 1998 velice dobrý. Ovšem na jaře roku 1999 došlo vlivem kombinace stresových faktorů v západním Krušnohoří, a tedy i na plochách 40 a 41 k masivnímu žloutnutí stromů, které jevilo příznaky novodobého chřadnutí lesních porostů spojeného s kritickou limitací základních živin (Šrámek a kol. 2014). V průběhu pozorování došlo ke zvýšení stupně poškození porostu. Tento stav setrvával až do roku 2002. V roce 2003 došlo na stanovištích 40 a 41 k mírnému zlepšení fyziologického stavu porostů (kapitola 20).

Zatímco odlistění koruny vypovídá spíše o degradačních procesech v koruně stromu, tak zastoupení sekundárních výhonů odráží intenzitu regeneračních procesů realizovaných adventivními neboli sekundárními výhony (Cudlín, Novotný, Chmelíková 2001). Vysoké zastoupení sekundárních výhonů v roce 2002 a 2003 na stanovištích 35 a 39 v centrální části Krušných hor ukazuje intenzivní regeneraci v koruně a dlouhodobější působení stresových faktorů, nežli na stanovištích 21, 40 a 41 ze západního Krušnohoří (obr. 89C v kapitole 20).

21.2. Zhodnocení stavu porostů a jejich vitality na základě zastoupení vývojových směrů pupenů

Pro určení současné vitality porostu (kapitola 11, Polák, Albrechtová, Rock 2006; Polák a kol. 2004) byla na každém stanovišti z pěti reprezentativních stromů systematicky odebrána větev z nezastíněné střední, produkční části koruny. Na základě podrobného statistického hodnocení výsledků shlukovou analýzou bylo při ověřování kritéria makroskopického hodnocení vývojových směrů pupenů odlišeno pět shluků odpovídajících pěti stavům vitality stromu (kapitola 11). Shluky se navzájem mezi sebou liší poměrem rostoucích a odumřelých pupenů odrážejících intenzitu tvorby nových výhonů, a zastoupením pupenů spících, které tvoří rezervy pro náhradu asimilačních orgánů (obr. 93).

Stanoviště 21 (obr. 93B): Podle zastoupení vývojových směrů pupenů bylo v roce 1998 stanoviště ve stabilizovaném stavu, nebylo postiženo masivním



Obr. 93 – Vitalita jedinců smrku ztepilého určená na základě analýzy zastoupení vývojových směrů pupenů. Na ose *x* je vynesen poměr pravidelných (rostoucích) a odumřelých pupenů (čím vyšší hodnota, tím intenzivnější je produkce nových výhonů) a na ose *y* je vynesen procentuální podíl pupenů spících (čím vyšší hodnota, tím vyšší jsou rezervy pro nahrazení asimilačních orgánů). A – Kombinace hodnot obou proměnných určuje současnou vitalitu stromu do pěti kategorií vitality stromu popsaných v kapitole 11. B–F – Aplikace kritéria na pěti výzkumných stanovištích 21, 40, 41, 35, 39 (kapitola 20, tab. 26) v Krušných horách v letech 1998–2003.

žloutnutím, a v následujících letech stanoviště bylo ve stavu snížené růstové aktivity, kdy bylo poměrné zastoupení rostoucích pupenů nízké, ale přetrvávala vysoká zásoba spících pupenů pro případ obnovy koruny, kdyby bylo třeba. Degradační procesy v koruně byly a zůstaly minimální, proto i málo intenzivní produkce výhonů vede k vytvoření takového množství asimilátů, které postačuje pro zásobování všech sinků (tj. místo spotřeby asimilátů) a udržení životaschopnosti a rovnovážného stavu jedince. Nicméně toto stanoviště i dle dalších makroskopických a fyziologických parametrů se jevilo jako zdravé. Toto stanoviště prokazovalo nejvyšší vitalitu po celou dobu sledování.

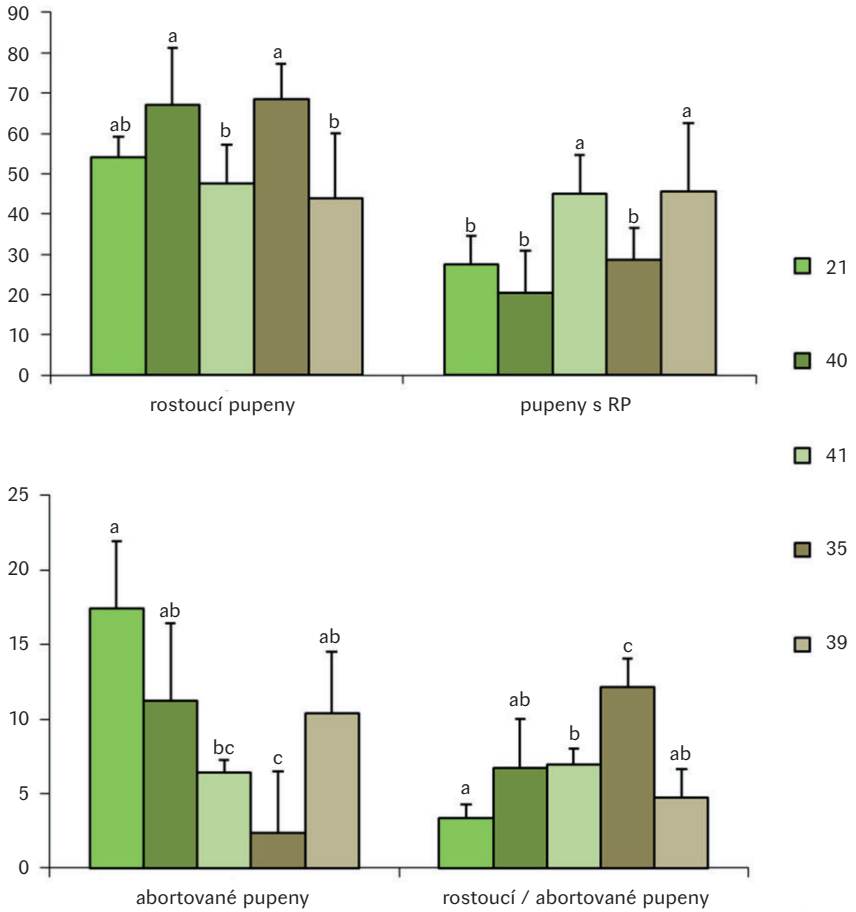
Stanoviště 40 a 41: Vitalita stromů na stanovištích 40 a 41 ze západního Krušnohoří byla v roce 1998 ve stabilizovaném stavu (obr. 93C, D). Poté se až do roku 2001 víceméně snižovala intenzita tvorby výhonů z důvodu, že došlo k navýšení odumírání pupenů (obr. 94) doprovázeném masivním žloutnutím jehlic. Zvýšená intenzita tvorby výhonů v roce 2003 mohla být odezvou na velkoplošnou aplikaci dolomitického vápence a hnojení v roce 2000 (Stejskalová 2003). Zvýšení defoliace koruny může „spustit" u rezilientních stromů obranné mechanismy, jako je např. zvýšená alokace asimilátů do procesů spojených s regenerací koruny, což může vést k dalšímu zvýšení růstové aktivity. U stromů náchylných na působení stresových faktorů, energeticky více vyčerpaných může další zvýšení defoliace koruny být i letální. Díky vyššímu zastoupení spících pupenů je stanoviště 41 ve srovnání se stanovištěm 40 lépe připraveno nahradit zvýšené odlistění koruny. Je zajímavé zmínit, že tato dvě stanoviště jsou v těsné blízkosti několika set metrů, tedy asi zde mohou hrát roli půdní mikropodmínky stanoviště (kapitola 18).

Stanoviště 35 a 39: Vitalita stromů z centrálního Krušnohoří byla v roce 1998 ve stavu zvýšené růstové aktivity (obr. 93E, F). Zvýšená růstová aktivita v kombinaci se snížením stresové zátěže (zejména poklesem atmosférických polutantů, kapitola 3) vedla k postupnému převládnutí regeneračních procesů v koruně nad degradačními procesy a k výraznému zlepšení zdravotního stavu. Opět i zde mohla mít pozitivní vliv na vývoj porostů aplikace dolomitického vápence v roce 2001 (stanoviště 35) a 2002 (stanoviště 39; údaje z ÚHUL, Stejskalová 2003).

21.3. Posouzení schopnosti obnovy koruny stromů na stanovištích na základě kritéria zastoupení vývojových směrů pupenů

Sledovaných pět krušnohorských stanovišť bylo možno rozdělit do tří oblastí podle dlouhodobého trendu vývoje zdravotního stavu:

Západní Krušné hory 1 – stanoviště 1 (21): Zdravotní stav stromů hodnocený na základě vývojových směrů pupenů na tomto stanovišti byl na konci sledovaného údobí v roce 2003 stabilizovaný a byl ve fázi snížené růstové aktivity. Degradační procesy v koruně byly minimální, je zřejmé, že i málo intenzivní



Obr. 94 – Poměrné zastoupení vývojových směrů pupenů v roce 1998 u stanovišť v západním (21, 40 a 41) a centrálním (35 a 39) Krušnohoří. Na osách *y* je vždy vyneseno procentuální zastoupení daného vývojového směru pupenů (rostoucí pupeny, pupeny s růstovým potenciálem – RP, abortované pupeny), či jejich poměr (rostoucí/abortované pupeny). Úsečky nad sloupci odpovídají směrodatné odchylce, rozdílná písmena značí statisticky průkazný rozdíl na hladině $\alpha = 0{,}05$.

růst dokáže vyprodukovat takové množství asimilátů, které postačuje pro zásobování všech procesů a udržení životaschopnosti pletiv stromu. Průměrný fyziologický stav stromů na tomto stanovišti, které ovšem nebylo postiženo v roce 1999 ani později masivním žloutnutím, byl charakteristický málo intenzivním růstem, ale vysokým zastoupením rezerv (spících pupenů) pro náhradu asimilačních orgánů (obr. 94). Tento porost jevil vysoký potenciál pro obnovu koruny v případě působení stresových faktorů.

Západní Krušné hory 2 – stanoviště 40 a 41: V roce 1999 zde bylo pozorováno masivní žloutnutí jehlic a stromy se dostaly na hranici stabilizovaného zdravotního stavu. Žloutnutí porostů pak zcela vymizelo, což mohlo být důsledkem opadu již žlutých jehlic, a navíc tyto plochy byly chemicky meliorovány (Šrámek a kol. 2014, Stejskalová 2003, ÚHUL). Na těchto stanovištích byla pozorována nejvyšší defoliace koruny v roce 2002 a 2003 ze sledovaných stanovišť. Stromy z těchto stanovišť však měly před touto událostí vysoký počet ročníků jehlic (v průměru 9), tudíž nadále zůstávaly v dobrém fyziologickém stavu. V roce 2003 zde byla patrná značná regenerace koruny, charakteristická intenzivním růstem výhonů, ale již vysokým zastoupením pupenů spících (obr. 94). Nedojde-li k neočekávanému silnému stresovému zatížení, očekáváme, že v blízké době nastane rovnováha mezi degradačními a regeneračními procesy v koruně, růst se zpomalí a stav bude stabilizovaný. Přesto v další budoucnosti očekáváme, že působení stresových faktorů povede nejenom ke zvyšování defoliace koruny náchylných stromů, ale také v první fázi ke zvýšené mortalitě pupenů a stagnaci růstu. Poté bude následovat zvýšená růstová aktivita rezilientních stromů nebo odumření náchylných jedinců.

Střední Krušné hory – stanoviště 35 a 39: Tato stanoviště byla v roce 1998 závažně postižena emisemi z předchozího období a vykazovala výrazně vyšší stupeň poškození než všechna stanoviště v západním Krušnohoří (kapitola 21). Díky snížení stresové zátěže atmosférickými polutanty od roku 1998 (kapitola 3) došlo u stromů ke zvýšení růstové aktivity a k postupnému převládnutí regeneračních procesů nad degradačními procesy a k výraznému zlepšení zdravotního stavu (obr. 94). Nedojde-li k náhlému silnému stresovému zatížení těchto porostů, je možné očekávat pokračující trend zvýšené obnovy koruny.

21.4. Závěry

V roce 1998 byl pozorován gradient poškození stanovišť na různých hierarchických úrovních pozorování včetně úrovně makroskopické, což odpovídalo gradientu historické imisní zátěže těchto stanovišť, kdy v roce 1998 se nejzdravější stanoviště nacházela v západním Krušnohoří (21 – zdravý porost DC0, 40 a 41 – DC1) a nejpoškozenější v centrálním Krušnohoří (39 – DC2 a 35 – DC3). V průběhu dalších let došlo do roku 2003 k zprůměrování fyziologického stavu na všech stanovištích, jednak v důsledku přechodného zhoršení zdravotního stavu na původně relativně zdravých stanovištích v oblasti Přebuzi (masivní žloutnutí po roce 1998) a jednak v důsledku intenzivních regeneračních procesů u stromů z původně silně poškozených stanovišť v centrálním Krušnohoří.

Tedy ohledně fyziologického stavu sledovaných porostů můžeme na základě pozorování v letech 1998–2003 uzavřít:

– *Západní Krušné hory 1:* stanoviště 21 vykazující dlouhodobě dobrý fyziologický stav.

– *Západní Krušné hory 2:* stanoviště 40 a 41 zasažená v roce 1999 masivním žloutnutím jehlic, jejich stav se přechodně zhoršil, avšak zlepšoval se, patrně v důsledku chemické meliorace porostů, a nadále se jevil v roce 2003 jako uspokojivý.
– *Střední Krušné hory:* stanoviště 35 a 39 výrazně poškozená imisemi před rokem 1998, docházelo zde k regeneračním procesům pozorovaných na více hierarchických úrovních – od makroskopické přes úroveň mikroskopickou po úroveň metabolických indikátorů.

Pokud bereme v úvahu pouze defoliaci koruny, pak můžeme usoudit, že výrazný rozdíl mezi fyziologickým stavem smrkových porostů ve středním a západním Krušnohoří se setřel díky tomu, že v minulosti poškozené porosty ve středním Krušnohoří regenerovaly, zatímco stav v minulosti relativně zdravých porostů v západním Krušnohoří se mírně zhoršil. Odhad celkové defoliace koruny nemá sám o sobě dostatečnou výpovědní hodnotu pro informaci o současném trendu vývoje porostu, ale je důležitý v kombinaci s jinými indikátory poškození. Takovým je nedávno vyvinutý makroskopický indikátor zastoupení vývojových směrů pupenů a jeho interpretace (kapitola 11), který umožňuje určit vitalitu porostu a případně predikovat jeho připravenost reagovat na stresové podmínky prostředí. Zastoupení vývojových směrů pupenů je navrhováno jako možný, efektivní indikátor vitality smrku ztepilého pro lesní management pro sledování fyziologického stavu porostů a vitality stromu pro obnovu koruny.

22. Hodnocení poškození jehlic smrku ztepilého na základě mikroskopických indikátorů

Pro zjištění poškození smrku ztepilého jsme studovali též mikroskopické indikátory poškození anatomické stavby jehlic, které ukazují na časná stádia poškození, dosud neviditelná pouhým okem. Anatomická stavba jehlice se může měnit s různými faktory prostředí biotickými a abiotickými (přehled viz Günthardt-Goerg, Vollenweider 2007). Antropogenní znečištění, např. ozón (Vollenweider, Ottiger, Günthardt-Goerg 2003, Kivimaenpaa a kol. 2010), SO_2, nebo obecně kyselé srážky (Albrechtová a kol. 2007, Moss a kol. 1998), mohou zásadním způsobem měnit anatomickou strukturu mezofylových buněk. Mikroskopické symptomy senescence (stárnutí) mezofylových buněk zahrnují např. degeneraci chloroplastů, vakuolizaci cytoplazmy (Günthardt-Goerg, Vollenweider 2007). Při působení stresových faktorů prostředí dojde u jehlic k urychlení symptomů senescence, které jsou pozorovatelné na makroskopické a mikroskopické úrovni v krátké době před opadem jehlic. Během senescence jehlic dochází k degradaci proteinů uvnitř degenerujících mezofylových buněk, zatímco vodivá a pokožková pletiva si zachovávají svou integritu déle. Proto jsme se ve studiu mikroskopických změn anatomické stavby jehlic soustředili na indikátory poškození mezofylových buněk, podobně jako jiní autoři. Pro smrk červený tyto indikátory mikroskopického poškození mezofylových buněk zahrnovaly poškození chloroplastů, stupeň plazmolýzy, hromadění vakuolárních taninů, výskyt subcelulárních inkluzí a akumulace šťavelanu vápenatého (Vogelmann, Rock 1988; Moss a kol. 1998). V naší studii jsme použili vybrané semikvantitativní indikátory spolu s kvalitativním popisem mikroskopických změn mezofylových buněk.

22.1. Stanoviště, odběr vzorků jehlic a metoda přípravy anatomických preparátů

Jehlice byly odebírány na pěti modelových stanovištích, která v roce 1998 pokrývala gradient stupně poškození stanovišť od 0 (zdravý porost) do 3 (silně poškozený porost). Na těchto stanovištích byl hodnocen fyziologický stav smrkových porostů jednak s použitím vybraných makroskopických indikátorů

Tab. 27 – Přehled vápnění sledovaných ploch

Stanoviště 21	Stanoviště 35	Stanoviště 39	Stanoviště 40	Stanoviště 41
1985 (3 t·ha^{-1})	1990 (2,2 t·ha^{-1})			
2000 (2,5 t·ha^{-1})	2002 (3 t·ha^{-1})	2001 (3 t·ha^{-1})	2000 (3 t·ha^{-1})	2000 (3 t·ha^{-1})

Pozn.: Minimální hmotnost v suchém materiálu: $CaCO_3 + MgCO_3$: 80 %, z toho $MgCO_3$: 36,5 %.

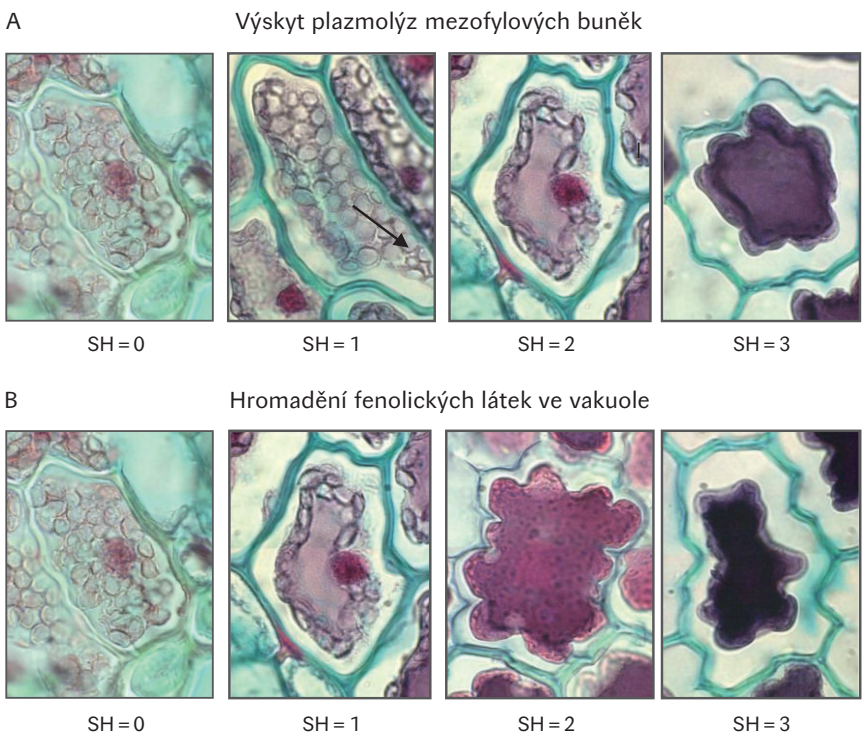
a indikátorů biochemických (kapitola 20) a též s použitím makroskopického kritéria zastoupení vývojových směrů pupenů (kapitola 21). Nejzdravější stanoviště se nacházela v západním Krušnohoří (stanoviště 21 – zdravý porost DC0, 40 a 41 – DC1) a stanoviště poškozená byla v centrálním Krušnohoří (39 – DC2 a 35 – DC3). Poškození stanovišť 35 a 39 dokumentoval vysoký stupeň poškození stromů v roce 1998 a 1999 určený na základě defoliace koruny a nízkého počtu ročníků jehlic (obr. 95A, D v kapitole 21). V tabulce 27 je uvedeno vápnění jednotlivých sledovaných ploch.

Na každém z pěti stanovišť bylo v roce 1998 vybráno pět reprezentativních stromů – stejných pro všechny analýzy prezentované v kapitolách 20 a 21. Z nich byla systematicky odebírána slunná větev z produkční části koruny (10–12 m nad zemí) pomocí teleskopických nůžek. Vzorky jehlic pro anatomické analýzy byly odebrány na konci vegetační sezóny, a to: v říjnu 2000, v říjnu 2002 a na přelomu května a června 2003. Zpracovány byly první a třetí ročníky jehlic. Mimo to jsme ještě mohli naše výsledky z let 2000–2003 srovnat s výsledky týmu našeho spolupracovníka prof. Barrett N. Rocka z USA, který měl k dispozici anatomické řezy jehlicemi stromů sice z jiných stanovišť, nicméně byl znám stupeň poškození stromu (DC0–DC3) definovaného podle stupnice založené na odlistění koruny (tab. 5, kapitola 8).

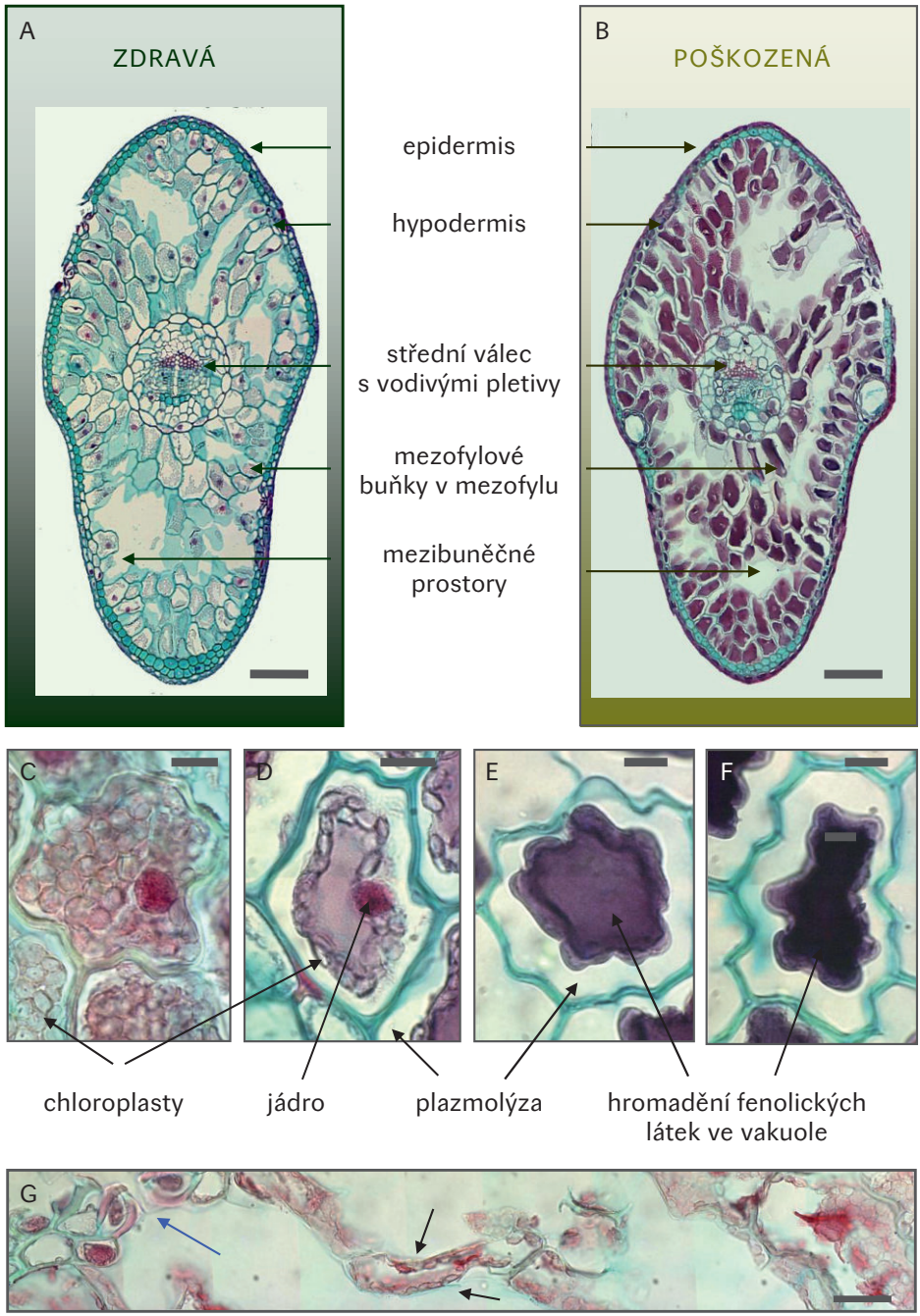
Vzorky pro anatomickou analýzu byly odebírány ihned po odběru větve a fixovány v roztoku 70% etanolu, formaldehydu a kyseliny octové v poměru 18:1:1 (Němec 1962). Odebírány byly střední části jehlic. Z nich byly připraveny parafínové příčné řezy jehlicemi (kapitola 13, Němec 1962). Řezy jehlicemi o tloušťce 14 μm byly barveny safraninem a světlou zelení (Johansen 1940), kdy se fenolické látky barví vínově až temně fialově, jádra jasně vínově a celulózní buněčné stěny bez fenolických látek se barví světle zeleně. Celkem bylo hodnoceno 378 příčných řezů jehlicemi odebraných v roce 2002 a 720 řezů jehlicemi odebraných v roce 2003. Data z roku 2000 byla získána ze 180 řezů. Jehlice smrku ztepilého, pro porovnání mikroskopických indikátorů poškození jehlic z let 1991, byly odebrány ze stanovišť v centrálním Krušnohoří, v oblasti Božího Daru, a celkem bylo analyzováno 24 řezů – 12 z prvního a 12 ze 3. ročníku jehlic pouze ze stromů velmi poškozených DC3. V roce 1996 již byly jehlice odebrány z 15 stromů s větší škálou poškození DC0–DC2 v blízkosti Božího Daru a Kovářské a celkem bylo hodnoceno 168 řezů.

22.2. Popis semikvantitativního hodnocení příčných řezů jehlic

Bylo hodnoceno několik strukturálních indikátorů poškození mezofylových buněk a těmto indikátorům byly přiřazeny semikvantitativní hodnoty stupnice od 0 do 3: 0 – žádný výskyt, odpovídá nejlepšímu, tedy zdravému stavu mezofylové buňky, kdy sledovaná charakteristika nebyla vůbec přítomna, 1 – málo, 2 – středně, 3 – hodně (kapitola 13). Řezu byla přiřazena taková semikvantitativní hodnota, která odpovídala stavu nadpolovičního počtu buněk, tj. byla charakteristická pro více jak 50 % mezofylových buněk na příčném řezu jehlicí. Byly hodnoceny tři indikátory poškození mezofylových buněk: poškození chloroplastů a jejich integrita (obr. 55A v kapitole 13), výskyt plazmolýz mezofylových buněk (stupnice semikvantitativního hodnocení, obr. 95A), hromadění fenolických látek ve vakuole (stupnice semikvantitativního hodnocení, obr. 95B) podle autorů (Vogelmann, Rock 1988; Adams, Perkins, Klein 1991; Moss a kol. 1998).



Obr. 95 – Semikvantitativní hodnoty (SH) stupnice buněčných změn mezofylových buněk. A – výskyt plazmolýz mezofylových buněk, B – akumulace fenolických látek v centrální vakuole. Barveno safraninem a světlou zelení (Johansen 1940): fenolické látky se barví vínově až temně fialově, jádra jasně vínově, celulózní buněčné stěny bez fenolických látek se barví světle zeleně.



Obr. 96 – Jehlice smrku ztepilého

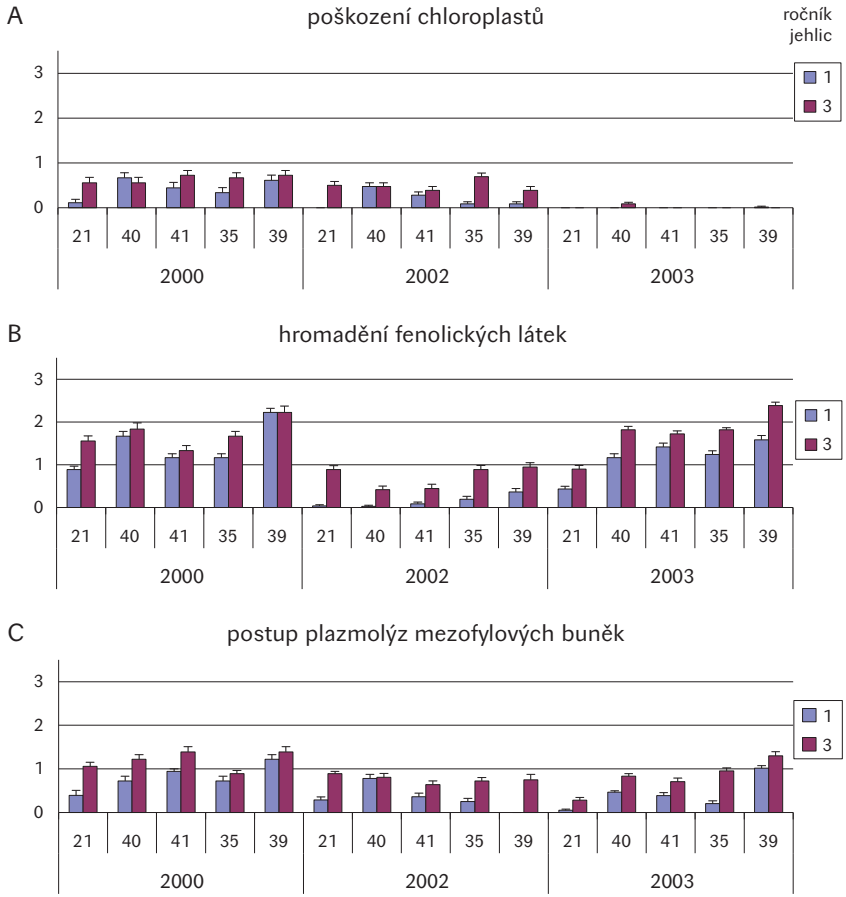
22.3. Analýza mikroskopických markerů na sledovaných stanovištích v roce 2000, 2002 a 2003

Anatomická stavba jehlic smrku ztepilého je vidět na obrázku 96 a je popsána v kapitole 13 (obr. 52). Jehlice zdravé a poškozené mají značné rozdíly ve stavu mikroskopických indikátorů mezofylových buněk. Na obrázku 96A je vidět celkový řez jehlicí zdravou, která má oproti jehlici poškozené (obr. 96B) zřetelné mnohočetné chloroplasty vyskytující se rovnoměrně v cytoplazmě mezofylových buněk, tvorba centrální vakuoly není ještě příliš pokročilá a hromadění fenolických látek je též téměř nezřetelné – taninové depozity se v barvení prezentovaném na obrázku 96 jeví jako vínové, fialové až temně fialové. Při srovnání s jehlicí poškozenou je možné v této pozorovat výraznou akumulaci fenolických látek v centrální vakuole. Tyto látky jsou taninového charakteru (ověřeno histochemicky, Soukupová a kol. 2000). Akumulaci fenolických látek v důsledku poškození jehlic smrku ztepilého vzdušným znečištěním pozorovali i jiní autoři (např. Soikelli 1981; Kivimaenpaa a kol. 2004).

Buňka na obrázku 96C je zdravá mezofylová buňka s jasně ohraničenými, zřetelnými chloroplasty, zřetelným jádrem a nízkou akumulací taninových látek. Na obrázku 96D je vidět počáteční stádium poškození mezofylové buňky, které je spjato s několika mikroskopickými indikátory: počátek hromadění taninů ve vakuole, tvorba plazmolýz – odtržení cytoplazmatické membrány od buněčné stěny, ale jádro je stále zřetelné. Na obrázku 96E je vidět silně poškozená mezofylová buňka, kde už je plazmolýza patrná po celém obvodu buněčné stěny, jádro již není dobře zřetelné (umístěné mírně napravo nahoře od centra vakuoly), ani jednotlivé chloroplasty. Na obrázku 96F je již zřejmá dezintegrace buňky – není zřetelné jádro, ani jednotlivé chloroplasty a ve vakuole je extrémní množství fenolických látek, které se barví velmi intenzivně tmavě fialově. Popsané negativní mikroskopické změny mezofylových buněk mohou sloužit jako mikroskopické indikátory poškození jehlic. Semikvantitativní stupnici komplexního poškození mezofylových buněk o 3–5 stupních použili i jiní autoři (Soikelli 1981; Kukkola, Huttunen 1998) a stupnice zahrnovala změnu

---

Obr. 96: A – příčný řez středovou částí zdravé jehlice; B – příčný řez středovou částí poškozené jehlice; jednotlivá pletiva tvořící jehlici jsou popsána v obrázku; C – zdravá mezofylová buňka; D – počáteční stádium poškození mezofylové buňky – počátek vakuolizace, a hromadění taninů ve vakuole, projevy plazmolýzy; E – silně poškozená mezofylová buňka; F – počátek dezintegrace buňky – není zřetelné jádro, chloroplasty; G – akutní poškození jehlice způsobené vstupem poškozující látky skrze průduch; buněčné stěny mezofylových buněk sousedící s intercelulárou jsou ztenčené, až narušené; A–F – převzato z Albrechtová (2003). Úsečka odpovídá A, B – 200 µm; C–F – 10 µm; G – 25 µm. Barveno safraninem a světlou zelení (Johansen 1940): fenolické látky se barví vínově až temně fialově, jádra jasně vínově, celulózní buněčné stěny bez fenolických látek se barví světle zeleně.



Obr. 97 – Semikvantitativní hodnocení v rozmezí 0–3 (obr. 95) vybraných sledovaných parametrů mikroskopického poškození mezofylových buněk na řezech jehlicemi smrku ztepilého, 0 odpovídá nejmenšímu poškození buněk, 3 odpovídá silnému poškození. A – poškození chloroplastů, B – hromadění fenolických látek, C – postup plazmolýz mezofylových buněk. A–C – Porovnání měření jehlic z let 2000, 2002 a 2003 pro stanoviště v oblasti Přebuzi (21, 40 a 41) a v oblasti Kovářské (35 a 39). A–C – vertikální úsečky označují směrodatné odchylky.

ve formě a hromadění taninů v centrální vakuole, výskyt a intenzitu plazmolýz. Nejvyšší stupeň poškození buněk byl charakterizován kolabovanými buňkami s deformovanými buněčnými stěnami, nezřetelnými organelami a tmavými vnitrobuněčnými depozity taninového charakteru (Soikelli 1981).

V naší studii na jehlicích v letech 2000–2003 jsme v žádném případě nepozorovali akutní poškození jehlice způsobené vstupem toxické látky skrze průduch. Na obrázku 96G je vidět akutní poškození jehlic odebraných ve

středních Krušných horách v roce 1991 prof. Barrett N. Rockem. Je zde jasně vidět poškození mezofylových buněk v sousedství s mezibuněčnými prostorami: buněčné stěny mezofylových buněk sousedící s intercelulárou jsou ztenčené, až narušené. Je zřejmé, že toto poškození souvisí s transportem látek vzdušného znečištění skrze průduch – mohlo se jednat buď o ozón nebo oxidy síry, vytvářející uvnitř jehlice kyselinu o velmi nízkém pH.

Z porovnání semikvantitativních hodnot sledovaných mikroskopických parametrů mezofylových buněk jehlic v letech 2000, 2002 a 2003 je zřejmé, že v těchto letech byl fyziologický stav jehlic vcelku vyrovnaný na všech stanovištích (obr. 97). Mikroskopický marker poškození chloroplastů (obr. 97A) reflektuje zlepšování fyziologického stavu smrku na všech stanovištích stejně během let pozorování. Pouze v případě akumulace fenolických látek (obr. 97B) je patrný trend zachování rozdílu v historickém poškození stromů, kdy stromy ze stanovišť 35 a 39 z centrálního Krušnohoří byly silně poškozené oproti stromům ze západního Krušnohoří v oblasti Přebuzi (stanoviště 21, 40, 41) a u jehlic z oblasti Kovářské (stanoviště 35 a 39) je patrná vyšší akumulace fenolických látek. Postup plazmolýz mezofylových buněk (obr. 97C) jevil sestupný trend mezi srovnávanými roky, nicméně v oblasti Kovářské tento trend nebyl příliš patrný. Stanoviště 21 u Přebuzi se nadále jevilo jako nejzdravější. Stromy ze stanovišť 40 a 41, které byly lokalizovány v oblasti, kde bylo po roce 1998 pozorováno masivní žloutnutí stromů, byly v letech analýz v uspokojivém fyziologickém stavu. Relativně dobrý stav jehlic je možné přičítat i vlivu vápnění, které všechny plochy v určitých dávkách popsaných v tabulce 27 obdržely v době před sledováním mikroskopických indikátorů v této studii.

22.4. Závěry

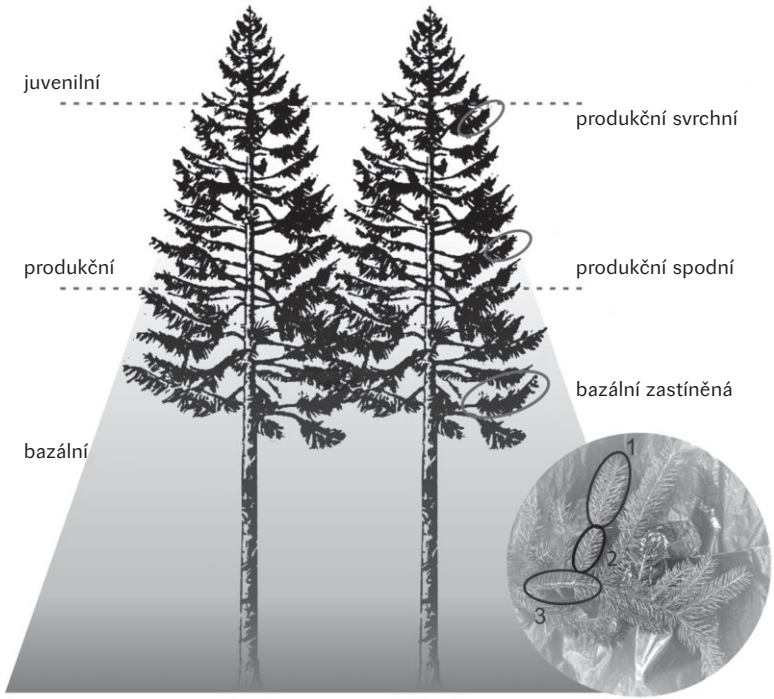
Na základě detailního hodnocení fyziologického stavu jehlic vyjádřeného mikroskopickými změnami pozorovanými na anatomických řezech jehlicemi smrku ztepilého je možno uzavřít, že na počátku nového tisíciletí byl fyziologický stav jehlic vyrovnaný a celkově uspokojující a že docházelo ještě k mírnému zlepšování, viz stav chloroplastů. Na základě histologických analýz je možné říci, že vápnění porostů mělo pozitivní vliv na mikroskopické indikátory jehlic smrku ztepilého.

Negativní mikroskopické změny mezofylových buněk mohou sloužit jako mikroskopické indikátory poškození jehlic. Mikroskopické indikátory založené na histochemických detekcích mají výpovědní hodnotu i o probíhajících metabolických změnách. Pozorování na úrovni mikroskopické analýzy poškození jehlic smrku ztepilého dokumentující obdobný fyziologický stav na stanovištích ve středním a západním Krušnohoří je v souladu s pozorováními na jiných hierarchických úrovních, kdy docházelo k vyrovnávání fyziologického stavu, které odpovídá mírnému až střednímu poškození (kapitola 20).

23. Vegetační indexy ve vertikálním profilu koruny

Při získávání spektrálních dat pomocí dálkového průzkumu Země pochází zaznamenaný signál v různém poměru ze záření odraženého z několika vrstev koruny, největší podíl tvoří záření odražené z osluněných horních větví. Optický signál zaznamenaný senzory z letadla či družice na úrovni korun a porostů je navíc směsí záření odraženého nejen od listoví, ale i od dřevnatých částí větví, podrostu, opadu a půdy (Malenovský a kol. 2009).

Gradient dopadajícího záření ve vertikálním profilu koruny dospělých stromů podmiňuje rozdíly v biofyzikálních, biochemických (Homolová a kol. 2012), strukturálních i fyziologických (Niinemets a kol. 2007) parametrech listoví. Charakter gradientu dopadajícího záření bývá druhově specifický v závislosti na architektuře koruny. U dospělých jedinců smrku ztepilého lze popsat úbytek ozářenosti v koruně směrem dolů lineární funkcí, zatímco např. u buku lesního ozářenost klesá exponenciálně (Reiter a kol. 2005). V mladých porostech smrku ztepilého ve spodních patrech koruny může ozářenost klesat až na 10 % intenzity záření dopadajícího na horní patra (Kalina a kol. 2001). Vertikální gradient některých biochemických parametrů (např. obsahy chlorofylů, karotenoidů a vody) jehlic byl již v koruně smrku popsán (např. Homolová a kol. 2012): obsah fotosyntetických pigmentů (vztažený na jednotku sušiny) a obsah vody v jehlicích smrku ztepilého se zvyšuje s ubývající intenzitou ozářenosti (v koruně směrem dolů). Biochemické parametry listoví mohou být použity jako nespecifické indikátory fyziologického stavu stromů, jak je popsáno v kapitole 12. Zároveň obsahy vybraných biochemických látek např. fotosyntetických pigmentů (Ustin a kol. 2009, Malenovský a kol. 2013), ligninu, celulózy (Kokaly a kol. 2009) nebo fenolických látek (Skidmore a kol. 2010, Lhotáková a kol. 2013) určují optické vlastnosti listoví ve viditelné a infračervené části elektromagnetického spektra (podrobně v kapitole 14). Lze tedy očekávat, že i optické vlastnosti listoví a vegetační indexy z nich odvozené budou vykazovat vertikální heterogenitu podobně jako biochemické a biofyzikální parametry. Studie, které se zabývají vertikálním gradientem optických vlastností (anebo z nich odvozených vegetačních indexů) v koruně, jsou však ojedinělé. Wang a Li (2009) zohlednili vertikální heterogenitu biofyzikálních a biochemických parametrů listoví v koruně buku (*Fagus crenata Blume*) ve vícevrstevném modelu



Obr. 98 – Schéma odběru dat v rámci stromu. Odebrány byly větve ze tří částí stromu (z osluněné horní a dolní produkční a ze zastíněné bazální). Z každé větve byly na další analýzy použity výhony tvořené prvními třemi ročníky jehlic, jak je ukázáno v detailu obrázku. Zdroj: upraveno podle Kopačková a kol. 2014.

přenosu záření (RTM) na úrovni koruny. U jehličnanů doposud podobný přístup nebyl využit. V této studii byl za účelem postižení vertikální heterogenity v optických vlastnostech použit empirický přístup a byly porovnávány regresní vztahy mezi vegetačními indexy a biochemickými a biofyzikálními parametry listoví.

23.1. Odběr, biochemické parametry a optické vlastnosti jehlic

Data zpracovaná v této kapitole byla získána v roce 2013 na 11 stanovištích v Krušných horách. Jejich přesná lokalizace a charakteristika jsou uvedeny v kapitole 8. Na každém stanovišti bylo vybráno pět dospělých smrků, ze kterých specializovaní horolezci odebrali větve ve třech úrovních koruny – z osluněné horní a dolní produkční části a ze zastíněné části bazální, jak ukazuje obrázek 98. Kromě makroskopického popisu větví (kapitola 10) byl proveden odběr

Tab. 28 – Popisné statistické veličiny biochemických a biofyzikálních vlastností vzorků odebraných ze smrkových porostů modelových území Přebuz a Kovářská v roce 2013

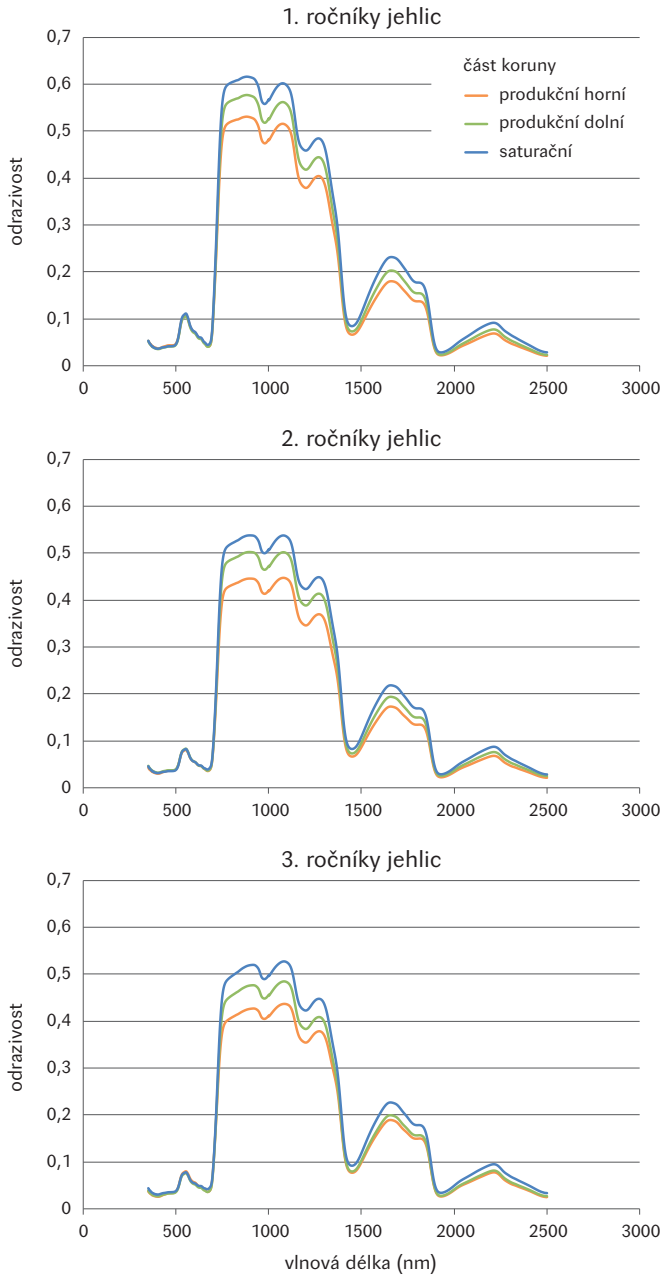
Část koruny	Zastíněná bazální		Dolní produkční		Horní produkční		Všechny vzorky	
Statistická veličina	průměr	směr. odchylka	průměr	směr. odchylka	průměr	směr. odchylka	průměr	směr. odchylka
Chlorofyl *a+b* ($mg \cdot g^{-1}$ s.) *	3,44	0,62	3,10	0,66	2,76	0,55	3,09	0,66
Karotenoidy ($mg \cdot g^{-1}$ s.) *	0,44	0,07	0,41	0,08	0,37	0,07	0,41	0,08
Relativní obsah vody (%)	57,91	2,76	56,26	3,13	55,46	3,12	56,53	3,17

Pozn.: * obsah látky v mg na 1 gram suché hmoty

výhonů tvořených prvními třemi ročníky jehlic. Výhony pro jednotlivé ročníky byly změřeny kontaktní sondou v kombinaci se spektroradiometrem *ASD FieldSpec 4 Wide-Res* za účelem získání spekter odrazivosti v intervalu vlnových délek 350–2 500 nm (konkrétní metody popisuje kapitola 15). Biochemickým rozborem všech 495 odebraných vzorků byl zjištěn obsah fotosyntetických pigmentů (chlorofylu *a*, chlorofylu *b* a celkových karotenoidů) a vody (kapitola 12). Tabulka 28 uvádí základní popisnou statistiku (průměr a směrodatnou odchylku) celé datové sady z hlediska biochemických a biofyzikálních parametrů. Je vidět, že průměrný obsah pigmentů a vody v jehlicích se mírně zvyšuje s pozicí větve od vrcholu koruny k zastíněné bazální části.

23.2. Faktory ovlivňující biochemické a optické vlastnosti jehlic ve vertikálním gradientu koruny

Nejprve byla na biochemických datech provedena hierarchická analýza rozptylu (ANOVA), jejímž cílem bylo zjistit, zda jsou významné rozdíly v obsahu pigmentů (chlorofyly, karotenoidy) a relativního obsahu vody v závislosti na předem vybraných faktorech: lokalita (západní a střední Krušnohoří), úroveň koruny (horní produkční, dolní produkční, bazální) a stáří jehlic (1.–3. ročníky jehlic). S pravděpodobností 95 % byl prokázán signifikantní efekt všech zkoumaných faktorů. Rozdíly mezi lokalitami západního a středního Krušnohoří byly očekávány z hlediska vývoje fyziologického stavu stromů v minulosti, kdy stromy ze západního a středního Krušnohoří byly vystaveny různému stupni ekologického zatížení (kapitoly 3, 5 a 8), a rozdíly v obsahu pigmentů a vody mezi ročníky jsou všeobecně známé (např. Soukupová, Rock, Albrechtová 2001, Lhotáková a kol. 2007, kapitola 12). Vliv úrovně koruny je dále popisován v této kapitole. Kromě statisticky prokázaných rozdílů v obsazích pigmentů a vody



Obr. 99 – Průměrné hodnoty odrazivosti pro ročníky jehlic (1., 2. a 3.) a patra v koruně (osluněné horní a dolní produkční části a zastíněné bazální části) smrku ztepilého na výzkumných lokalitách v Krušných horách v roce 2013. Průměr byl počítán z 55 vzorků pro každou skupinu.

jsou též zřejmé rozdíly v průměrných hodnotách odrazivosti, speciálně v infračervené oblasti spektra, jak znázorňuje obrázek 99.

23.3. Vegetační indexy ve vertikálním profilu koruny a regresní modely pro odhad biochemických a biofyzikálních parametrů

Dle literatury uvedené v kapitole 16 bylo vybráno a spočítáno celkem 50 vegetačních (obecně spektrálních) indexů vhodných pro odhady obsahů chlorofylu, karotenoidů a vody v rostlinách. Mezi těmito indexy a hodnotami obsahu pigmentů a vody byly vypočteny parametry lineární regrese, jednak pro všechna data a poté pro data odpovídající postupně třem úrovním koruny. Tabulka 29 shrnuje indexy, u nichž bylo dosaženo nejvyšší míry korelace (dle koeficientu determinace) s obsahem pigmentů a vody.

Dále byla data rozdělena na trénovací (80 % dat) a kontrolní (20 % dat): vzorky z jednoho stromu z každého stanoviště byly využity pro kontrolu (validaci) regresního modelu. Modely byly znovu nakalibrovány s použitím 80 % dat pro indexy, se kterými bylo dosaženo nejlepších výsledků na základě výše uvedené analýzy. Modely byly dále validovány pomocí střední kvadratické chyby (RMSE) spočítané s použitím kontrolní části datové sady. Kromě jednoduchých regresí byla taktéž spočítána regrese PLSR (kapitola 16) pro interval vlnových délek 450–2 500 nm (část spektra mezi 350 a 450 nm musela být vypuštěna s ohledem na šum v datech), jak pro originální hodnoty odrazivosti, tak pro transformované hodnoty pomocí metody *Continuum Removal* (CR). Všechny výpočty probíhaly ve statistickém softwaru *R* doplněném o balíček *pls* (k software blíže v kapitole 16) a v Microsoft Excel 2007. Výsledky jsou shrnuty v tabulce 30.

Jak je dále vidět z tabulky 30, nejlepších výsledků pro predikci pigmentů a relativního obsahu vody bylo dosaženo pomocí metody PLSR (s koeficientem determinace minimálně 0,62). Rozdíly v hodnotách RMSE mezi jednotlivými stupni v koruně byly také ze všech aplikovaných metod nejnižší.

Jednoduchý lineární model často prezentovaný v literatuře nepřinesl očekávané výsledky. Jako nejvhodnější se ukázal v případě obsahu chlorofylů a spektrálního indexu TCARI. V tomto případě jsou výsledky lineární regrese srovnatelné s experimenty publikovanými v práci Croft, Chen, Zhang (2014): $R^2 = 0{,}61–0{,}59$. Nízké přesnosti dosáhly lineární modely indexů CRI550 a CRI700 a karotenoidů, přestože byly dříve úspěšně aplikovány na jehličnany (např. borovice lesní (*Pinus sylvestris*) $R^2 = 0{,}72$ a 0,73 pro CRI550 a CRI700, Hernández-Clemente a kol. 2011).

Tab. 29 – Vyjádření závislosti mezi spektrálními indexy a obsahem pigmentů a vody pro jednotlivé vertikální stupně koruny smrku ztepilého a všechny vzorky v roce 2013

Část koruny	Zastíněná bazální		Dolní produkční		Horní produkční		Všechny vzorky	
Biochemický parametr	R^2	spektrální index	R^2	spektrální index	R^2	spektrální index	R^2	spektrální index
Relativní obsah vody (%)	49,51	WI	59,17	WI	61,91	WI	49,14	WI
Chlorofyl *a, b* ($mg \cdot g^{-1}$ s.)	55,07	TCARI/ OSAVI	56,19	TCARI/ OSAVI	54,93	TCARI	52,21	TCARI/ OSAVI
Karotenoidy ($mg \cdot g^{-1}$ s.)	18,77	CRI700	29,47	CRI700	20,73	CRI700	23,89	CRI700

Pozn.: Závislost je hodnocena pomocí koeficientu determinace R^2 lineární regrese mezi oběma veličinami. Vegetační indexy WI, TCARI/OSAVI, CRI700 jsou popsány v kapitole 16.

Tab. 30 – Kvantitativní hodnocení výsledku regresní analýzy mezi hodnotami spektrálních indexů, resp. odrazivosti, a obsahem pigmentů a vody v jehlicích smrku ztepilého v modelovém území v roce 2013

Část koruny	Zastíněná bazální		Dolní produkční		Horní produkční		Všechny vzorky	
Statistický model	R^2	RMSE	R^2	RMSE	R^2	RMSE	R^2	RMSE
Chlorofyl *a, b* ($mg \cdot g^{-1}$ s.)								
TCARI	0,63	0,38	0,58	0,33	0,32	0,42	0,56	0,42
TCARI/OSAVI	0,65	0,38	0,56	0,31	0,29	0,42	0,55	0,41
PLSR (450–2 500 nm)	(6) 0,78	0,33	(6) 0,68	0,31	(6) 0,65	0,35	(5) 0,72	0,33
PLSR (450–2 500) – CR	(5) 0,78	0,33	(4) 0,64	0,34	(4) 0,62	0,34	(4) 0,70	0,35
Karotenoidy ($mg \cdot g^{-1}$ s.)								
CRI550	0,12	0,07	0,15	0,07	0,12	0,06	0,13	0,07
CRI700	0,20	0,06	0,27	0,06	0,21	0,05	0,24	0,06
PLSR (450–2 500 nm)	(6) 0,77	0,04	(7) 0,72	0,04	(5) 0,69	0,04	(7) 0,72	0,04
PLSR (450–2 500) – CR	(5) 0,78	0,04	(5) 0,69	0,04	(5) 0,69	0,04	(5) 0,70	0,04
Relativní obsah vody (%)								
WI	0,50	1,72	0,59	2,17	0,62	2,05	0,49	2,23
NDWI	0,48	1,95	0,57	2,24	0,61	2,13	0,47	2,36
PLSR (450–2 500 nm)	(8) 0,78	1,46	(8) 0,80	1,95	(8) 0,78	1,88	(8) 0,77	1,58
PLSR (450–2 500) – CR	(7) 0,76	1,70	(8) 0,82	2,13	(6) 0,73	1,80	(8) 0,77	1,60

Pozn.: R^2 – koeficient determinace, číslo v závorce vyjadřuje počet komponent použitých v PLSR modelu, RMSE – střední kvadratická chyba, pro všechny modely byla p-hodnota menší než 0,01, což znamená vysokou statistickou průkaznost.

23.4. Závěry

S ohledem na pozici v koruně, nejvyšší korelace mezi spektrální odrazivostí, resp. vegetačními indexy, a biochemickými parametry bylo dosaženo pro zastíněnou část koruny. Oproti tomu nejméně korelovaly vegetační indexy s parametry jehlic z osvětlené horní produkční části koruny. Možnou příčinou je architektura výhonů v této části koruny, kdy jednotlivé jehlice jsou často krátké, většinou velmi lignifikované a rostoucí kolmo na větvičku. To může při měření kontaktní sondou zapříčinit rozptyl světla na jehlicích i větvičkách a ovlivnit tak výsledné spektrum. Pro ověření této hypotézy je však třeba provést další měření nejen kontaktní sondou, ale i integrační sférou. Jak zmiňuje Croft a kol. (2014), empirické modely pro odhad obsahu chlorofylů z optických indexů dosahují pro jehličnany obecně horších výsledků než pro listnaté stromy z důvodu složitější struktury jehlic a vyšší technické náročnosti při měření odrazivosti. Tyto komplikace nastávají nejen při měření odrazivosti kontaktní sondou, ale i při jejím určování pomocí integrační sféry. Nejvyšší hodnoty koeficientu determinace dosažené pro obsah vody (0,57 a více) odpovídají výsledkům publikovaným Stimsonem a kol. (2005) pro borovici coloradskou (*Pinus edulis*).

Závěrem lze říci, že lineární regresní modely používající vegetační indexy pro odhad biochemických a biofyzikálních parametrů listoví jsou více závislé na rostlinném druhu a struktuře listoví. Navíc se liší, pokud jsou pro výpočet použita spektrální měření z různých výškových stupňů koruny. Při pořizování vzorků dat v terénu za účelem jejich následného porovnání se spektrálními měřeními pořízenými prostředky dálkového průzkumu (ať leteckými nebo družicovými) a z nich odvozenými biochemickými a biofyzikálními parametry, je nutné přihlédnout k vertikální heterogenitě způsobené různým osvětlením koruny.

24. Hodnocení vývoje porostů smrku ztepilého v oblastech Přebuzi a Kovářské s využitím leteckých a družicových dat DPZ v období 1985–2015

Hlavní náplní této kapitoly je sledování dlouhodobých trendů vývoje smrkových porostů s využitím obrazových dat dálkového průzkumu Země realizované na dvojici studovaných oblastí (Přebuz a Kovářská) v rámci modelového území v Krušných horách (kapitola 8). Sledování základních vývojových trendů bylo provedeno na podkladě relativně dlouhé časové řady družicových dat *Landsat* (1985–2015), zatímco srovnání ukazatelů fyziologického stavu porostů na podrobnější úrovni bylo realizováno pomocí leteckých hyperspektrálních dat pořízených v období silného poškození (1998, senzor ASAS) a po 15 letech regenerace (2013, senzor APEX) – kapitoly 8, 15, 19 a 20.

Časové řady dat *Landsat* umožňují pokrýt relativně dlouhé časové období (až 40 let) vývoje porostů na širokém území. Praktická využitelnost dat *Landsat* je nicméně omezena jejich nízkým prostorovým a spektrálním rozlišením, které umožňuje rozlišení pouze základních úrovní poškození porostů (např. nepoškozené × středně poškozené × silně poškozené), viz např. Lambert a kol. 1995. Významného pokroku v této oblasti bylo dosaženo s příchodem leteckých hyperspektrálních senzorů umožňujících mnohem podrobnější sledování spektrálních signatur povrchu, a tím i možnost detekce mnohem jemnějších rozdílů ve stavu vegetace, než jak tomu bylo v případě multispektrálních dat *Landsat* (viz např. Treitz, Howarth 1999, Campbell a kol. 2004 aj.). Využití hyperspektrálních dat navíc přineslo možnost nejen kvalitativního hodnocení stavu vegetace, ale i kvantitativní odhad některých jejích parametrů. Naopak určitou nevýhodou použití hyperspektrálních dat je skutečnost, že data tohoto druhu v současné době (2016) nejsou pořizována kontinuálně, díky čemuž není možné sledovat vývoj zájmových porostů dlouhodobě, ale pouze průřezově. Dodejme však, že se dostupnost leteckých hyperspektrálních dat v Česku v poslední době zlepšuje, a to zejména díky vybudované infrastruktuře Ústavu pro výzkum globální změny AV ČR (CzechGlobe).

24.1. Zpracování časové řady družicových dat *Landsat*

V rámci popisované studie byla použita časová řada dat *Landsat* pokrývající období let 1985–2015. Data *Landsat* byla získána z archivu USGS (*United States Geological Survey*) prostřednictvím webového rozhraní *Earth Explorer*. Vybírány byly přitom pouze bezoblačné scény pořízené během vrcholné vegetační sezóny (od června do září). Seznam použitých scén je uveden v tabulce 31.

Družicová data *Landsat* byla nejprve transformována z původních DN hodnot na odrazivost (reflektanci) na hranici atmosféry (tzv. *top-of-atmosphere reflectance* – TOA), jak je doporučeno např. v Baig a kol. (2014) nebo Liu a kol. (2015). V následujícím kroku byla na původní data aplikována tzv. *Tasseled Cap transformace* (Kauth, Thomas 1976), která převádí původních 6 spektrálních pásem multispektrálního obrazu do tří komponent označovaných jako *Brightness* (B), *Greenness* (G) a *Wetness* (W). Tyto komponenty jsou pak silně vázány na základní biofyzikální vlastnosti vegetace. *Tasseled Cap* komponenty se pak staly vstupem pro výpočet tzv. disturbančního indexu – DI (Healey a kol. 2005), který je definován jako:

$$B_r = (B - B_\mu) / B_\sigma;\ \ G_r = (G - G_\mu) / G_\sigma;\ \ W_r = (W - W_\mu) / W_\sigma$$
$$DI = B_r - (G_r + W_r),$$

kde B_r, G_r, W_r – normalizované hodnoty komponent *B, G* a *W*; B_μ, G_μ, W_μ – průměry původních hodnot *B, G* a *W*; B_σ, G_σ, W_σ – směrodatné odchylky původních hodnot *B, G* a *W*. Průměrné hodnoty a směrodatné odchylky jsou přitom počítány pouze z oblastí odpovídající lesním porostům.

Koncept disturbančního indexu je založen na skutečnosti, že poškozené vegetaci se špatným zdravotním stavem typicky odpovídají vysoké hodnoty B_r a naopak nízké hodnoty G_r a W_r. Výsledná hodnota disturbančního indexu je v tomto případě kladná. Naopak pro zdravé, plně regenerované a mladé vitální porosty jsou typické nízké hodnoty *Br* a vysoké hodnoty G_r a W_r. Disturbanční index je v tom případě záporný (Healey a kol. 2005).

Tab. 31 – Seznam scén *Landsat* použitých v rámci této studie k vyhodnocení dlouhodobého vývoje zdravotního stavu smrkových porostů ve studovaných oblastech v Krušných horách

1980–1989	1990–1999	2000–2009	2010–2015
13. 8. 1985 (L5)	3. 3. 1990 (L5)	24. 9. 2000 (L7)	30. 9. 2011 (L7)
31. 7. 1986 (L5)	8. 8. 1992 (L4)	28. 7. 2002 (L7)	15. 8. 2012 (L7)
14. 8. 1988 (L5)	14. 7. 1994 (L5)	10. 8. 2004 (L5)	2. 8. 2013 (L7)
7. 7. 1989 (L5)	10. 8. 1998 (L5)	28. 7. 2005 (L5)	6. 6. 2015 (L8)
	13. 9. 1999 (L7)	5. 9. 2006 (L5)	
		24. 8. 2009 (L5)	

Pozn.: Tabulka obsahuje data pořízení jednotlivých scén a číslo družice, který danou scénu pořídil *(L4 … Landsat 4 TM, L5 … Landsat 5 TM, Landsat 7 … ETM+, L8 … Landsat 8 OLI)*.

24.2. Letecká hyperspektrální data ASAS a APEX

Kromě dlouhodobé časové řady dat *Landsat* byla k detailnějšímu studiu zdravotního stavu smrkových porostů ve zkoumaných oblastech použita letecká hyperspektrální data pořízená v roce 1998 senzorem ASAS (období silného poškození porostů), a následně po 15 letech regenerace senzorem APEX (2013). Detailní popis charakteristik těchto dat je uveden v kapitole 14.

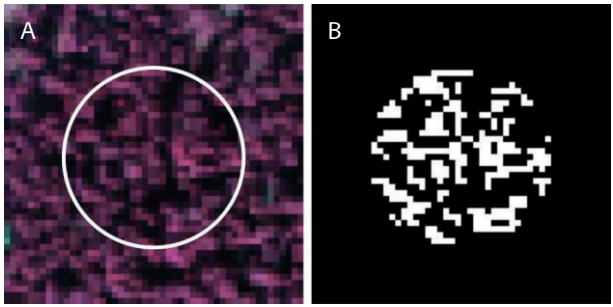
24.3. Pozemní kampaň

Pozemní podpůrné kampaně byly realizovány v období pořízení obou sad leteckých hyperspektrálních dat. V průběhu kampaně organizované v roce 1998 v souvislosti s pořízením dat ASAS bylo definováno celkem 38 stanovišť smrku ztepilého (21 v oblasti Přebuz a 17 v oblasti Kovářská), na nichž bylo provedeno *in-situ* hodnocení zdravotního stavu dle metodiky popsané detailněji v kapitole 8. Toto hodnocení je založeno na schématu později publikovaném v Campbell a kol. 2004, které vychází z klasifikace do pěti tříd poškození (DC0–DC4) podle stupně defoliace a přítomnosti žloutnutí. Kromě výše uvedeného hodnocení bylo na každém stanovišti vybráno pět reprezentativních stromů, z nichž byly odebrány vzorky jehlic, které byly následně odeslány k laboratorní analýze obsahu listových pigmentů a dalších parametrů. Detailní popis laboratorního rozboru odebraných vzorků jehlic je uveden v kapitole 12.

V roce 2013 bylo pro detailní studii vybráno celkem 11 smrkových stanovišť, z nichž 8 odpovídalo stanovištím hodnoceným v roce 1998 (stanoviště P9, P10, P11 a P40 v oblasti Přebuz a K25, K35, K46 a K47 v oblasti Kovářská). Právě těmto stanovištím, hodnoceným v obou rocích, byla při studii věnována hlavní pozornost. Obdobně jako při předchozí kampani bylo i v tomto případě vybráno vždy pět reprezentativních stromů, z nichž byly následně odebrány vzorky jehlic určené k laboratorní analýze (kapitola 12). Dodejme, že z hlediska celkového zdravotního stavu byla v roce 2013 všechna stanoviště hodnocena třídou DC1, případně DC2 (kapitola 19).

24.4. Definice referenčních smrkových stanovišť v obrazových datech

Smrková stanoviště definovaná v průběhu pozemní kampaně v roce 1998 byla rozdělena na zdravá (třída poškození DC0 nebo DC1) a poškozená (třída poškození DC2 nebo DC3), přičemž zdravá stanoviště se nacházela pouze v oblasti Přebuz, zatímco poškozená stanoviště se nacházela v oblasti Kovářská. Dělení stanovišť dle oblasti (Přebuz × Kovářská) je tedy současně i dělením dle zdravotního stavu. Dodejme, že žádné ze zkoumaných stanovišť nebylo klasifikováno třídou DC4 odpovídající již odumírajícímu porostu (kapitoly 8 a 19).



Obr. 100 – Maska osvícených smrkových korun uvnitř obalových zón vymezujících jednotlivá smrková stanoviště vytvořená pomocí klasifikátoru Mahalanobisovy vzdálenosti. Zdroj: Mišurec a kol. (2016).

Původní počet stanovišť vybraných v průběhu pozemní kampaně v roce 1998 musel být redukován, jelikož některá byla na snímku ASAS zakryta oblačností nebo byla v období mezi roky 1998 a 2015 vykácena. Celkově tedy zbylo 16 stanovišť, které bylo možné identifikovat jak v datech ASAS, tak i v datech APEX. 14 z těchto stanovišť se nacházelo na lokalitě Přebuz (P1, P2, P3, P4, P5, P6, P9, P10, P11, P15, P17, P43, P44 a P45), zatímco 2 stanoviště se nacházela na lokalitě Kovářská (K33 a K37).

Analýza zdravotního stavu byla řešena na dvou úrovních prostorového rozlišení leteckých hyperspektrálních dat, a sice originální (2,0 m) umožňující pracovat na úrovni jednotlivých korun stromů, a generalizované (6,0 m) zaměřené na práci na úrovni celých porostů. Jednotlivá stanoviště pak byla vymezena pomocí kruhových obalových zón (bufferů) o poloměru 30 m, která byla zkonstruována kolem centroidů jednotlivých stanovišť zaměřených v průběhu pozemní kampaně pomocí GPS měření. Poloměr obalové zóny pak vychází z rozmístění referenčních stromů, z nichž byly odebírány vzorky jehlic (všechny se nacházely uvnitř takto vymezených zón).

V dalším kroku byla provedena klasifikace obrazových dat, přičemž v případě originálního prostorového rozlišení byly pro další analýzu vybrány pouze pixely odpovídající osvíceným částem korun stromů (smrků) uvnitř vymezených bufferů (obr. 100). Tato klasifikace byla provedena pomocí klasifikátoru Mahalanobisovy vzdálenosti. V případě generalizovaného prostorového rozlišení byly vybrány všechny pixely nacházející se uvnitř definovaných obalových zón.

24.5. Hodnocení prostorových a časových trendů stavu porostů pomocí vegetačních indexů

Vegetační indexy, vytvořené pomocí různých aritmetických operací nad původními spektrálními pásmy obrazových dat dálkového průzkumu Země, jsou jednoduchým nástrojem hodnocení stavu a charakteru vegetačního krytu. Hodnoty těchto indexů jsou ve většině případů ovlivněny současným působením

Tab. 32 – Seznam vegetačních indexů využívaných v rámci této studie včetně jejich definice

Index	Definice	Reference
$NDVI_{705}$	$(R_{750}-R_{705})/(R_{750}+R_{705})$	Sims, Gamon (2002)
VOG_1	R_{740}/R_{720}	Vogelmann, Rock, Moss (1993)
VOG_2	$(R_{734}-R_{747})/(R_{715}+R_{726})$	
REP	$700+40((((R_{670}+R_{780})/2)-R_{700})/(R_{740}-R_{700}))$	Curran, Windham, Gholz (1995)
NDVI	$(R_{800}-R_{670})/(R_{800}+R_{670})$	Rouse a kol. (1973)
RDVI	$(R_{800}-R_{670})/sqrt(R_{800}+R_{670})$	Rougean, Breon (1995)
MSR	$((R_{800}/R_{670})-1)/sqrt((R_{800}/R_{670})+1)$	Chen (1996)
MSAVI	$0{,}2(R_{800}+1-sqrt((2R_{800}+1)^2-8(R_{800}-R_{670})))$	Qi a kol. (1994)
MCARI	$((R_{700}-R_{670})-0{,}2(R_{700}-R_{550}))\cdot(R_{700}/R_{670})$	Daughtry a kol. (2000)
TVI	$0{,}5(120(R_{750}-R_{550})-200(R_{670}-R_{550}))$	Broge, Leblanc (2000)
TCARI	$3((R_{700}-R_{670})-0{,}2(R_{700}-R_{550})\cdot(R_{700}/R_{670}))$	Haboudane a kol. (2002)
OSAVI	$((1+0{,}16)\cdot(R_{800}-R_{670}))/(R_{800}+R_{670}+0{,}16)$	Rondeaux, Steven, Baret (1996)
N_{705}	$(R_{705}-R_{675})/(R_{750}-R_{670})$	Campbell a kol. (2004)
N_{715}	$(R_{715}-R_{675})/(R_{750}-R_{670})$	
N_{725}	$(R_{725}-R_{675})/(R_{750}-R_{670})$	
D_{715}/D_{705}	D_{715}/D_{705}	Campbell a kol. (2004)
D_{725}/D_{705}	D_{725}/D_{705}	

Pozn.: R_λ – reflektance na vlnové délce λ, D_λ – 1. derivace reflektance na vlnové délce λ

různých parametrů vegetace, jako je například hustota, struktura a obsah listových pigmentů. Takové indexy pak lze využít jako nespecifické ukazatele případného poškození vegetace. Kromě toho ještě existují indexy, jejichž hodnoty jsou silně závislé na jednom konkrétním parametru (např. obsahu chlorofylu), zatímco citlivost na změny ostatních parametrů je jen nízká. Takové indexy (konstruované zpravidla právě z hyperspektrálních dat) jsou pak využívány pro kvantitativní odhady vlastností vegetace.

V případě dat ASAS bylo možné pro konstrukci vegetačních indexů využít pouze spektrálních pásem v rozsahu vlnových délek cca 550–850 nm. Ostatní spektrální pásma obsahovala tak vysoké množství šumu, že byla pro výpočty nepoužitelná. Díky tomu bylo i poměrně značně omezeno množství vegetačních indexů, které bylo možné spočítat (všechny indexy vyžadující spektrální pásma v modré části viditelného záření musely být vyřazeny). Data APEX, jejichž spektrální pásma jsou užší než u dat ASAS, byla nejprve převzorkována na spektrální rozlišení dat ASAS, aby tak byla zajištěna vzájemná srovnatelnost hodnot vegetačních indexů odvozených z obou datových sad. Spektrální převzorkování bylo provedeno pomocí funkce *„spectral resampling“* software ENVI, který využívá Gaussovský model spektrálních pásem. Seznam všech vegetačních indexů, používaných v rámci této studie, je uveden v tabulce 32.

V prvním kroku analýzy bylo nejprve nutné ověřit, jak moc se hodnoty jednotlivých vegetačních indexů určených pro zdravá stanoviště liší od hodnot

spočítaných pro stanoviště poškozená. K tomuto účelu byl použit tzv. index separability (SI), který je definován v Tuominen a kol. (2004) jako:

$$SI = \frac{|\mu_h - \mu_d|}{\sigma_h + \sigma_d},$$

kde: μ_h, σ_h – průměr a směrodatná odchylka hodnot vegetačního indexu pro zdravá stanoviště a μ_d, σ_d – průměr a směrodatná odchylka hodnot vegetačního indexu pro poškozená stanoviště.

Odlišnost hodnot pro zdravá a poškozená stanoviště může být demonstrována rovněž pomocí histogramů jako např. na obrázku 101.

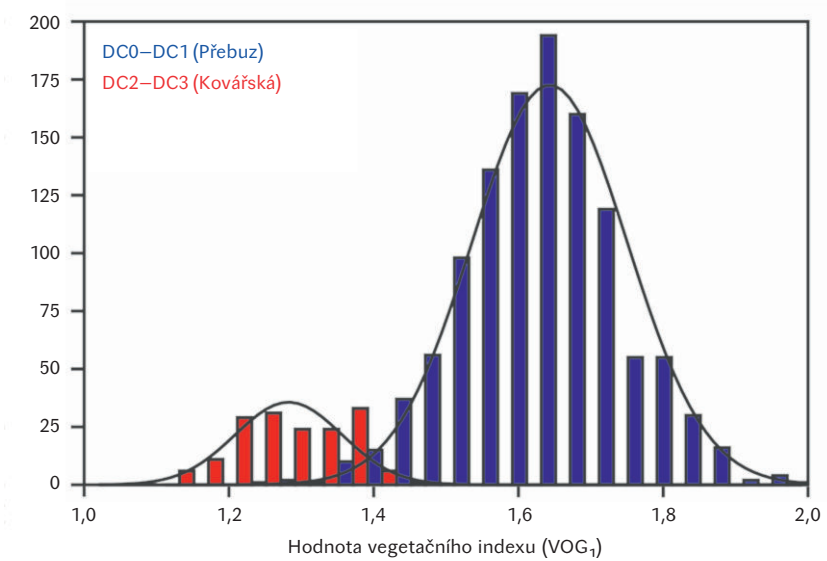
Vzhledem k technologickým odlišnostem senzorů ASAS a APEX, rozdílným modelům použitým pro atmosférickou korekci dat a dalším faktorům je přímé srovnání hodnot vegetačních indexů odvozených z obou používaných datových sad poněkud zavádějící. Proto byly hodnoty indexů před vlastní analýzou prostorových a temporálních změn normalizovány, aby byla zajištěna jejich lepší vzájemná srovnatelnost. Tato normalizace byla provedena pomocí následujícího vztahu:

$$VI'_x = \frac{VI_x - VI_\mu}{VI_\sigma},$$

kde: VI'_x – normalizovaná hodnota vegetačního indexu *VI* pro pixel *x;* VI_x – původní hodnota indexu *VI* pro pixel *x;* VI_μ, VI_σ – průměr a směrodatná odchylka hodnot indexu *VI* spočítané buď z pixelů reprezentujících osvícené koruny (originální prostorové rozlišení), případně z pixelů, reprezentujících vybraná smrková stanoviště.

Hodnoty jednotlivých vegetačních indexů (resp. jejich normalizované verze) byly pomocí masky osvícených korun, resp. definovaných obalových zón extrahovány z obou srovnávaných datových sad (ASAS i APEX). Následně pak byly rozděleny podle toho, zda bylo v roce 1998 dané stanoviště hodnoceno jako zdravé (DC0–DC1) nebo poškozené (DC2–DC3). V dalším kroku byl na data aplikován dvouvýběrový Studentův t-test, jehož smyslem bylo zjistit, zda pozorované rozdíly v hodnotách jednotlivých indexů mezi zdravými a poškozenými stanovišti (resp. v minulosti poškozenými a stále zdravými stanovišti v případě datové sady z roku 2013) jsou statisticky významné. Test byl proveden na 95% hladině spolehlivosti ($\alpha = 0{,}05$).

Normalizované hodnoty vegetačních indexů je možné použít i ke sledování časových změn. Hodnota VI'_x de facto vyjadřuje vzdálenost od globálního průměru hodnot daného indexu VI_μ v násobcích směrodatné odchylky VI_σ. Je tedy možné určit lokální průměry hodnot VI'_x pro jednotlivá smrková stanoviště a následně zkoumat, jak se mezi roky 1998 a 2013 změnila jejich poloha vůči globálnímu průměru VI_μ a zda tato změna byla statisticky významná. Tato analýza byla opět provedena pomocí dvouvýběrového Studentova t-testu, provedeného na 95% hladině spolehlivosti, kdy byly pro každé zkoumané stanoviště



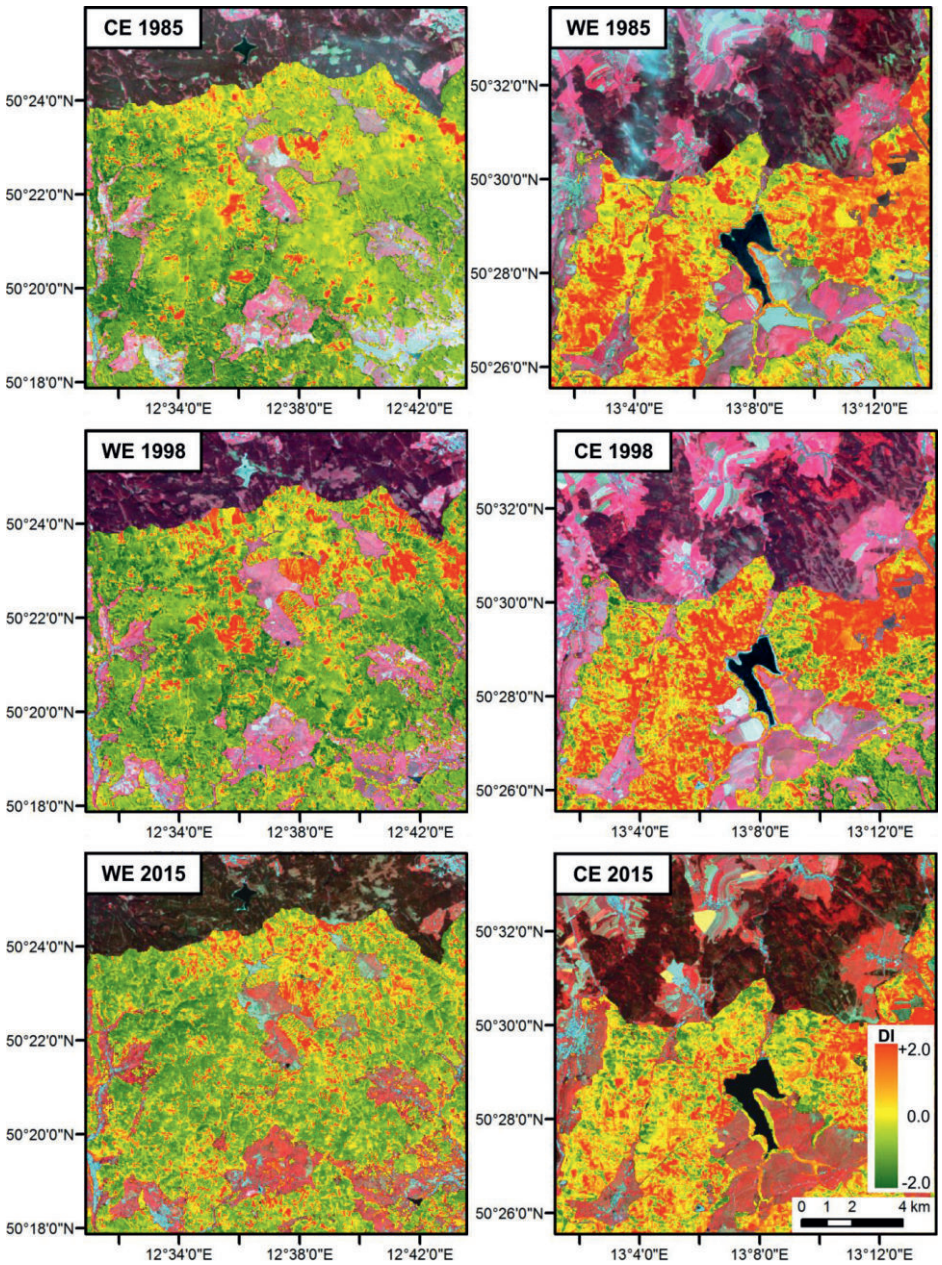
Obr. 101 – Histogramy hodnot vegetačního indexu VOG_1 pro zdravá (Přebuz: DC0–DC1) a poškozená (Kovářská: DC2–DC3) stanoviště smrku ztepilého odvozené z dat ASAS.

srovnávány normalizované hodnoty VI'_x odvozené z datové sady ASAS (1998) s hodnotami extrahovanými z dat APEX (2013).

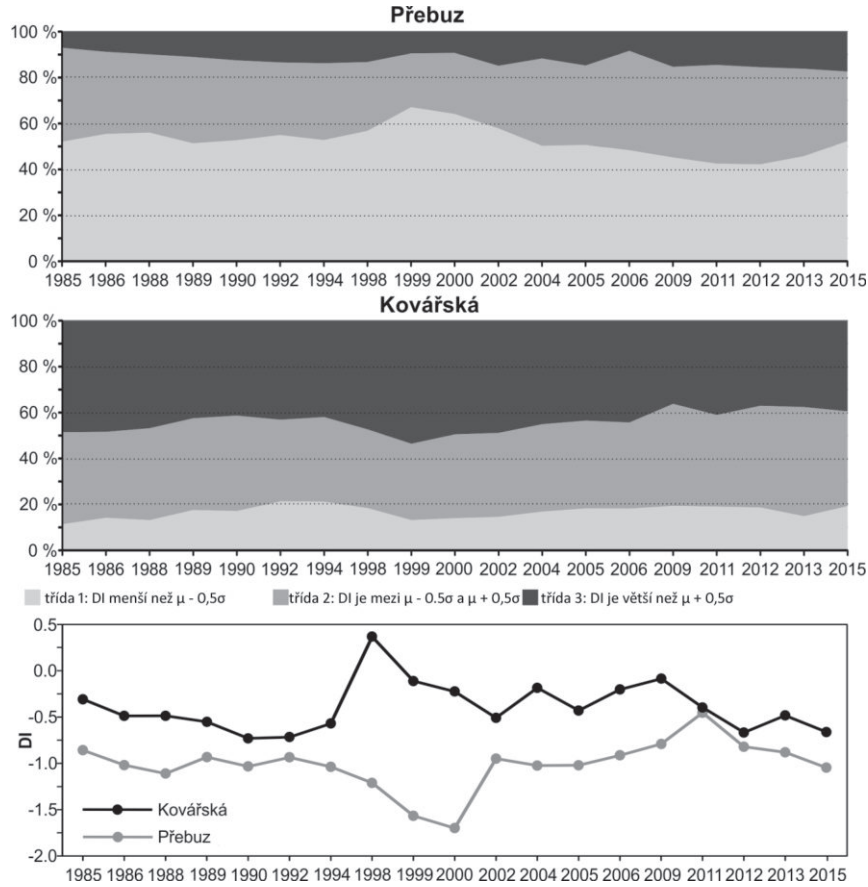
24.6. Obecné trendy vývoje stavu lesních porostů v oblastech Přebuz a Kovářská z družicových dat *Landsat*

Obecné trendy vývoje smrkových porostů v oblastech Přebuz a Kovářská byly hodnoceny pomocí dlouhodobé časové řady družicových dat Landsat pokrývající rozmezí let 1985–2015. Z každé scény byl nejprve spočítán disturbanční index DI odvozený z komponent transformace *Tasseled Cap*. Ukázka je uvedena na obrázku 102, který zachycuje počáteční situaci ve druhé polovině 80. let (1985), stav na konci 90. let, kdy byl plošný rozsah poškozených stanovišť ve sledovaném období největší (1998), a dále pak konečnou situaci dokumentující současný stav (2015).

Hodnoty disturbančního indexu byly následně rozděleny do tří tříd oddělených hraničními hodnotami danými průměrem (μ) a směrodatnou odchylkou hodnot (σ) DI. Nízké hodnoty (menší než $\mu - 0{,}5\sigma$) reprezentují nepoškozené vitální porosty, zatímco vysoké hodnoty (větší než $\mu + 0{,}5\sigma$) odpovídají porostům s relativně nejhorším stavem. Hodnoty mezi těmito dvěma hranicemi pak odpovídají porostům nejbližším celkovému průměru. Poté bylo hodnoceno relativní procentuální zastoupení těchto tří tříd na srovnávaných oblastech,



Obr. 102 – Hodnoty disturbančního indexu (DI) pro oblasti Přebuz (PRE) a Kovářská (KOV) v letech 1985 (počáteční stav), 1998 (maximální rozsah poškozených oblastí) a 2015 (současný stav). Zdroj: Mišurec a kol. (2016).



Obr. 103 – Změny relativního zastoupení dílčích tříd hodnot disturbančního indexu (DI) v čase (nahoře a uprostřed), změny průměrných hodnot indexu DI určených z referenčních stanovišť studovaných během obou pozemních kampaní. Zdroj: Mišurec a kol. (2016).

které je dokumentováno na obrázku 103. Z uvedeného obrázku jsou patrné poměrně významné rozdíly v zastoupení jednotlivých tříd hodnot DI mezi srovnávanými lokalitami Přebuz a Kovářská, kdy na lokalitě Přebuz dominují ve všech případech nejnižší hodnoty DI, zatímco v případě lokality Kovářská je tomu přesně naopak. Toto zjištění pak podporuje předpoklad, že porosty v lokalitě Kovářská byly v minulosti poškozeny více ve srovnání s porosty v lokalitě Přebuz.

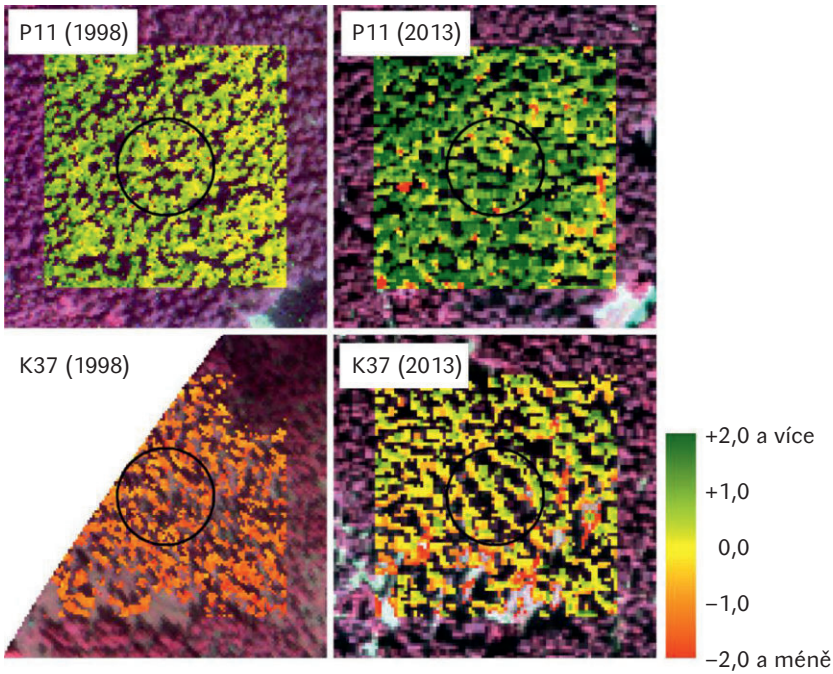
Výše uvedené zastoupení jednotlivých tříd bylo počítáno ze všech lesních ploch ve studovaných oblastech. Kromě toho byly ještě určeny průměrné hodnoty DI pro stanoviště, která byla studována při obou pozemních kampaních

v letech 1998 a 2013. Časový vývoj průměrných hodnot DI pro tato stanoviště je pak možné sledovat taktéž na obrázku 103. Obecně je možné opět konstatovat, že stanoviště oblasti Kovářská vykazují ve všech případech vyšší hodnoty DI než stanoviště v oblasti Přebuz. Současně je zde též dobře patrné, že k největším rozdílům mezi oběma oblastmi došlo na konci 90. let (mezi roky 1998 a 2000), přičemž se současně jedná o období, kdy bylo dosaženo největší rozlohy poškozených lesů (vyznačujících se vysokými hodnotami DI). Tato skutečnost má velmi důležitou souvislost s analýzou leteckých hyperspektrálních dat, protože data ASAS (pořízená v roce 1998) v tom případě zachycují studované porosty v období velmi silného poškození. Po tomto období je již možné sledovat opětovné přibližování hodnot indexu DI. Tato skutečnost pak plně odpovídá skutečnému stavu hodnocených porostů tak, jak byl zaznamenán v průběhu obou referenčních pozemních kampaní. Pozoruhodnou skutečností ovšem přesto zůstává, že k maximálnímu rozsahu poškození porostů (v období pokrytém daty *Landsat*, tj. 1984–2015) došlo v roce 1998, tj. až cca 10 let po dosažení maximálních koncentrací znečišťujících látek v ovzduší v oblasti severozápadních Čech (Mylona 1997).

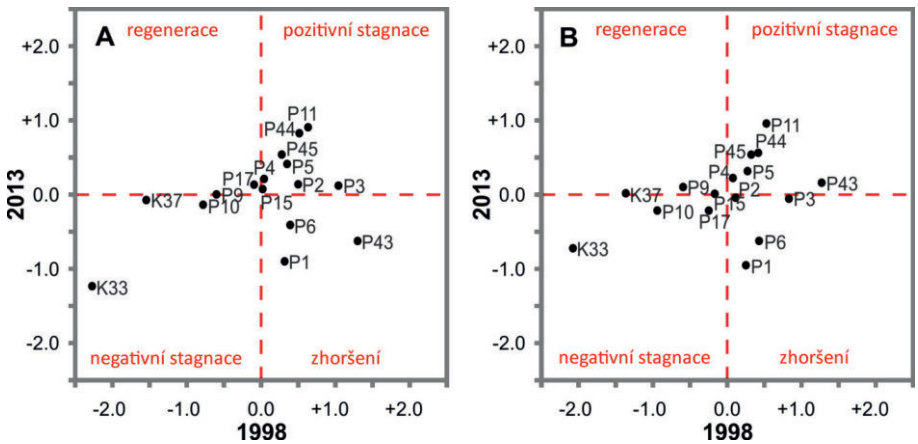
24.7. Vyhodnocení změny stavu zkoumaných smrkových porostů na podkladě hyperspektrálních dat ASAS a APEX

Provedená citlivostní analýza prokázala, že většina použitých vegetačních indexů odvozených z leteckých hyperspektrálních dat je dostatečně citlivá k odlišení zdravých a poškozených porostů. Tyto rozdíly pak byly dále jasně doloženy provedenými statistickými testy, kdy pro obě uvažované úrovně prostorového rozlišení dat (tj. původní 2,0 m a generalizovanou 6,0 m) bylo ve všech případech dosaženo p-hodnot výrazně nižších než 0,01. Uvedené rozdíly mezi hodnotami pro zdravá stanoviště (Přebuz) a v minulosti poškozená stanoviště pak byly pozorovatelné i v případě dat APEX z roku 2013. Přestože již nebyly tak výrazné jako v případě dat ASAS z roku 1998, byly stále statisticky prokazatelné (obr. 104).

Studium temporálních změn bylo založeno na sledování vývoje hodnot indexu VOG_1, který vykazoval vysokou citlivost na poškození porostů pro obě uvažované úrovně prostorového rozlišení. K usnadnění interpretace změn hodnot indexu VOG_1 (resp. jeho normalizované verze) byla vytvořena jednoduchá grafická vizualizace, kde je vynášena poloha jednotlivých smrkových stanovišť (daná lokálními průměry normalizovaného indexu VOG_1) vůči globálnímu průměru (který je představován hodnotou 0). Tato vizualizace je zobrazena na obrázku 105. Hodnoty globálních průměrů použitého indexu vymezují v tomto případě čtyři kvadranty, odpovídající čtyřem možným scénářům vývoje, které se na daném stanovišti mohly odehrát mezi roky 1998 a 2013:



Obr. 104 – Ukázka normalizovaných hodnot vegetačního indexu VOG_1 určených z dat ASAS (1998) a APEX (2013) v původním prostorovém rozlišení (2 m) pro stanoviště P11 a K37 (vlevo). Zdroj: Mišurec a kol. (2016).



Obr. 105 – Vizualizace časových změn relativizovaných hodnot vegetačního indexu VOG_1 pro jednotlivá smrková stanoviště vůči globálnímu průměru, který je v tomto případě dán hodnotou 0. Analýza byla provedena jak pro originální (A), tak pro generalizované (B) prostorové rozlišení dat. Zdroj: Mišurec a kol. (2016).

- pozitivní stagnace (+/+): lokální průměr pro dané stanoviště je pozitivní v obou časových horizontech; stanoviště bylo v obou letech nad globálním průměrem
- negativní stagnace (-/-): lokální průměr pro dané stanoviště byl v obou časových horizontech záporný; stanoviště bylo v obou letech pod globálním průměrem
- regenerace (-/+): lokální průměr byl v roce 1998 negativní, zatímco v roce 2013 byl pozitivní; stanoviště bylo v roce 1998 pod globálním průměrem, zatímco v roce 2013 se nacházelo nad ním
- zhoršení (+/-): lokální průměr pro dané stanoviště byl v roce 1998, zatímco v roce 2013 byl záporný; stanoviště se v roce 1998 nacházelo nad globálním průměrem, zatímco v roce 2013 se nacházelo pod ním.

Z hlediska časových změn bylo možné sledovat, že normalizované hodnoty používaných vegetačních indexů byly v roce 1998 v případě stanovišť v oblasti Kovářská poměrně hluboko pod celkovým průměrem, zatímco stanoviště v oblasti Přebuz byla relativně rovnoměrně rozložena kolem celkového průměru. V roce 2013 pak bylo možné v případě stanovišť v oblasti Kovářské sledovat přiblížení k celkovému průměru, což bylo dáno postupnou regenerací porostů, která na tomto území neustále probíhá.

24.8. Závěry

Výsledky veškerých provedených analýz (tj. zpracování časové řady dat *Landsat* a analýza vegetačních indexů odvozených z leteckých hyperspektrálních dat) potvrzují, že zdravotní stav lesních porostů byl obecně horší v centrální části Krušných hor ve srovnání s částí západní. Tento prostorový trend odpovídá rozmístění hlavních zdrojů znečištění ovzduší a převládajícího směru větru (kapitoly 3 a 8). Postupné zlepšování stavu porostů po roce 1998 dobře časově koreluje s odsířením uhelných elektráren v severozápadních Čechách (proběhlo v letech 1996–1999, kapitola 3), díky kterému poklesla koncentrace polétavého prachu v ovzduší (PM_{10}) o 95 % a koncentrace oxidu siřičitého (SO_2) a oxidů dusíku (NO_x) o 92 % respektive 50 % ve srovnání se stavem na počátku 90. let (www.cez.cz).

Přes toto radikální snížení obsahů škodlivin v ovzduší zůstává problémem silná acidifikace půd, jejíž pH bylo v roce 1989 v regionu Krušných hor obecně nižší než 4.0 s extrémními hodnotami až 2.2 (Kubíková 1991), avšak ani v mnohem pozdější době nedošlo k významnému zlepšení situace (viz Šrámek a kol. 2008). Zdá se tedy, že právě z tohoto důvodu bude plná regenerace místních lesních porostů dlouhodobým procesem. Je tedy možné konstatovat, že provedená analýza hyperspektrálních dat z let 1998 a 2013 prokázala, že použité vegetační indexy jsou schopny nejen odlišit zdravé a poškozené porosty, tak

jak bylo v případě dat ASAS z roku 1998, ale současně jsou schopny detekovat i drobné rozdíly, které mezi stanovišti ve srovnávaných oblastech zůstávají až do dnešních dnů, kdy z hlediska vizuálního hodnocení je možné všechna z nich označit jako zdravá. Hyperspektrální data představují cenný nástroj pro monitorování stavu porostů dřevin, a proto je třeba věnovat se vývoji nových metod pro jejich účelné využití.

25. Využití hyperspektrálních vegetačních indexů pro hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů: analýza regionálního rozsahu

Tato kapitola (upravený text publikace Kopačková a kol. 2014) je další demonstrací, jež ukazuje, jak mohou být využita hyperspektrální obrazová data pro analýzu a klasifikaci zdravotního stavu lesních porostů. V tomto případě byla využita data senzoru *HyMap* pořizovaná ve dvou po sobě jdoucích letech 2009 a 2010. Předmětem klasifikace zdravotního stavu byly porosty v západní části Krušných hor s přiléhající Sokolovskou hnědouhelnou pánví. Tato studie tedy vhodně doplňuje předešlé kapitoly a umožňuje porovnat výsledky diskutované v rámci této monografie.

25.1. Charakteristika studovaného území

Dlouhodobá a intenzivní těžba v Sokolovské hnědouhelné pánvi významně ovlivňuje stav a vývoj lokálních ekosystémů, a to nejen v místech bezprostředně sousedících s vlastními těžebními prostory. Vedle přímých vlivů těžby vedoucích ke změně rázu krajiny patří k hlavním činitelům narušujícím celkovou stabilitu území i vedlejší jevy související s těžbou: (a) povrchová acidifikace jako výsledek zvětrávacích procesů uhelného materiálu obsahujícího pyrit a (b) migrace nebezpečných látek ve všech složkách životního prostředí (migrace těžkých kovů a solí jako výsledek interakce mezi půdou, čerpanou důlní vodou a vodu povrchovou).

Pro tuto studii byla vybrána lesní stanoviště, která nejsou přímo zasažena povrchovou těžbou, přičemž se nachází do maximální vzdálenosti 12 km od aktivních povrchových dolů (tab. 33). Studovaná stanoviště byla osazena dominantně smrkem ztepilým. Půda na všech stanovištích vykazuje nízké pH, navíc zde byly v půdních vzorcích identifikovány vyšší koncentrace hliníku (Al) a arsenu (As), oba tyto těžké kovy patří mezi toxické prvky s vysokou biodostupností. K podrobnému výzkumu byla vybrána 4 stanoviště (Erika, Habartov, Mezihorská, Studenec), na kterých rostly dospělé, převážně smrkové porosty srovnatelného stáří. Dalším výběrovým kritériem bylo různé litologické podloží, které je na vybraných stanovištích tvořeno žulami, slídovými břidlicemi a pískovci (tab. 33).

Tab. 33 – Charakteristiky testovacích stanovišť smrku ztepilého

Stanoviště	Zeměpisná šířka (N)	Zeměpisná délka (E)	Nadmořská výška (m n. m.)	Stáří lesa (roky)	Vzdálenost od povrchového dolu (km)	Plocha (ha)	Geologická jednotka
Erika	50°12'25"	12°36'17"	495	40–60	6,4	0,77	pískovce (souvrství Staré Sedlo)
Habartov	50°09'48"	12°33'28"	477	40–60	11,2	1,84	pararula, svor
Mezihorská	50°15'50"	12°38'17"	678	60–80	5,8	0,75	granit
Studenec	50°14'09"	12°33'00"	722	40–60	8,5	0,46	pararula, svor

Hlavní terénní kampani předcházel podrobný terénní výzkum, který neodhalil na dřevinách žádné vážné makroskopické příznaky poškození. Všechny stromy byly klasifikovány stupněm poškození 1, s celkovou defoliací koruny méně než 25 %, počet ročníků jehlic byl v rozmezí 8–10. Terénní průzkum zahrnoval také měření přenosným spektrometrem (Innov-x Alpha RFA), kterým se zjišťoval výskyt stopových prvků a těžkých kovů v půdě.

Obecně lze říci, že odběr vzorků na vybraných stanovištích byl zaměřen na:
- biochemické analýzy jehlic v letech 2009 a 2010 (obsah chlorofylů a karotenoidů) – *tato část je uvedena v rámci kapitoly 12, a není proto zde rozepsána*;
- analýzu půdních vzorků (obsah bazických kationtů, hliníku stopových prvků, pH, celková výměnná acidita, obsah C a N, celková výměnná kapacita a bazická saturace) – *tato část je uvedena v rámci kapitoly 18, a není proto zde rozepsána*.

Laboratorní analýzy jehlic sloužily pro kalibraci a validaci empirických modelů vytvořených na podkladě leteckých obrazových hyperspektrálních dat, jež dále umožnily klasifikovat zdravotní stav studovaných smrkových porostů. Gradienty půdních parametrů byly poté korelovány se zdravotním stavem příslušných lesních porostů.

25.2. Letecká hyperspektrální data

Hyperspektrální obrazová data byla pořízena za bezoblačných podmínek 27. července 2009 a 21. srpna 2010 v rámci letecké kampaně *HyEUROPE* 2009 a 2010. Území bylo snímáno leteckým obrazovým spektrometrem *HyMap* (HyVistaCorp., Australia). Senzor *HyMap* zaznamenává obrazová data v rámci 126 úzkých spektrálních pásmech pokrývající celý optický region elektromagnetického záření od 450 do 2 500 nm. Výsledné prostorové rozlišení obrazových dat bylo 5 metrů. Aby se pokrylo celé zájmové území, cca 15×22 km, bylo pořízeno 9 letových linií ve směru SV–JZ.

25.2.1. Podpůrná pozemní měření

Současně s pořizováním hyperspektrálních dat byla v obou letech naplánována doprovodná kalibrační a validační pozemní kampaň. Pozemní měření provedená během náletu na referenčních plochách jsou nezbytná pro vlastní kalibraci a validaci obrazových dat, využívají se při atmosférické korekci a hodnoty odrazivosti naměřené přímo na povrchu slouží k další verifikaci odrazivosti, kterou po zavedení atmosférické korekce vykazují letecká obrazová data. Studované území bylo předem prozkoumáno za účelem vyhledání vhodných referenčních ploch, které musí splňovat tyto podmínky:

1. Prostorová homogenita odpovídající ploše obrazu nejméně 5×5 pixelů.
2. Odraz povrchu by se měl co nejvíce blížit difuznímu odrazu (tzv. lambertovský – ideální difuzní odraz, světlo se se stejnou pravděpodobností odrazí do všech směrů, nezávisle na příchozím směru). Povrch může být přírodní nebo antropogenní.

Následně bylo tedy zvoleno 6 vhodných ploch s různými hodnotami odrazivosti povrchu, pohybující se v rozmezí od ~0 do 70% odrazivosti (vodní plocha, umělá tráva, asfaltový pozemek, beton a kurt na plážový volejbal).

Měření byla provedena pomocí pozemního spektroradiometru *ASD FieldSpec-3*. Pro každý referenční cíl byl změřen hemisféricko-konický faktor odrazivosti (Schaepman-Strub a kol. 2006). Nezpracovaná spektroradiometrická data byla transformována na hemisféricko-konický faktor odrazivosti za použití kalibrovaného bílého panelu spektralonu. Dále byla během pořizování dat *HyMap* prováděna každých 30 s měření přístrojem Microtops II Sunphotometer (Solar LightComp., USA). Tato data byla použita pro odhad aktuálních atmosférických podmínek: aerosolová optická tloušťka (Aerosol Optical Thickness – AOT) a obsah vodní páry (Water Vapor Content – WV).

25.2.2. Předzpracování obrazových dat

Na datech z hyperspektrálního skeneru byly provedeny atmosférické korekce pomocí softwaru ATCOR-4 verze 5.0. Tento program je založen na modelu přenosu záření (Adler-Golden a kol. 1999) a umožňuje provádět atmosférické korekce hyperspektrálních dat. Aerosolová optická tloušťka zjištěná z měření slunečním fotometrem byla použita jako vstupní parametr pro daný model. K dalšímu ladění modelu byly použity známé hodnoty odrazivosti z referenčních ploch a obsah vodní páry v atmosféře.

Zbývající referenční cíle, které byly spektrálně variabilní a vykazovaly absorpční prvky napříč oblastí viditelného, infračerveného (VNIR) a krátkovlnného infračerveného (SWIR) elektromagnetického záření (např. tráva, půdy, jíly), byly použity pro validaci korigovaného obrazu.

Orientace a geometrie snímaných pásů senzorem *HyMap* sledovala průběh hnědouhelné pánve ve směru od JZ k SV. Toto nastavení představovalo optimální řešení z ekonomického hlediska. Protože však relativní azimut Slunce v době pořízení dat byl přibližně 73°, byla data zatížena efektem příčného osvětlení (*cross-track Illumination*) a dvousměrové distribuční funkce odrazu (*Bidirectional Reflectance Distribution Function* – BRDF). Proto kromě atmosférických korekcí bylo nutné data zbavit vlivu výše popsaných efektů. K tomu účelu byl použit Ross-Li model (Schaaf a kol. 2002).

Ortorektifikace byla provedena v programu PARGE. Vstupními parametry pro ortorektifikaci byla data z palubní inerciální měřící jednotky a palubní GNSS (IMU/GNSS) a digitální model terénu s prostorovým rozlišením 10 m. Na závěr byla data georeferencována do souřadnicového systému UTM 33N (WGS-84).

25.2.3. Zpracování hyperspektrálních dat: klasifikace zdraví vegetace a detekce změn

25.2.3.1. Vymezení území smrkových porostů

Jakmile byly na hyperspektrálních datech provedeny výše uvedené korekce, bylo možné je začít analyzovat. Jelikož objektem zájmu byly smrkové porosty, bylo nejprve potřeba na snímcích přesně vymezit oblasti s homogenními smrkovými porosty. Vytvoření masky porostu smrkového lesa bylo dosaženo hierarchickou klasifikací, která se ukázala jako účinnější než řízená klasifikace. Podrobný postup uvádí Mišurec a kol. (2012). Finální maska reprezentovala překryv obou výsledků z let 2009 a 2010, aby se vyhnulo zpracování území, které bylo v tomto období vykáceno. Všechny další výpočty byly prováděny pouze na tomto území (pod touto finální maskou).

25.2.3.2. Empirické modelování obsahu chlorofylu

Pro odhad obsahu chlorofylu z obrazových hyperspektrálních dat (2009 a 2010) byl zvolen empirický přístup, jež pro vlastní modelování využívá laboratorně stanovené hodnoty chlorofylu z odebraných jehlic smrkových porostů (*ground-truth*). Prostorové rozlišení snímků *HyMap* (5 m) neumožňovalo identifikovat jednotlivé koruny stromů a následně propojit hodnoty naměřené z pozemních vzorků s odpovídajícími pixely na snímcích. Proto bylo 10 skupin stromů (vždy po pěti stromech) prostorově definováno jako nejúžeji vymezený obdélník reprezentovaný shlukem stromů (tzv. ROI – *Region of Interest*). Poté mohla být průměrná hodnota laboratorně stanoveného obsahu chlorofylu (průměrný laboratorně určený obsah chlorofylu po každou skupinu 5 stromů) přímo srovnána s průměrnou hodnotou pixelu spadajícího do definované skupiny (ROI).

Pro každou skupinu stromů byly z laboratorně měřených dat vypočteny základní statistické ukazatele, které měly zajistit správnou definici trénovacích

a validačních dat. Po analýze variability v každé skupině a stanovišti byly pro další statistická zpracování definovány dvě datové sady (shodné pro roky 2009 i 2010):
– trénovací datová sada, která byla použita pro výpočet regresního modelu (skupiny E_1, H_1, H_2, M_1, M_2 a S_1)
– validační datová sada, která byla použita pro ověření získaného modelu (skupiny E_2, H_3, M_3 a S_2).

Pro empirické modelování obsahu chlorofylu (Cab) pro roky 2009 a 2010 byla použita metoda založená na poměru transformované odrazivosti (1. derivace odrazivosti na vlnových délkách 718 a 708 nm: D_{718}/D_{708}). Vztah mezi predikovanými a naměřenými hodnotami jak trénovacích, tak i validačních datových sad byl popsán lineárním regresním modelem a koeficientem determinace (R^2 pro trénovací, R^2_v pro validační data) a byla vypočtena příslušná střední kvadratická odchylka (*Root Mean Square Error* – RMSE). Vypočtené hodnoty shrnuje tabulka 34.

25.2.4. Klasifikace zdravotního stavu lesních porostů

Ke stanovení zdravotního stavu byl použit výpočet dvou vybraných indexů zdravotního stavu vegetace (oba indexy byly vypočteny z dat *HyMap* pro roky 2009 a 2010):
– REP (anglicky *„Red-Edge Point“* – poloha inflexního bodu spektrální křivky v oblasti červeného okraje)
– SIPI (anglicky *„Structure Insensitive Pigment Index“*)

$$REP = 700 + 40 \cdot \left(\frac{\frac{R_{670} + R_{780}}{2} - R_{700}}{R_{740} - R_{700}} \right)$$

$$SIPI = \frac{R_{800} - R_{680}}{R_{800} - R_{450}}$$

Hodnota indexu REP je těsně spjata s obsahem chlorofylu a množstvím zelené biomasy vegetace. Vysoký obsah chlorofylu a zelené biomasy má za následek, že se inflexní bod spektrální křivky posouvá směrem k delším vlnovým délkám (anglicky *„red-shift“*), úbytek chlorofylu resp. zelené biomasy (který potenciálně může indikovat vegetační stres) je pak doprovázen posunem polohy inflexního bodu spektrální křivky směrem ke kratším vlnovým délkám (anglicky *„blue-shift“*).

Index SIPI je pak založen na kombinaci spektrálních kanálů v oblasti NIR (800 nm), VIS-R (680 nm) a VIS-B (450 nm). Index je koncipován tak, aby byl co nejcitlivější na změny vzájemného poměru karotenoidů a chlorofylů (Car/Cab). Vzájemný poměr těchto dvou skupin listových pigmentů je

Tab. 34 – Koeficient determinace a střední kvadratická odchylka lineárních regresních modelů popisujících vztah mezi predikovanými a naměřenými hodnotami obsahu chlorofylu (Cab) v jehlicích smrku ztepilého

Model odhadu obsahu chlorofylu (lineární regrese)	2009	2010
R^2 (trénovací)	0,9131	0,5340
RMSE ($mg \cdot g^{-1}$)	0,2055	0,2174
Rv^2 (validační)	0,9370	0,7305

Tab. 35 – Prahové hodnoty násobků směrodatné odchylky (σ) od průměrné hodnoty (μ) obsahu chlorofylu (Cab) a indexů REP a expSIPI získaných z hyperspektrálních obrazových dat určující zařazení do tříd zdravotního stavu vegetace

Indikátor (rok)	μ	σ	−1.0σ	−0.5σ	+0.5σ	+1.0σ
Cab (2009)	2,5996	0,6126	1,9871	2,2934	2,9059	3,2122
Cab (2010)	2,4394	0,3944	2,0450	2,2422	2,6366	2,8338
REP (2009)	716,8650	1,2242	715,6409	716,2530	717,4772	718,0893
REP (2010)	717,5770	1,2673	716,3097	716,9434	718,2107	718,8443
expSIPI (2009)	2,7668	0,0967	2,6701	2,7185	2,8152	2,8635
expSIPI (2010)	2,7137	0,1200	2,5937	2,6532	2,7738	2,8338

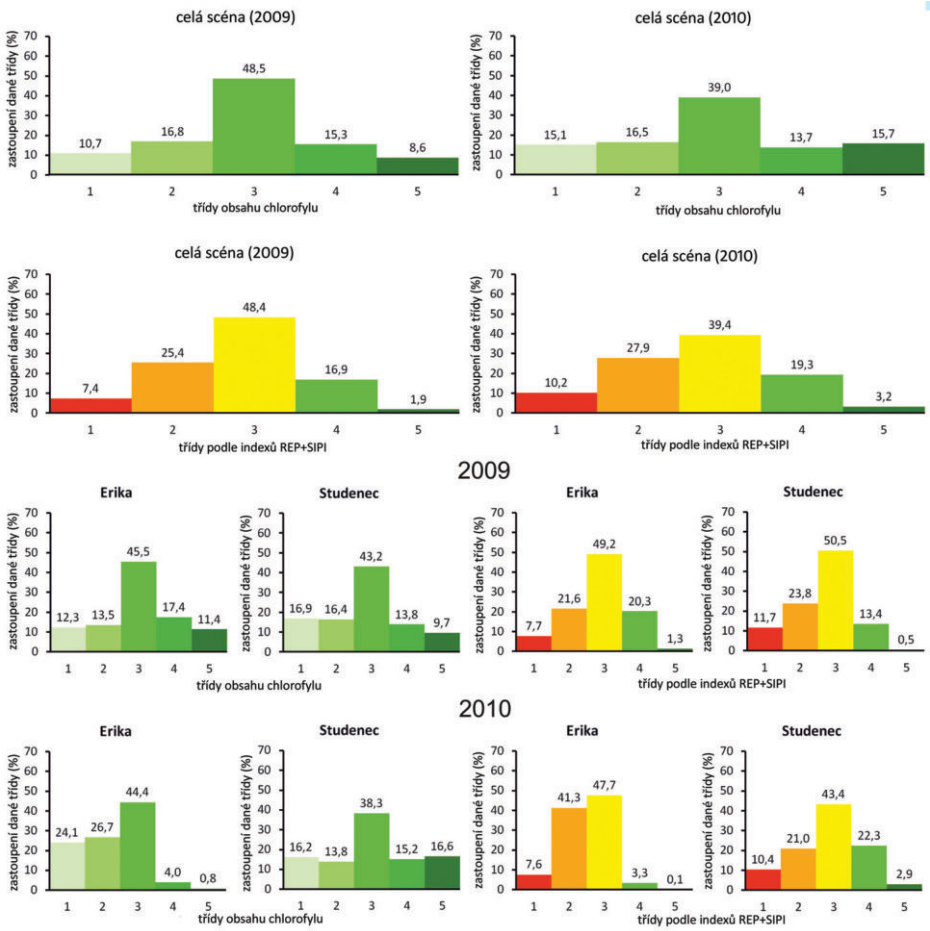
považován za jeden z biochemických indikátorů vegetačního stresu, kdy pro vegetaci pod vlivem vegetačního stresu jsou typické vyšší hodnoty poměru Car/Cab. Hodnoty indexu expSIPI vykazovaly relativně malý dynamický rozsah. Proto byla pro další analýzy použita exponenciální transformace hodnot toho indexu (dále zkratka expSIPI).

Parametry Cab, REP a expSIPI mají velmi odlišný dynamický rozsah a fyzikální podstatu. Navíc se jejich rozsah hodnot mění během ročních období podle fenologické fáze a hydrometeorologických podmínek. Protože měla být analyzována a srovnávána data z různých časových období, bylo nutné je nejprve normalizovat, aby byla vzájemně porovnatelná. Proto byly hodnoty vybraných parametrů transformovány do podob standardizovaných z-skóre.

$$z = \frac{X - \mu}{\sigma}$$

Z-skóre obecně vyjadřují, jak daleko od průměru (μ) je konkrétní hodnota z hlediska směrodatné odchylky (σ). Podmínkou pro transformaci je normální rozdělení zpracovávaných dat. Po této transformaci byly hodnoty Cab, REP a SIPI vzájemně porovnatelné a nezávislé na jejich fyzikálních jednotkách a rozsahu a byly dále klasifikovány do pěti tříd podle prahových hodnot *z* tabulky 35.

Byly vytvořeny dvě mapy, jedna ukazující obsah chlorofylu a druhá mapa byla vytvořená z rastru, který kombinoval hodnoty indexu REP a expSIPI

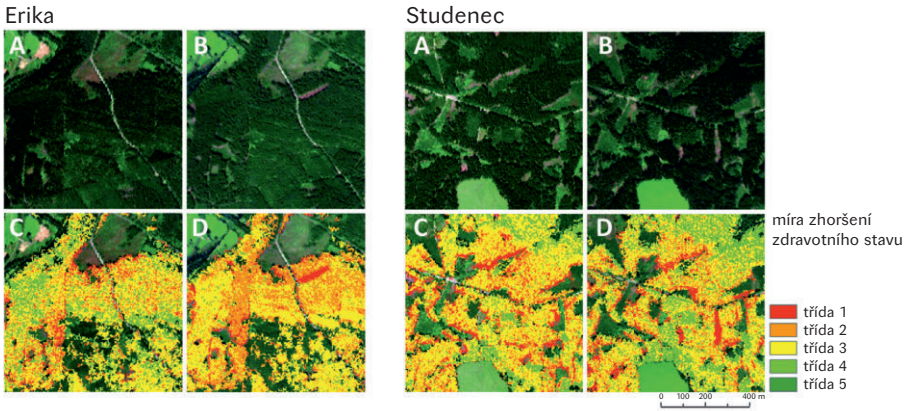


Obr. 106 – Srovnání histogramů tříd zdravotního stavu smrkových porostů z let 2009 a 2010 stanovených na základě obsahu chlorofylu (Cab) získaného z dat *HyMap* a na základě kombinace hodnot indexů zdravotního stavu vegetace REP a *expSIPI* v celé scéně a na vybraných stanovištích. Zdroj: Kopačková a kol. 2014.

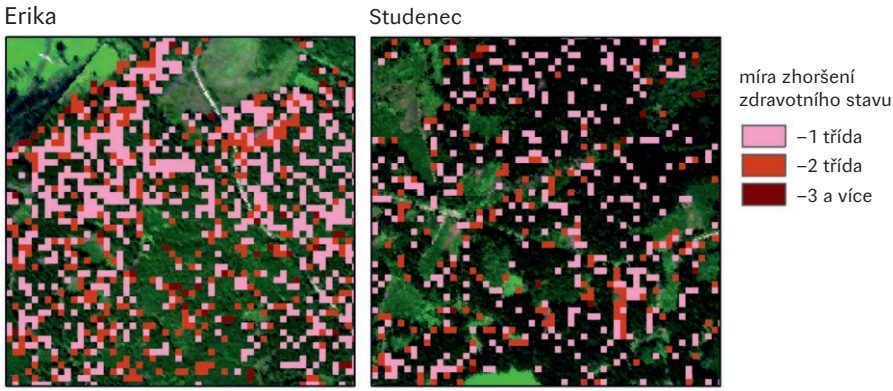
(histogramy obr. 106). Obě mapy jsou reprezentovány rastry klasifikovanými do pěti tříd, kde třída 1 indikuje nejhorší zdravotní stav a třída 5 nejlepší (nejzdravější).

Následně byly oba klasifikované rastry sečteny a poté lineárně reklasifikovány opět do pěti tříd. Výsledkem jsou mapy zdravotního stavu smrkových porostů pro obě časová období (obr. 107C, D).

Pro detekci změn ve zdravotním stavu smrkových porostů mezi lety 2009 a 2010 byly klasifikované rastry z obou časových horizontů od sebe odečteny.



Obr. 107 – Testovací stanoviště: data *HyMap* v kombinaci pravých barev zobrazující aktuální situaci na vybraných stanovištích v roce 2009 (A) a 2010 (B), statistická klasifikace zdravotního stavu smrkových porostů v roce 2009 (C) a 2010 (D); barevná škála od 1 do 5: 1 – nejhorší zdravotní stav, 5 – nejlepší.



Obr. 108 – Zobrazení negativních změn v zařazení do tříd zdravotního stavu na vybraných stanovištích: třída 1 (zhoršení o jednu třídu), třída 2 (zhoršení o 2 třídy), třída 3 (zhoršení o 3 třídy).

Aby se předešlo chybám způsobeným nepřesnostmi v ortorektifikaci obrazových dat, byly nejprve oba rastry převzorkovány na větší prostorové rozlišení 15×15 m (3×3 pixely původního obrazu).Výsledný rastr rozdílů poté reprezentoval změny v zařazení do jednotlivých tříd zdravotního stavu. Následně bylo možné zobrazit pouze buňky (obr. 108), na kterých došlo ke zhoršení zdravotního stavu, odstupňované podle počtu tříd, o které byly zařazeny níže (snížení o 1–3 třídy).

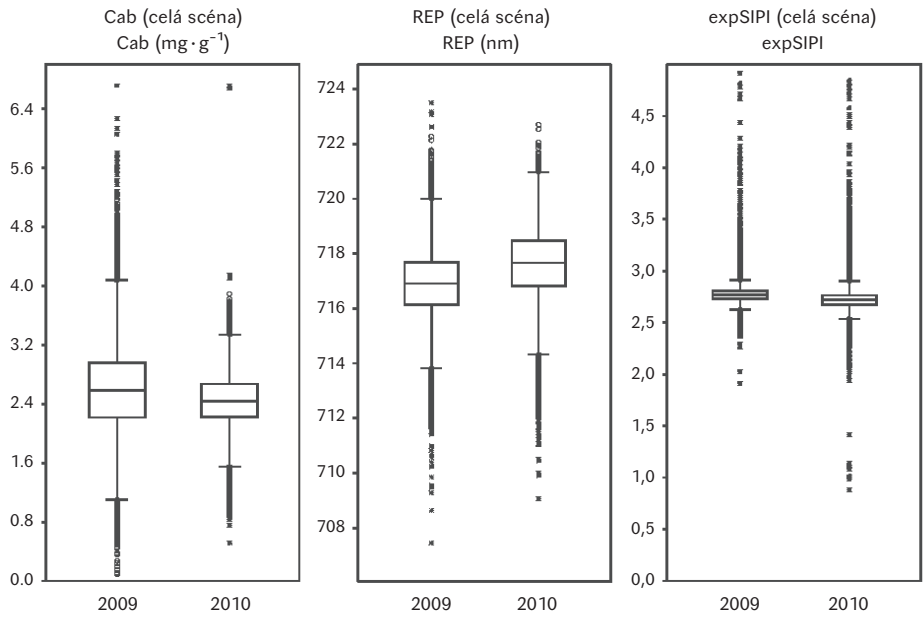
25.3. Zdravotní stav vegetace: rozdíly mezi klasifikací dat *HyMap* z let 2009 a 2010

Odhad obsahu chlorofylu z leteckých dat byl přesnější u dat z roku 2009 (tab. 36). To je možné vysvětlit delším časovým úsekem mezi pořízením hyperspektrálních dat a sběrem jehlic v roce 2010 kvůli nepříznivým povětrnostním podmínkám (silné deště), které nastaly hned následující den po letecké kampani. Proto byl sběr jehlic proveden až dva týdny po pořízení hyperspektrálních dat.

Jestliže srovnáme statistické indexy z obou časových horizontů pro celou analyzovanou oblast, není zde významný rozdíl (obr. 109). Pokud však hodnotíme každé stanoviště zvlášť, největší pokles obsahu chlorofylu (Cab) vidíme na Erice a dále pak na Mezihorské (obr. 106 a 110). Tento trend lze rovněž rozpoznat na klasifikovaných mapách (obr. 107), kdy třídy 1 a 2 (odpovídající nejhoršímu zdravotnímu stavu) jsou v roce 2010 více zastoupeny než o rok dříve. Změny ve zdravotním stavu lze také posoudit na obrázku 108, kde vybrané stanoviště Erika vykazuje častý negativní trend. Nejstabilnějším místem je Studenec, jehož histogramy obsahu chlorofylu a tříd zdravotního stavu jsou téměř shodné. Podle obrázku 108, který zobrazuje negativní změny (posun v klasifikaci k horší třídě zdravotního stavu), je Studenec místem, na kterém došlo ke zhoršení zdravotního jen zřídka. Když prostudujeme spektrální křivky průměrné odrazivosti pro jednotlivé klasifikované třídy zdravotního stavu, můžeme nalézt některé obecné trendy, které mění odrazivost korun stromů v závislosti na jejich stresu. Při porovnání spektrálních křivek od nejzdravější (5) po nejhorší třídu (1), odrazivost stoupala s mírou stresu ve viditelné (VIS:

Tab. 36 – Popisná statistika obsahu chlorofylu Cab a optických indexů REP a expSIPI získaných z hyperspektrálních obrazových dat vypočtená pro každou třídu zdravotního stavu: směrodatná odchylka (σ), průměrná hodnota (μ)

	Cab		Rep		ExpSIPI	
2009	μ	σ	μ	σ	μ	σ
Třída 1	1,60	0,46	714,86	1,03	2,96	0,23
Třída 2	2,15	0,34	715,96	0,74	2,80	0,10
Třída 3	2,65	0,31	717,04	0,58	2,75	0,05
Třída 4	3,25	0,46	718,24	0,78	2,71	0,05
Třída 5	3,55	0,53	718,91	0,68	2,63	0,05
2010	μ	σ	μ	σ	μ	σ
Třída 1	1,87	0,24	716,49	0,91	2,88	0,16
Třída 2	2,16	0,18	716,94	0,69	2,74	0,06
Třída 3	2,45	0,08	717,63	0,61	2,69	0,06
Třída 4	2,76	0,26	718,86	0,86	2,63	0,08
Třída 5	2,99	0,27	719,55	0,59	2,53	0,06



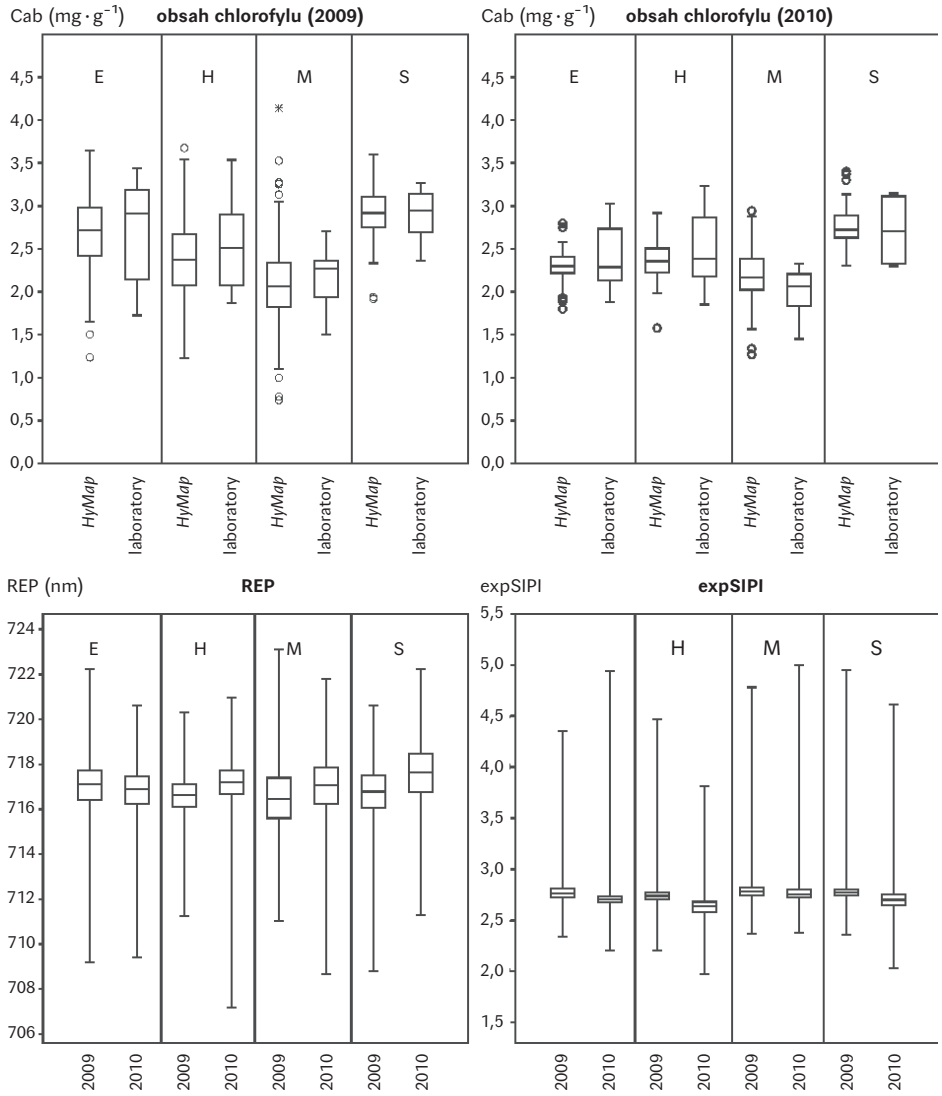
Obr. 109 – Krabicový diagram obsahu chlorofylu (Cab) a optických indexů (REP a expSIPI) získaných z hyperspektrálních obrazových dat: statistika celé scény. Vodorovná linie ve středu krabicového diagramu odpovídá mediánu, body znázorňují odlehlé hodnoty. Zdroj: Kopačková a kol. 2014.

500–690 nm), blízké infračervené (NIR: 800–1 200 nm) a krátkovlnné infračervené (SWIR: 1 500–1 800 a 1 900–1 450 nm) části elektromagnetického spektra. S narůstajícím stresem lze také zaznamenat souvislý posun red-edge směrem ke kratším vlnovým délkám (tab. 36) a rozdíly v oblastech vodní absorpce, které mají střed okolo 985 a 1 178 nm (obr. 111).

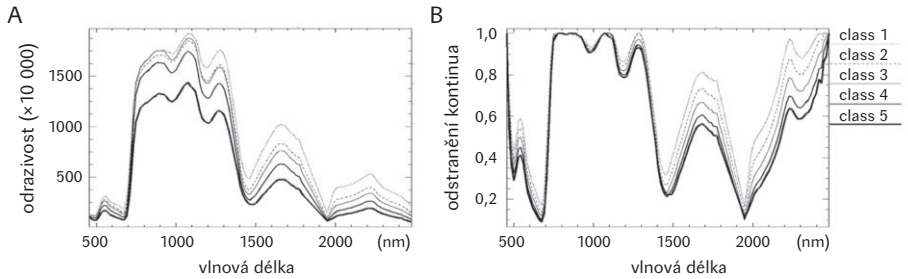
25.4. Výsledky: analýza listoví

Obsah fotosyntetických pigmentů v jehlicích vykazoval rostoucí trend s věkem jehlic, což je v souladu s dříve publikovanými výsledky (Albrechtová a kol. 2008; Homolová a kol. 2013). Pokud se však hodnotí rozdíly v obsahu fotosyntetických pigmentů podle stanovišť, nejnižší hodnoty Car a Cab jsou charakteristické pro Mezihorskou. Toto místo vykazuje také nejvyšší změny jak v obsahu chlorofylu (pozice L3), tak v obsahu karotenoidů (pozice U1) v letech 2009 a 2010.

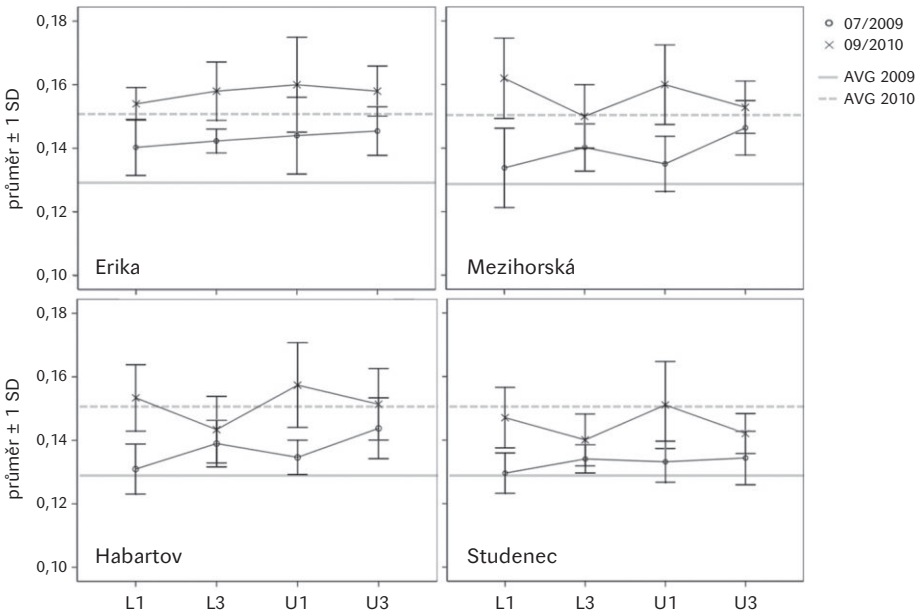
Na stanovišti Erika byl zaznamenán vyšší obsah karotenoidů a také větší proměnlivost v obsahu obou pigmentů. Navíc u 1. ročníků jehlic stromů (U1,



Obr. 110 – Krabicový diagram obsahu chlorofylu (Cab) a optických indexů (REP a expSIPI) získaných z hyperspektrálních obrazových dat: výpočet pro jednotlivá stanoviště (E – Erika, H – Habartov, M – Mezihorská, S – Studenec). Vodorovná linie ve středu krabicového diagramu odpovídá mediánu, body znázorňují odlehlé hodnoty. Zdroj: Kopačková a kol. 2014.



Obr. 111 – Průměrné spektrální křivky reprezentující jednotlivé třídy zdravotního stavu vypočtené z odrazivosti dat *HyMap* (pásma vodní absorpce okolo 1 400 nm a 1 940 nm byly interpolovány, čímž jsou vynechány z další interpretace). Zdroj: Kopačková a kol. 2014.



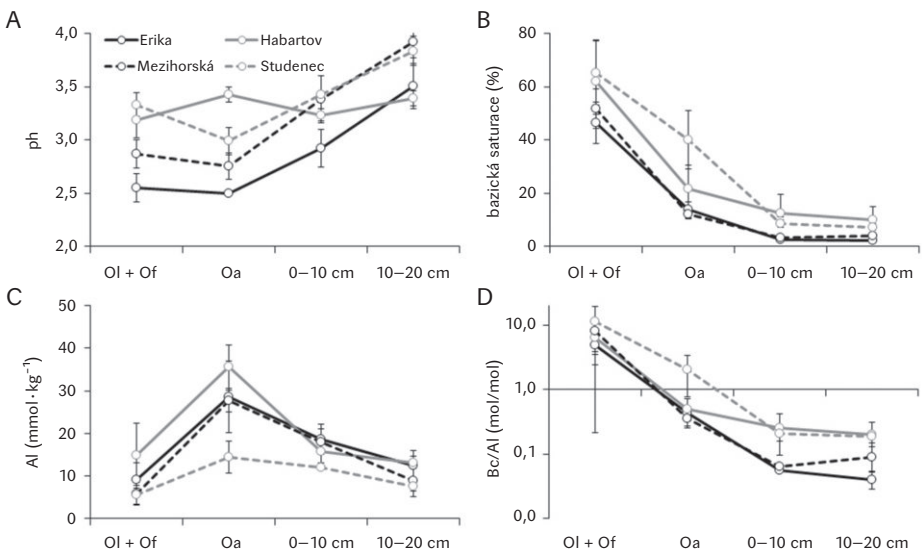
Obr. 112 – Poměr Car/Cab: průměry a směrodatné odchylky jsou zobrazeny pro každé stanoviště (U a L odpovídají vrchní a střední části koruny, 1 – jednoleté, 3 – tříleté jehlice). AVG2009 – celkový průměr roku 2009, AVG2010 – celkový průměr roku 2010. Zdroj: Kopačková a kol. 2014.

L1) na Erice byl prokázán statisticky významný rozdíl mezi lety 2009 a 2010. Kromě tohoto případu nebyly na studovaných místech zaznamenány signifikantní změny v obsahu fotosyntetických pigmentů.

Větší rozdíly lze sledovat v hodnotách poměru Car/Cab (obr. 112). Všechny vzorky sebrané v roce 2010 mají tento poměr jednoznačně vyšší. Ve většině případů se také hodnoty poměru Car/Cab významně liší mezi lety 2009 a 2010 a největší rozdíl je u 1. ročníků jehlic (U1, L1). Nejvyšší hodnota Car/Cab charakterizuje stanoviště Erika (v obou letech), následuje Mezihorská s vyšším poměrem Car/Cab hlavně v roce 2010. Erika vykazuje také nejmenší variabilitu v těchto hodnotách ze všech stanovišť.

25.5. Výsledky: analýza půdy

Chemie půd byla na všech stanovištích charakterizována nízkým výměnným pH jak v organických, tak v minerálních půdách. Nicméně chemie minerálních půd (A_{10-20}) již odrážela složení matečné horniny. Na stanovišti Erika, které se vyznačuje nejvyšší kyselostí, je podloží tvořeno pískovcem a kvarcitem. Tyto horniny jsou charakteristické nízkým obsahem bazických kationtů. Následkem toho zde byly naměřeny nejnižší bazická saturace (2–2,5 %) a poměr Bc/Al (0,04–0,06) v minerální půdě (0–20 cm). O něco vyšší pH v organických



Obr. 113 – Průměr a směrodatná odchylka půdních charakteristik na testovacích stanovištích: A – výměnné pH, B – bazická saturace, C – výměnný hliník, D – poměr Bc/Al – bazických kationtů ku hliníku. Zdroj: Kopačková a kol. (2014).

horizontech (obr. 113) a vyšší bazická saturace byly naměřeny na stanovišti Mezihorská (3,3–3,9 % u minerálních půd). Zde je podloží tvořeno granitem také s malým obsahem bazických kationtů a nízkou mírou zvětrávání, nicméně koncentrace bazických kationtů je o něco vyšší a tedy i vyšší bazická saturace. Na obou stanovištích (Erika a Mezihorská) byla zjištěna vyšší celková výměnná acidita (TEA) ve srovnání s Habartovem a Studencem.

Stanoviště Habartov a Studenec mají v podloží slídové břidlice, které snadno zvětrávají, ale jsou chudé na bazické kationty. Obě místa byla charakterizována vyšším výměnným pH jak v organických, tak v minerálních půdách a s významně vyšší bazickou saturací v minerálních půdách ve srovnání s Erikou a Mezihorskou. Díky vyšší koncentraci bazických kationtů zde byl vypočten příznivější poměr Bc/Al, který je ovšem stále pod kritickou hranicí 1 (Cronan, Crigal 1995). Co se týče obsahu stopových prvků, byly ve studovaných půdách zjištěny jako mobilní dva toxické prvky, hliník a arsen.

25.6. Diskuse získaných výsledků

Všechna stanoviště jsou umístěna v blízkosti Sokolovské pánve, na území s historicky vysokými emisemi okyselujících látek (SO_2, NO_x). Nepříznivě nízké poměry bazických kationtů k hliníku (Bc/Al) napříč všemi stanovišti mohou být spojeny s vysokou depozicí oxidů síry a dusíku v této oblasti v minulosti a následně s antropogenní acidifikací lesních půd (Krám a kol. 1997, Oulehle a kol. 2006). Okyselování půd způsobuje větší vyluhování bazických kationtů z půdních horizontů a mobilizaci hliníku (Krám a kol. 2009). Antropogenní kyselá depozice, vysazování smrkových porostů a přirozeně kyselá matečná hornina prohlubuje negativní efekt acidifikaci lesních půd napříč zkoumaným územím.

Poměr C/N v organických půdních horizontech byl podobný na všech stanovištích a dosahoval hodnot od 27 do 32 v horizontu Oa. Na základě blízkého vztahu mezi poměrem C/N v lesní půdě a vyluhováním dusíku v povodích lze očekávat spíše nízké vyluhování dusíku, pokud poměr C/N v organických půdách je nad kritickou hodnotou (přibližně 25). Obecně lze říci, že půdy s nízkou dostupností živin bazických kationtů a nízkým poměrem Bc/Al se nalézají na stanovištích Erika a Mezihorská, kde je podloží půd tvořeno nejvíce kyselými horninami (pískovec/křemenec a granit).

Ve srovnání s obsahem jednotlivých fotosyntetických pigmentů, hodnoty poměru Car/Cab vykazují mnohem dynamičtější změny během vegetačního období. Ve většině případů také korelují s intenzitou fotosynteticky aktivní radiace a nepřímo korelují s teplotou vzduchu (Kirchgessner a kol. 2003). Významný nárůst průměrné hodnoty Car/Cab mezi lety 2009 a 2010 může odrážet meteorologické podmínky specifické pro dané období nebo mikroklima v koruně stromu. Karotenoidy hrají v jehlicích dvojí úlohu: jednak jsou důležité pro sběr

světla a jednak chrání pigment-proteinový komplex před světelným poškozením (Demmig-Adams, Adams 1996). Průměrná měsíční teplota vzduchu a měsíční suma délky slunečního svitu naměřené v červenci 2009 byly vyšší než v září 2010 (2009: 16,2 °C a 180 hodin, 2010: 15,0 °C a 140 hodin). Tyto údaje jsou vztaženy k nejbližší meteorologické stanici Karlovy Vary (www.chmi.cz). Zdá se tedy, že nižší teplota v srpnu 2010 může být převládajícím faktorem, který způsobil vyšší poměr Car/Cab naměřený v roce 2010. Nicméně zvýšení poměru Car/Cab způsobené degradací chlorofylu může také indikovat nástup stáří u opadavých stromů (Garcia-Plazaola, Becerril 2001). Na základě dostupných dat však nelze potvrdit či zamítnout ani jednu variantu.

Laboratorní výsledky ze vzorků jehlic ukazují, že obsah chlorofylu by neměl být jediným indikátorem pro stanovení zdravotního stavu smrkových porostů. Ani absolutní obsah karotenoidů sám o sobě nepostihuje rozdíly mezi studovanými místy. Na druhou stranu poměr Car/Cab umožnil seřadit zkoumaná místa porovnáním průměrných hodnot všech míst (obr. 112) a toto pořadí bylo jednotné pro všechna stanoviště v obou letech a je následující (seřazeno podle zdravotního stavu od nejhoršího k nejlepšímu): Erika, Mezihorská, Habartov a Studenec.

Stejné pořadí zobrazují výsledky klasifikace obrazových dat *HyMap* z let 2009 a 2010, nejlépe je to patrné na mapě zdravotního stavu smrkových porostů (obr. 107). Tato mapa kombinuje indexy REP (citlivý na vegetační stres) a SIPI (citlivý na poměr karotenoidů a chlorofylu) a podporuje myšlenku, že pro stanovení zdravotního stavu je potřeba srovnávat kromě obsahu chlorofylu i poměr mezi množstvím chlorofylu a karotenoidů. Rozdíl mezi jednotlivými stanovišti je zřetelnější v roce 2010. Zvýšení poměru Car/Cab u jehlic 1. ročníků (U1, L1) sebraných na začátku září 2010 umožnilo jednoznačněji klasifikovat zdravotní třídy smrkových porostů na hyperspektrálních datech z roku 2010. Podle Portého a kol. (2000) a Weiskittela a kol. (2006) největší plochu korun stromů, která je viditelná z ptačí perspektivy, tvoří právě nejmladší jehlice (1. ročníky).

Závěrem lze shrnout, že je vhodnější použít vzájemný poměr karotenoidů a chlorofylů, než hodnoty jednotlivých pigmentů zvlášť. Pokud jde o pozici červeného okraje (REP) se zvyšujícím se vegetačním stresem, byl u studovaných stromů zaznamenán posun ke kratším vlnovým délkám (obr. 111, tab. 36), což je v souladu s výsledky dosaženými Sanchesem a kol. (2013) a Rathodem a kol. (2013).

Další změny vztahující se ke zdravotnímu stavu vegetace byly zjištěny ve viditelné (VIS), blízké infračervené (NIR) a krátkovlnné infračervené (SWIR) oblasti elektromagnetického spektra (obr. 111). Viditelná část spektra je typická absorpcí fotosyntetických pigmentů, blízká infračervená oblast spektra odráží vlastnosti buněčné struktury a v oblasti SWIR je dominantní vodní absorpce. Zvýšení odrazivosti ve viditelné části spektra je následkem senescence (procesu stárnutí) rostlin a degradace chlorofylu, která vede ke zvýšení odrazivosti ve vlnové délce odpovídající červené části spektra (absorpce chlorofylu).

Zvyšující se odrazivost s vyšším stupněm stresu v oblasti SWIR lze vysvětlit snížením obsahu vody v jehlicích. Pokud klesá vodní obsah v rostlině, převážně dojde ke zvýšení odrazivosti v intervalu 400–2 500 nm, zejména mezi 1 300 a 2 500 nm, a to kvůli snížení spotřeby vody rostlinou, které je reakcí na stres (Carter 1991; de Jong a kol. 2012). Stejným způsobem lze vysvětlit snižující se hloubku absorpce v pásmech vodní absorpce, které mají střed okolo 985 a 1 178 nm (obr. 111).

Mnohem problematičtější je vysvětlení změn v odrazivosti v oblasti NIR, která v případě studovaných stromů rovněž rostla se zvyšujícím se stresem. Toto zvýšení odrazivosti lze vysvětlit faktem, že změny v odrazivosti v NIR jsou poněkud proměnlivé a záleží na stupni senescence rostlin a typu stresu. Během první fáze stárnutí listů je typické zvýšení odrazivosti v NIR, které je výsledkem porušení buněčných stěn v listech (Knipling 1970).

25.7. Závěry

Ačkoliv výsledky této studie ukázaly budoucí potenciál aplikací hyperspektrálního dálkového průzkumu země jakožto rychlé metody k identifikaci stresu u stromů dříve než se projeví jeho příznaky, stále některé otázky zůstávají nezodpovězeny:

- Zásadním bodem jakékoliv multitemporální analýzy obrazu je eliminace vlivu atmosféry. Ačkoliv byly na obou sadách hyperspektrálních dat atmosférické korekce úspěšně provedeny, vliv atmosféry na výsledky klasifikace tím byl minimalizován, ale ne zcela eliminován.
- Prostorové rozlišení obrazových dat *HyMap* nedovolilo přímé srovnání vzorků odebraných z vrcholků stromů a odpovídajících pixelů. Místo toho byly vymezeny pixely (oblasti zájmu: ROI), které odpovídaly shlukům stromů. Toto shlukování snížilo počet dostupných trénovacích a validačních vzorků pro empirické modelování chlorofylu. Na druhou stranu byly minimalizovány chyby, které by vyplynuly z chybné identifikace jednotlivých vrcholků stromů s odpovídajícími pixely. Navíc průměrné hodnoty z pěti stromů byly také více reprezentativní.
- Vzhledem k faktu, že byla analyzována obrazová hyperspektrální data pořízená jednorázově v červenci 2009 a září 2010, nebylo možno jednoznačně vždy rozlišit, zda se jedná pouze o sezónní variabilitu či již změny meziroční.

ZÁVĚRY: KRUŠNÉ HORY JAKO MODELOVÉ ÚZEMÍ PRO VÝZKUM VLIVU VZDUŠNÉHO ZNEČIŠTĚNÍ NA SMRKOVÉ POROSTY

Závěry

Souhrn záměru, struktury a obsahu monografie

Hlavním cílem této monografie bylo poskytnout přehled metod a výzkumu zaměřeného na odhad a hodnocení fyziologického stavu porostů smrku ztepilého mimo manuály metodik ICP a demonstrovat jejich využití ve dvou oblastech Krušných hor, které se liší jednak iniciálním poškozením smrkových porostů a jednak úrovní vzdušného znečištění v letech 1998–2015. Jedna z oblastí, méně zatížená kyselou depozicí a původně v roce 1998 v lepším fyziologickém stavu smrkových porostů, byla lokalizována v západním Krušnohoří v okolí Přebuzi a druhá, kontrastnější s vyšším zatížením acidifikací a původně v roce 1998 horším fyziologickým stavem smrkových porostů, v centrálním Krušnohoří v oblasti Kovářské.

Krušné hory se vyznačují několika významnými specifiky, které je předurčují jako modelové území pro studium dopadu vzdušného znečištění na fyziologický stav lesních porostů. Mezi tato specifika patří extrémní imisní zatížení (zejména v 80. letech 20. století), častý výskyt extrémních meteorologických událostí (teplotní inverze) a výrazný prostorový gradient ve vzdušném znečištění (kapitola 3). Studie kombinuje širší spektrum i méně tradičních metodických přístupů z řady vědních oborů – fyziologie, biochemie, anatomie a morfologie rostlin, ekologie lesa, pedologie, spektroskopie, geografie a dálkového průzkumu Země. Mezi použitými metodami je kladen důraz na metody spektroskopické a jejich využití v monitorování fyziologického stavu dřevin pomocí DPZ. Cílem je, aby na základě zkoumání vybraných studovaných lokalit pomocí těchto metodických přístupů, bylo možné co nejúčinněji vyvodit závěry o fyziologickém stavu lesa na rozsáhlém území, a to nejen ohledně současného stavu, ale i predikce ohledně dalšího vývoje v blízké budoucnosti.

Představovaný výzkum byl prováděn týmem prof. Jany Albrechtové a jejích spolupracovníků v rámci několika výzkumných projektů, které jsou blíže popsány v předmluvě monografie. Ústředním tématem monografie je monitorování zdravotního stavu lesa pomocí multidisciplinárního přístupu s důrazem na využití metod DPZ. Jedná se o multidisciplinární dílo tvořící tematicky a strukturou ucelenou monografii, která se skládá ze tří sekcí. Část

první je teoretická, určující rámec knihy, část druhá je metodická, dávající návod k použití metod pro hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů a část třetí je monitorovací a experimentální, ukazující komplexní přístup hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů a jeho vývoje ve dvou kontrastních oblastech Krušných hor.

První sekce *„Lesní ekosystémy a jejich studium"* poskytuje obecný rámec k dalším dvěma sekcím. Je věnována významu lesních ekosystémů v současném období probíhající klimatické změny a je pojednána interakce znečištění způsobeného člověkem s klimatickými změnami na globální úrovni. V této sekci se čtenář blíže seznámí s modelovým územím Krušných hor z ekologického, geologického, botanického a zoologického pohledu. Pozornost je také věnována vývoji zatížení oblasti vzdušným znečištěním antropogenního původu především ve druhé polovině 20. století, s údaji až do současnosti. Zdůrazněna je problematika vztahu legislativních změn s vývojem znečištění oblasti, regulace znečištění a také vztahu socioekonomických proměn se změnami ve využívání půdy. Ve dvou kapitolách je věnována pozornost problematice indikátorů stresu na různých hierarchických úrovních a také přehledu způsobů, jak je můžeme zjišťovat. V závěru první sekce jsou shrnuty hlavní programy a přístupy k monitoringu zdravotního stavu lesa s důrazem na programy využívající metody DPZ.

Druhá sekce *„Metody hodnocení fyziologického stavu smrku ztepilého použité v prezentovaném výzkumu v Krušných horách"* je především metodického charakteru a obsahuje deset kapitol věnovaných širokému spektru metod a přístupů, které lze využít k hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů. Jsou definována obě území v Krušných horách, kde byly uvedené metodické přístupy použity k hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů (kapitola 8). Snahou autorů bylo poskytnout vhled do metod, které většinou nejsou součástí monitorovacího programu *ICP Forests*. Jedná se o metody poskytující detailní vhled do časných stádií poškození dřevin a reprezentující hodnocení fyziologického stavu dřevin na různých hierarchických úrovních od úrovně listu k úrovni celého porostu. V této metodické sekci jsou diskutovány výhody daného metodického přístupu a jeho využití je demonstrováno na smrku ztepilém na zkoumaných stanovištích v západním a středním Krušnohoří. Jsou také uvedeny originální metody, vyvinuté spoluautory kapitol, využívající morfologické parametry k makroskopickému popisu stavu korun smrku (kapitola 10) či makroskopický indikátor vitality smrku ztepilého: zastoupení vývojových směrů pupenů (kapitola 11). Kapitoly obsahují detailní popis metodiky tak, aby bylo možné tohoto popisu využít jako stručného návodu k použití dané metody v praxi. Především kapitoly 14–17, věnované spektroskopickým metodám a DPZ, jsou pojednány detailně metodicky. Dále jsou diskutovány výhody kombinací jednotlivých metodických přístupů.

Třetí sekce *„Případové studie sledování vývoje stavu smrkových porostů v západních a středních Krušných horách a jejich okolí v letech 1998–2013"* pak shrnuje výsledky několika studií výzkumného týmu, které byly pomocí výše popsaných

metodických přístupů prováděny v daném období na různých experimentálních plochách v západním a středním Krušnohoří a přilehlých oblastech v letech 1998–2013. V těchto studiích je již využívána celá škála metodických přístupů, včetně metod spektroskopických a metod DPZ. Je zde demonstrováno využití hyperspektrálních leteckých dat ze senzoru APEX (data z roku 1998) a senzoru ASAS (data z roku 2013), které jsou interpretovány na základě laboratorních dat biochemických a spektroskopických z jehlic smrku ztepilého, pro monitorování fyziologického stavu smrkových porostů v Krušných horách.

Krušné hory: modelové území pro výzkum dopadů vzdušného znečištění na porosty smrku ztepilého

Střední Evropa byla v minulosti dlouhodobě vystavena závažnému vzdušnému znečištění. Oblast Krušných hor, které se nacházejí na severozápadní hranici Čech se Saskem (obr. 11, kapitola 2), byla lidskou aktivitou ovlivňována celá staletí, a to zejména díky bohatým zásobám a těžbě rud a také hnědého uhlí v sokolovské pánvi na krušnohorském úpatí (obr. 12, 13, kapitola 3). Důlní činnost a další průmyslové aktivity s ní spojené, extrémní antropogenní vzdušné znečištění, drsné horské klima stupňující se v období klimatické změny a také sociální a ekonomické změny byly a jsou hlavními činiteli, které ovlivňují tvář dnešních Krušných hor. Důlní činnost ovlivňovala samotné osidlování a zakládání průmyslových provozů v Krušných horách a jejich podhůří významně již od středověku. Podstatnou roli pro dnešní stav Krušných hor hrála i jejich poloha na česko-německé hranici. Velká část krušnohorských obyvatel byla po staletí německého původu a odsun sudetských Němců z Československa po druhé světové válce v roce 1945 se podepsal i na změnách ve vegetačním pokryvu a především ve využití krajiny (kapitola 4). Jako příklad může sloužit podíl orné půdy, který v roce 1948 dosahoval 16,3 % v oblasti Kovářská a 7,3 % v oblasti Přebuz, zatímco do roku 1990 klesl podíl orné půdy na 1,4 % na Kovářské a 0,9 % na Přebuzi. Důsledkem výrazného poklesu populace v této oblasti koncem 2. světové války byla přeměna orné půdy na louky a lesy v oblasti Kovářské a na pastviny, lesy a další přirozené ekosystémy v oblasti Přebuzi. V současnosti se stav téměř 110 ha luk v okolí Přebuzi blíží situaci před osídlením. Tyto ekosystémy u Přebuzi jsou klasifikovány jako mokřady, rašeliniště a bažinatá půda, z nichž nejcennější je národní přírodní rezervace Rolavská vrchoviště (kapitola 4).

Masivní výstavba hnědouhelných elektráren a dalších průmyslových komplexů s technologiemi bez ohledů na životní prostředí, nejen v tehdejším Československu, ale i v sousedním Německu v druhé polovině 19. století, byla příčinou extrémně vysokých imisí SO_2. Celá severočeská lokalita včetně oblasti Krušných hor si tak koncem 70. let vysloužila nechvalně známý název Černý trojúhelník – *„Black Triangle"* (kapitola 3). Známky rozsáhlého poškození

lesních porostů byly v Krušných horách patrné už v roce 1947 (Materna 1997; Lomský, Šrámek 2004). Hlavními příčinami velkoplošného chřadnutí lesa byla právě kombinace vzdušného znečištění a dalších faktorů prostředí, zejména ve vyšších horských polohách. V polovině 80. let minulého století došlo ke kulminaci emisí v Severních Čechách souběžně s maximální mírou a rozsahem imisních škod na lesích. Na velkém území se rozkládal odumřelý les. Situace se dá označit za ekologickou katastrofu, o které se v té době z politických důvodů nehovořilo a která se rozšířila na západ až ke Klínovci.

Důsledkem politických a legislativních změn po roce 1989 začalo být více pozornosti věnováno životnímu prostředí a během 90. let minulého století došlo k odsíření severočeských uhelných elektráren a dalších provozů. Tento úspěch je možné přičítat legislativním opatřením v důsledku socioekonomických změn – zásadní podíl v tomto měl projekt PHARE, který zahrnoval všechny tři země Černého trojúhelníku spolu s Evropskou unií. Atmosférické znečištění se dramaticky snížilo: imise SO_2 v roce 2013 byly o 94 % nižší než v roce 1990 a o 54 % nižší než v roce 2000 (Šrámek a kol. 2015a). V současnosti splňují hladiny emisí v Krušných horách standardy EU. Přesto v Krušných horách přetrvávají nepříznivé půdní podmínky díky geologickému podloží, zejména nízké půdní pH (kapitola 5) a s úplnou regenerací porostů tedy nelze v blízké době počítat.

Díky lokalizaci hlavních zdrojů znečištění a převládajícímu směru vzdušného proudění od severozápadu se vytvořil ve druhé polovině 20. století v Krušných horách imisní gradient, patrný ještě v průběhu 90. let minulého století (obrázek 14B, C, kapitola 3). Gradientu imisní zátěže odpovídala i závažnost poškození porostů – rozdíl ve ztrátě lesního pokryvu mezi západními (50 %) a středními (70 %) Krušnými horami v letech 1972 až 1989 (Ardö a kol. 1997). Tato skutečnost byla zohledněna i při výzkumu v roce 1998, prezentovaném v této monografii. Výzkumné plochy v homogenním stejnověkém porostu starším 50 let byly vybrány tak, aby v makroskopickém poškození stromů byly zastoupeny všechny stupně poškození koruny od stromů zdravých až po stromy mrtvé. Na západě Krušných hor se výzkum soustředil na okolí obce Přebuz, kde byly porosty v roce 1998 zdravé či v počátečních stádiích poškození. Ve středních Krušných horách byla stanoviště vybrána v blízkosti obce Kovářská, kde koncentrace vzdušných polutantů byly výrazně vyšší než na západě (kapitola 3) a kde převažovaly porosty smrku ztepilého středně až silně poškozené.

Zkoumané oblasti Krušných hor se liší geologickým podložím – v západních Krušných horách v okolí Přebuzi dominují žuly karlovarského plutonu, zatímco ve středních Krušných horách v podloží převažují přeměněné horniny jako ruly, fylity nebo svory (kapitola 8). Rozdíly v matečné hornině následně ovlivňují půdní podmínky, které jsou důležité pro další vývoj a regeneraci lesních porostů i po výrazném snížení koncentrace vzdušných polutantů (např. půdní pH a obsah bazických kationtů). Situaci dokumentují výsledky půdních analýz z roku 2013: Přebuz je lokalita nutričně chudá s nízkým obsahem bazických kationtů (Ca, K, Mg) a pH kolem 3 i nižším, zatímco Kovářská vykazuje

parametry příznivější pro růst rostlin – vyšší nutriční parametry a vyšší pH, na všech studovaných stanovištích bylo pH > 3. Avšak Kovářská v porovnání s Přebuzí vykazuje buďto v jednom či u obou půdních horizontů vyšší gradienty vybraných těžkých kovů, např. Hg (kapitola 18).

Znalosti získané ze specifické situace v Krušnohoří je možné aplikovat na ekologické katastrofy způsobené změnou klimatu v interakci s nepříznivými antropogenními faktory. Krušné hory v mnoha ohledech mohou sloužit jako modelové území pro vyhodnocení antropogenních vlivů, a především kyselého znečištění na horské lesní porosty.

Metody hodnocení fyziologického stavu lesních porostů smrku ztepilého

Zdravotní či fyziologický stav stromů je posuzován podle přítomnosti symptomů poškození, tedy „jakýchkoliv příznaků na stromě, které jsou výsledkem negativního působení vnějšího faktoru, a o jejichž působení také vypovídá (např. odlistění – defoliace, barevné změny listoví, nekrózy)". Faktory s negativním působením mohou být jak biotické, tak abiotické. Mezi abiotickými činiteli byly pro krušnohorské smrkové porosty podstatné právě vzdušné znečištění a drsné klimatické a meteorologické podmínky.

Stresové odpovědi lesních dřevin se projevují na metabolické, mikroskopické a makroskopické úrovni. Těmto úrovním pak odpovídají indikátory poškození, tedy různé parametry rostlin, jejichž pomocí můžeme studovat a monitorovat stres a poškození u rostlin obecně. Právě metabolické a mikroskopické změny listoví mohou sloužit jako indikátory velmi časného poškození stromů, a to již v době, kdy makroskopicky žádné změny na listech vidět nejsou. Metabolické změny – nezaznamenatelné pouhým okem či mikroskopem – při působení např. ozónu jsou detekovatelné za pouhých několik hodin, zatímco makroskopické změny, zaznamenatelné pouhým okem, jako ztráta či barevné změny listoví, se projeví mnohdy po dlouhodobém až chronickém působení stresových faktorů (kapitoly 6 a 7). Pro management lesních ekosystémů je velmi důležité rozpoznat časná stádia poškození ještě před viditelným, makroskopickým poškozením. Včasná opatření (např. aplikace tekutých hnojiv) mohou např. důsledky nedostatečné výživy zmírnit (Lomský, Šrámek, Pfanz 2001), a zpomalit či zabránit tak dalšímu poškození.

Metody dálkového průzkumu Země se v současnosti rychle vyvíjejí a jsou cenným nástrojem pro monitorování nejen zalesněnosti území či druhového složení, ale i pro hodnocení fyziologického stavu vegetace. Studium optických vlastnosti listoví spolu s metodami DPZ umožňuje v současnosti studovat více hierarchických úrovní procesů v závislosti na typu získaných dat. Uvedené metody představují mocný nástroj pro budoucí velkoplošné monitorování fyziologického stavu lesních porostů. Tato monografie se snažila tyto metody

detailněji představit i pro odborníky mimo obor DPZ a laickou veřejnost a ukázat výhody a potenciál jejich využití.

Smrk ztepilý patří k častým komerčně pěstovaným dřevinám a zejména ve střední Evropě a v Česku představuje hlavní produkční dřevinu. Avšak smrk ztepilý je dřevina výrazně citlivá vůči atmosférickému znečištění, navíc kvalita opadu podporuje acidifikaci půd tam, kde smrk roste (kapitola 6). Velkoplošné chřadnutí lesů v Evropě, které se objevilo na počátku druhé poloviny 20. století, vedlo k intenzivnímu studiu a také vývoji různých monitorovacích kritérií a programů. Nejdůležitějším evropským mezinárodním programem pro monitorování stavu lesa je Mezinárodní kooperativní program sledování a vyhodnocování vlivu znečištění ovzduší na lesy (ICP Forests, kapitola 7), který se především soustředí na makroskopické symptomy poškození, případně biochemické markery.

Kromě metod makroskopických bylo pro lesnickou praxi třeba vyvinout účinné metody sledování fyziologického stavu porostů tak, aby umožnily odhalit a vyhodnotit nejen již viditelné příznaky poškození (odlistění koruny), ale i příznaky, které jsou v počátečním stádiu poškození pouhým okem nezpozorovatelné. Tyto nové metody využívají rozpoznání změn na úrovni molekulární, biochemické a mikroskopické (kapitoly 6, 7, 12, 13). Navíc bylo nutné vyvinout i metody, které poskytnou retrospektivní informace o stavu a růstu stromů a zároveň umožní prognózu dalšího vývoje stavu lesního porostu. Proto jsou představeny metody retrospektivní analýzy s potenciálem odhadu vývoje do budoucna, na jejichž vývoji se podíleli i autoři této monografie: makroskopické metody pro vyhodnocení stavu, degradačních a regeneračních procesů v koruně smrku ztepilého jsou popsány v kapitole 10, a v kapitole 11 metody určení vitality smrku založené na poměrném zastoupení vývojových směrů pupenů. Praktické využití těchto metod a indikátorů pro vyhodnocení fyziologického stavu stromů je popsáno v kapitolách 20 a 21.

S vývojem spektroskopických metod a jejich využitím v DPZ od konce 20. století jsou spojeny nové přístupy k velkoplošnému hodnocení zdravotního stavu lesa a začíná se za tímto účelem pracovat s optickými vlastnostmi vegetace. Tato monografie se zaměřuje zejména na metody hodnocení fyziologického stavu porostů, které využívají optické vlastnosti listoví, a nejsou dosud součástí standardizované metodiky *ICP Forests*. Podrobný přehled spektroskopických metod využívaných jak v laboratoři, tak při dálkovém průzkumu Země poskytují kapitoly 14–17. Kapitola 14 je věnována laboratorní a obrazové spektroskopii a jejich využití pro posuzování stavu vegetace a kapitola 15 poskytuje praktického průvodce pro měření spekter listoví v laboratoři. Kapitola 16 představuje možné způsoby a přístupy ke zpracování spektrálních dat, zaměřuje se na jejich statistické vyhodnocení a vztah různých spektrálních parametrů k indikátorům vypovídajícím o stavu vegetace. Kapitola 17 nabízí stručný přehled o modelech přenosu záření, které jsou často používány pro práci se spektrálními daty a jejich případné přeškálování z úrovně koruny na úroveň porostu.

Výsledky případové studie sledování vývoje stavu smrkových porostů v západních a středních Krušných horách a jejich okolí v letech 1998–2013

Podle makroskopických indikátorů poškození korun se v letech 1996–1998 nacházely porosty s nízkým stupněm poškození (DC0 a DC1) zejména v západní části Krušných hor v okolí obce Přebuz, zatímco poškozenější porosty (DC2 a DC3) byly detekovány ve středním Krušnohoří v lokalitě Kovářská (kapitola 8). Tento gradient v makroskopickém poškození korun odpovídal gradientu vzdušného znečištění, který byl patrný zejména do odsíření podkrušnohorských průmyslových provozů v polovině 90. let minulého století. V roce 1998 na většině nejpoškozenějších stromů (DC3) vytrvávalo okolo 6 ročníků jehlic na větvích, zatímco zdravé stromy si zachovávaly až 12 let staré jehlice. V tomto smyslu byly mezi stromy s různým stupněm poškození shledány statisticky průkazné rozdíly v retenci, tj. počtu ročníků jehlic. V roce 2013 měly všechny hodnocené stromy 8 a více ročníků jehlic, což odpovídá stavu zdravého stromu.

Analýza makroskopických indikátorů stavu korun (provedená srovnáním současné celkové defoliace s defoliací primárních výhonů a posouzením regenerace pomocí zastoupení sekundárních výhonů atd.) ukázala, že regenerace korun stromů byla výrazně intenzivnější ve středních Krušných horách oproti západnímu Krušnohoří. Podle širšího spektra hodnocených kritérií došlo k nástupu regenerace korun ve středním Krušnohoří záhy po snížení imisní zátěže (kapitola 10). Ačkoliv v západní oblasti Krušných hor byly porosty vystaveny mírnější atmosférické zátěži, dosud zde přetrvávají méně příznivé půdní podmínky (kapitola 3 a 8) a pomalá regenerace porostů stále probíhá. V roce 2013 byly porosty v oblasti Přebuzi shledány jako rezistentní, mírně až středně poškozené a/nebo středně regenerující (kapitola 10). Za pozitivní lze považovat, že regenerační potenciál stromů v obou studovaných oblastech Krušných hor stále zůstává poměrně vysoký (kapitola 10 a 11). Stejný závěr byl vyvozen i z analýzy kombinace makroskopických a biochemických indikátorů fyziologického stavu stromů (kapitola 19 a 20). Vyrovnání fyziologického stavu mezi západními a středními Krušnými horami bylo konstatováno i dalšími autory, např. ve Zprávě o životním prostředí Česka za rok 2013 (Cikánková a kol. 2014).

Závěrečné kapitoly monografie jsou věnovány využití hyperspektrálních leteckých dat pro monitoring fyziologického stavu smrku ztepilého. Kapitola 24 se zaměřuje na hodnocení dlouhodobého vývoje stavu smrkových porostů pomocí satelitních dat multispektrálního senzoru *Landsat* v kombinaci s leteckými hyperspektrálními daty. Kapitola 25 představuje příklad regionální analýzy stavu smrkových porostů, která vychází z hyperspektrálních obrazových dat použitých pro model klasifikace fyziologického stavu smrku ztepilého založeného na kombinaci vegetačních indexů.

Analýza vegetačních indexů získaných z hyperspektrálních dat prokázala v roce 1998 významné rozdíly mezi středně až silně poškozenými porosty ve středních Krušných horách a porosty v počátečních stádiích poškození na západě pohoří (kapitola 24; Campbell a kol. 2004). V roce 2013 se hodnoty použitých spektrálních vegetačních indexů pro porosty ze středních Krušných hor přiblížily celkovému průměru hodnot za celé sledované území, což vypovídá o zlepšování jejich fyziologického stavu (Mišurec a kol. 2016). Toto zjištění bylo plně potvrzeno i výsledky analýzy časové řady snímků satelitního senzoru *Landsat*. Celkově bylo v roce 2013 podle spektrálních analýz potvrzeno vyrovnávání fyziologického stavu v západních a středních Krušných horách. Přesto bylo možné v některých případech pomocí spektrálních dat i v roce 2013 detekovat pozůstatky původního gradientu poškození od západu ke středu Krušných hor.

Současný fyziologický stav krušnohorských smrčin již není tak kritický, avšak kombinace drsných klimatických podmínek, s určitou dávkou současného vzdušného znečištění (zejména přízemním ozónem) a dlouhodobě přetrvávajícími nepříznivými půdními podmínkami, může přispět k dalšímu poškození porostů. V minulosti již byly podobné případy v Krušných horách zaznamenány, např. kritická zima na přelomu let 1995 a 1996 nebo výskyt masivního žloutnutí porostů na západě Krušných hor na konci 90. let minulého století. Jedním z managementových opatření nápravy je vápnění lesních ekosystémů a aplikace tekutých hnojiv. Tyto prostředky byly poměrně úspěšně využity k ošetření žloutnoucích porostů v západním Krušnohoří roce 1999. Vápnění probíhá na některých lokalitách v Krušných horách i v současnosti (květen 2016). Některé z analýz, prováděných v rámci studií prezentovaných v této monografii, potvrdily pozitivní efekt vápnění na fyziologický stav smrkových porostů zjišťovaný z parametrů jehlic. Jako příklad lze uvést semikvantitativní vyhodnocení struktury a histochemickou analýzu jehlic v letech 2000, 2002 a 2003, která dokládá zlepšení stavu mezofylových buněk v jehlicích (kapitola 22). Celková anatomická analýza smrkových jehlic prokázala změny k lepšímu, a to jak po snížení atmosférické imisní zátěže, tak i po aplikaci vápenatých hnojiv.

Prezentované případové studie ukazují, že kombinace snížení atmosférického znečištění a určitých nápravných opatření může vést ke zlepšování fyziologického stavu smrkových porostů. Současný stav lesních ekosystémů v Krušných horách však nelze považovat za stabilní, ať už z hlediska ekologického nebo lesnického. Hlavní příčinou této situace je již zmiňovaný neuspokojivý stav lesních půd, zejména na lokalitách, kde v minulosti probíhaly tzv. exhalační těžby (Šrámek a kol. 2008). Strategie a doporučené postupy obnovy lesních porostů Krušných hor jsou podrobně diskutovány v 5. kapitole.

Současná potřeba a perspektivy použití hyperspektrálních dat dálkového průzkumu pro velkoplošné monitorování fyziologického stavu lesních porostů

V současné době nabývá na důležitosti poznání dynamiky změn zemského pokryvu, jako jsou sezónní změny či ekosystémové cykly ve víceletých intervalech a odpověď ekosystémů na proměnlivé podmínky prostředí, v souvislosti s probíhající změnou klimatu. Pro monitorování těchto dynamických proměn zemského pokryvu jsou potřeba dlouhodobé systematické záznamy o spektrálních vlastnostech zemského pokryvu. Předpokladem pro zpracování chronologických sekvencí spektrálních dat za účelem sledování ekosystémových změn je adekvátní radiometrická stabilita dat. Ta umožní odvození biofyzikálních a geofyzikálních parametrů zemského povrchu s dostatečnou přesností, citlivostí a je zárukou jejich srovnatelnosti v čase.

Data s vysokým spektrálním rozlišením, jako jsou hyperspektrální data, mají oproti multispektrálním datům několik výhod: poskytují informace kritické při provedení atmosférických korekcí za účelem převodu radiance na hodnoty reflektance povrchu, umožňují odvození velkého souboru spektrálních vegetačních indexů ze spojitého spektra a také je lze využít k simulaci reflektance v širších spektrálních pásech srovnatelných s multispektrálními daty. Jemné změny v parametrech porostu, jako jsou obsah živin a vody v listoví, jeho teplota či biochemická odpověď na působení různých stresových faktorů, včetně vzdušného znečištění, nelze odhalit pomocí indexů odvozených z multispektrálních dat, jako jsou NDVI nebo EVI. Změny v listoví vyvolané dynamickou variabilitou vnějších podmínek (vzdušná vlhkost, ozářenost) jsou obvykle sotva patrné a projevují se v řadě hierarchických úrovní. Jedná se o molekulární úroveň fyziologických dějů od poměru pigmentů xantofylového cyklu přes regulaci rychlosti fotosyntézy až na úroveň změny v celkovém obsahu chlorofylů a karotenoidů. Využití spektroskopických metod je poměrně dobře zavedeno pro účely charakterizace vegetačního typu, růstových podmínek a vyhodnocení odpovědi ekosystémů na nedostatek živin, sucho, napadení škůdci a reakce na antropogenní faktory. Běžně používané vegetační indexy, odvozené z multispektrálních dat, jsou vztahovány k akumulaci obsahu chlorofylu (nebo indexu listové plochy, LAI) v průběhu vegetační sezóny, avšak citlivost těchto indexů k vyhodnocení gradientů ve fyziologickém stavu vegetace a přesnému odhadu biofyzikálních parametrů listoví je omezená (Carter 1991; Entcheva 2000; Entcheva a kol. 1996). Hyperspektrální data s vysokým spektrálním rozlišením naopak poskytují citlivé indikátory fyziologického stavu vegetace, které jsou přímo determinovány fyziologickými procesy v listech a lépe korelují s obsahem pigmentů nebo projekční plochou listů porostů sledovaných ze senzorů dálkového průzkumu Země (Carter 1991).

Použití obrazových dat ze senzoru ASAS k vyhodnocení poškození smrkových porostů v Krušných horách v roce 1998 ukázalo vysoký potenciál

hyperspektrálních dat k odlišení počátečních fází poškození (Campbell a kol. 2004), a přineslo tedy významný posun oproti dosud používaným datům multispektrálním. Jednalo se o první misi NASA hyperspektrálního senzoru v Evropě. V tehdejší době bylo možno z multispektrálních dat (např. senzor *Landsat*) rozeznat porosty zdravé od mrtvých a středně poškozených, zatímco pomocí zpracování spekter získaných hyperspektrálním senzorem ASAS byla detekovatelná i raná stádia poškození vyznačující se pouze mírným poklesem v obsahu chlorofylu v jehlicích. Kombinace použití obou typů hyperspektrálních dat a jejich srovnání při vyhodnocování fyziologického stavu lesních porostů v období 1998–2013 popisuje kapitola 24, v níž je také ukázka srovnávací analýzy hyperspektrálních dat získaných s odstupem jedné dekády pomocí zobrazovacích spektroradiometrů dvou různých generací. Toto porovnání bylo možné díky tomu, že jak původní, tak současná obrazová data měla charakter kalibrované radiance ve spojitém spektru, odrážející biofyzikální vlastnosti listoví.

Pro studium časných, pouhým okem neviditelných změn ve fyziologickém stavu smrku se ukázaly jako nejvhodnější vybrané vegetační indexy, odvozené z červeného okraje NIR spektra (kapitola 24). Pozitivní fakt je, že tyto indexy mohou být získány nejen z hyperspektrálních dat (např. letecká obrazová hyperspektrální data nebo data z nového satelitního hyperspektrálního senzoru *EnMap*), ale i ze satelitních obrazových dat s menším spektrálním rozlišením, a to pokud jsou k dispozici příslušné spektrální pásy pro výpočet daných indexů (Mišurec a kol. 2016). Na základě výsledků uvedených v kapitole 24 a ve studii provedené autory (Mišurec a kol. 2016) lze navrhnout obdobný přístup ke zpracování dat z nových satelitních senzorů, např. *Sentinel-2 MSI* (družice Evropské kosmické agentury – ESA; prostorové rozlišení 10–20 m). Navíc data z družic *Sentinel* jsou veřejně dostupná pro vědecké účely. U senzoru *Sentinel-2 MSI* odpovídají dva relativně úzké spektrální pásy (5 a 6) spektrálnímu regionu červeného okraje (705 a 740 nm) a tedy se jeví jako nejvhodnější pro detekci počátečních stádií poškození porostů. Využití těchto satelitních dat umožní studovat změny fyziologického stavu lesních porostů na daleko větším prostorovém měřítku a s větším časovým rozlišením než dosud. Systematické získávání spektroskopických dat se věnuje řada současných i plánovaných družicových misí a programů jako *EnMAP* (DLR – Německá kosmická agentura), *FLEX* (ESA) a *HyspIRI* (NASA).

V současnosti probíhá překotný rozvoj metod pro využívání hyperspektrálních dat a dat s vysokým a středním rozlišením pro monitorování vegetačního pokryvu. Tato monografie demonstrovala využití metod spektroskopických, DPZ a dat hyperspektrálních pro monitorování především časných stádií poškození dřevin. V budoucnu lze očekávat další rozvoj těchto metod, který povede k běžnému využívání velkoplošného monitorování v praktických aplikacích spektroskopických přístupů v precizním zemědělství, lesnictví a při sledování změn ve využití krajiny a v pokryvu zemského povrchu.

Literatura

ADAMS, G. T., PERKINS T. D., KLEIN R. M. (1991): Anatomical studies on first-year winter injured red spruce foliage. American Journal of Botany, 78, 1199–1206.

ADLER-GOLDEN, S. M., MATTHEW, M. W., BERNSTEIN, L. S., LEVINE, R. Y., BERK, A., RICHTSMEIER, S. C., ACHARYA, P. K., ANDERSON, G. P., FELDE, G., GARDNER, J., HOKE, M., JEONG, L. S., PUKALL, B., RATKOWSKI, A., BURKE, H. H. (1999): Atmospheric correction for shortwave spectral imagery based on MODTRAN4. Imaging Spectrometry V, 3753, 61–69.

ALCAMO, J. (2003): Ekosystémy a kvalita lidského života: Rámec pro hodnocení. Ministerstvo životního prostředí Praha, vydání přeloženo z Ecosystems and Human Well-being: A Framework for Assessment. A Report of the Conceptual Framework Working Group of Millenium Ecosystem Assessment.

ALBRECHTOVÁ, J. (1997): Vývoj a růst vegetativních pupenů smrku ztepilého Picea abies (L.) Karst.: vliv kyselého deště. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta., katedra fyziologie rostlin, Praha.

ALBRECHTOVÁ, J. (2003): Plant Anatomy in Environmental Physiology. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha.

ALBRECHTOVÁ, J., JANÁČEK, J., LHOTÁKOVÁ, Z., RADOCHOVÁ, B., KUBÍNOVÁ, L. (2007): Novel efficient methods for measuring mesophyll anatomical characteristics from fresh thick sections using stereology and confocal microscopy: application on acid rain-treated Norway spruce needles. Journal of Experimental Botany, 58, 6, 1451–1461.

ALBRECHTOVÁ, J., KUBÍNOVÁ, L., VOTRUBOVÁ, O., ELIÁŠOVÁ, K. (1997): Non-destructive stereological method for estimating the length of rigid root systems. Biologia Plantarum, 40, 2, 311–316.

ALBRECHTOVÁ, J., ROCK, B. N., SOUKUPOVÁ, J., ENTCHEVA, P., ŠOLCOVÁ, B., POLÁK, T. (2001): Biochemical, histochemical, structural and reflectance markers of damage in Norway spruce form the Krušné hory Mts. used for interpretation of remote sensing data. Journal of Forest Science, 47, 26–33.

ALBRECHTOVÁ, J., SEIDL, Z., AITKENHEAD-PETERSON, J., LHOTÁKOVÁ, Z., ROCK, B. N., ALEXANDER, J. E., MALENOVSKÝ, Z., MCDOWELL, W. H. (2008): Spectral analysis of coniferous foliageand possible links to soil chemistry: are spectral chlorophyll indices related toforest floor dissolved organic C and N? Science of the Total Environment 404, 2–3, 424–432.

ALBRECHTOVÁ, J., SOUKUPOVÁ, J., ŠOLCOVÁ, B., POLÁK, T., ROCK, B. N., ENTCHEVA, P. (2001): Biochemical, histochemical, structural and reflectance markers of damage in Norway spruce from the Ore Mts. used for interpretation of remote sensing data. Journal of Forest Science, 47, Special Issue, 26–33.

ALLEN, W. A., GAUSMAN, H. W., RICHARDSON, A. J., THOMAS, J. R. (1969): Interaction of isotropic light with a compact plant leaf. Journal of Optical Society of America, 59, 10, 1376–1379.

ALLEN, W. A., GAUSMAN, H. W., RICHARDSON, A. J. (1970): Mean effective optical constants of cotton leaves, Journal of the Optical Society of America, 60, 4, 542–547.

AOPK ČR (1999): Metodika přípravy plánů péče. AOPK ČR, Praha.

ARDÖ, J., LAMBERT, N., HENZLIK, V., ROCK, B. (1997): Satellite Based Estimations of Coniferous Forest Cover Changes: Krušné hory, Czech Republic. Ambio, 26, 3, 158–166.

ASNER, G. P. (1998): Biophysical and biochemical sources of variability in canopy reflectance. Remote sensing of Environment, 64, 3, 234–253.

ASNER, G. P. (2008): Hyperspectral remote sensing of canopy chemistry, physiology and diversity in tropical rainforests. In: Kalacska, M. a Sánchez-Azofeifa, G.-A. (ed.): Hyperspectral remote sensing of tropical and sub-tropical forests. CRC Press, Boca Raton.

ASPINWALL, M. J., KING, J. S., BOOKER, F. L., MCKEAND, S. E. (2011): Genetic effects on total phenolics, condensed tannins and non-structural carbohydrates in loblolly pine (Pinus taeda L.) needles. Tree Physiology, 31, 8, 831–842.

ATZBERGER, C. (2000): Development of an invertible forest reflectance model: The informodel. Proceedings of the 20th EARSeL Symposium Dresden, 39–44.

AUCLAIR, A. N. D., HEILMAN, W. E., BRINKMAN, B. (2010): Predicting forest dieback in Maine, USA: a simple model based on soil frost and drought. Canadian Journal of Forest Research-Revue Canadienne De Recherche Forestiere, 40, 4, 687–702.

BAHR, A., ELLSTRÖM, M., AKSELSSON, C., EKBLAD, A., MIKUSINSKA, A., WALLANDER, H. (2013): Growth of ectomycorrhizal fungal mycelium along a Norway spruce forest nitrogen deposition gradient and its effect on nitrogen leakage. Soil Biology and Biochemistry, 59, 38–48.

BAIG, M. H. A., ZHANG, L., SHUAI, T., TONG, Q. (2014): Derivation of a tasselled cap transformation based on Landsat 8 at-satellite reflectance, Remote Sensing Letters, 5, 5, 423–431, DOI: 10.1080/2150704X.2014.915434.

BALCAR, V. (2000): Ekologické krytí výsadeb buku lesního náhradním porostem smrku pichlavého. In: Výsledky a postupy výzkumu v imisní oblasti SV Krušnohoří. Sborník referátů z celostátního semináře konaného v rámci programu Phare, přeshraniční spolupráce. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, Teplice, 85–88.

BALCAR, V. a kol. (2008): Porosty náhradních dřevin a jejich ohrožení biotickými a abiotickými faktory. In: Lesnické hospodaření v Krušných horách. LČR, VÚLHM, v. v. i., Hradec Králové, Strnady, 143–178.

BÍLKOVÁ, J., ALBRECHTOVÁ, J., OPATRNÁ, J. (1999): Histochemical detection and image analysis of non-specific esterase activity and the amount of polyphenols during annual bud development in Norway spruce. Journal of Experimental Botany, 50, 336, 1129–1138.

BLANK, L. W., ROBERTS, T. M., SKEFFINGTON, R. A. (1988): New perspectives on forest decline. Nature, 336, 6194, 27–30.

BOLSTAD, P. V., GOWER, S. T. (1990): Estimation of leaf area index in fourteen southern Wisconsin forest stands using a portable radiometer, Tree Physiology, 7, 1–4, 115–124.

BIČÍK, I., KABRDA, J. (2007): Land use changes in Czech border regions (1845–2000). AUC–Geographica, XLII, 1–2, 23–52.

BIČÍK, I., KUPKOVÁ, L., JELEČEK, L., KABRDA, J., ŠTYCH, P., JANOUŠEK, Z., WINKLEROVÁ, J. (2015): Land Use Changes in the Czech Republic 1845–2010: Socio-Economic Driving Forces. Springer.

BÍLEK, J., JANGL, L., URBAN, J. (1976): Dějiny hornictví na Chomutovsku. Vlastivědné muzeum.

BOHÁČOVÁ, L., UHLÍŘOVÁ, H., LOMSKÝ, B., BURIÁNEK, V. (2003): Monitoring zdravotního stavu lesa v České republice: ročenka programu ICP Forests 2003.

BONAN, G. B. (2008): Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests. Science, 320, 5882, 1444–1449.

BORŮVKA, L., VACEK, O., JEHLIČKA, J. (2005): Principal component analysis as a tool to indicate the origin of potentially toxic elements in soils. Geoderma, 128, 3–4, 289–300, DOI:10.1016/J.GEODERMA.2005.04.010.

BRÉDA, N. J. J. (2003): Ground-based measurements of leaf area index: A review of methods, instruments and current controversies, Journal of Experimental Botany, 54, 392, 2403–2417, DOI: 10.1093/jxb/erg263.

BROGE, N. H., LEBLANC, E. (2000): Comparing prediction power and stability of broadband and hyperspectral vegetation indices for estimating of green leaf area index and canopy chlorophyll density. Remote Sensing of Environment, 76, 156–172.

BRUNNER, I., FREY, B. (2000): Detection and localization of aluminum and heavy metals in ectomycorrhizal Norway spruce seedlings. Environmental Pollution, 108, 2, 121–128.

BRUNDRETT, M., KENDRICK, B., PETERSON, C. (1991): Efficient Lipid Staining in Plant-Material with Sudan Red-7b or Fluoral Yellow-088 in Polyethylene Glycol-Glycerol. Biotechnic & Histochemistry, 66, 3, 111–116.

BŘÍZOVÁ, E. (1996): Vegetační poměry okolí a rašeliniště Boží Dar v pozdním glaciálu a holocénu. Sedimentární geologie v České republice. Geologická sekce Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy, Praha.

BURGER, H. (1927): Die lebensdauer der fichtennadeln. Schweiz Zeitschrift für Forstwesen, 78, 372–375.

BURKHARDT, J. (2010): Hygroscopic particles on leaves: nutrients or desiccants? Ecological Monographs, 80, 3, 369–399.

BURKHARDT, J., BASI, S., PARIYAR, S., HUNSCHE, M. (2012): Stomatal penetration by aqueous solutions – an update involving leaf surface particles. New Phytologist, 196, 3, 774–787.

BURKHARDT, J., PARIYAR, S. (2014): Particulate pollutants are capable to 'degrade' epicuticular waxes and to decrease the drought tolerance of Scots pine (Pinus sylvestris L.). Environmental Pollution, 184, 659–667.

BUSCHMANN, C., LANGSDORF, G., LICHTENTHALER, H. K. (2000): Imaging of the blue, green, and red fluorescence emission of plants: An overview. Photosynthetica, 38, 4, 483–491.

BYTNEROWICZ, A., OMASA, K., PAOLETTI, E. (2007): Integrated effects of air pollution and climate change on forests: a northern hemisphere perspective. Environmental Pollution, 147, 3, 438–445.

CAMPBELL, P. E., ROCK, B. N., MARTIN, M. E., NEEFUS, C. D., IRONS, J. R., MIDDLETON, E. M., ALBRECHTOVÁ, J. (2004): Detection of initial damage in Norway spruce canopies using hyperspectral airborne data. International Journal of Remote Sensing, 25, 24, 5557–5584.

CARTER, G. A. (1991): Primary and secondary effects of water-content on the spectral reflectance of leaves. American Journal of Botany, 78, 7, 916–924.

CARTER, G. A., BAHADUR, R., NORBY, R. J. (2000): Effects of elevated atmospheric CO2 and temperature on leaf optical properties in Acersaccharum. Environmental and Experimental Botany, 43, 3, 267–273.

CARTER, G. A., CIBULA, W. G., MILLER, R. L. (1996): Narrow-band Reflectance Imagery Compared with ThermalImagery for Early Detection of Plant Stress. Journal of Plant Physiology, 148, 5, 515–522.

CASTRO, K. L., SANCHEZ-AZOFEIFA, G. A. (2008): Changes in Spectral Properties, Chlorophyll Content and Internal Mesophyll Structure of Senescing Populus balsamifera and Populus tremuloides Leaves. Sensors, 8, 1, 51–69.

CIKÁNKOVÁ, J. a kol. (2014): Zpráva o životním prostředí České republiky 2013. CENIA, česká informační agentura životního prostředí, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

COLLIGNON, C., BOUDOT, J. P., TURPAULT, M. P. (2012): Time change of aluminium toxicity in the acid bulk soil and the rhizosphere in Norway spruce (Picea abies (L.) Karst.) and beech (Fagus sylvatica L.) stands. Plant and Soil, 357, 1–2, 259–274.

COOK, E. R., KAIRIUKSTIS, L. A. (1990): Methods of dendrochronology. Kluwer Academic Publishers.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R. V., PARUELO, J., RASKIN, R. G., SUTTON, P., VAN DEN BELT, M. (1997): The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387, 6630, 253–260.

CRAWLEY, M. J. (2013): The R book. 2nd ed. Wiley, Chichester.

CROFT, H., CHEN, J. M., ZHANG, Y. (2014): The applicability of empirical vegetation indices for determining leaf chlorophyll content over different leaf and canopy structures. Ecological Complexity, 17, 119–130.

CRONAN, C. S., GRIGAL, D. F. (1995): Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. Journal of Environmental Quality, 24, 2, 209–226.

CUDLÍN, P., CHMELÍKOVÁ, E. (1996): Degradation and restoration processes in crowns and fineroots of polluted montane Norway spruce ecosystems. Phyton, 36: 69–76.

CUDLÍN, P., NOVOTNÝ, R., CHMELÍKOVÁ, E. (1999): Recognition of stages of montane Norway spruce response to multiple stress impact using crown and branch structure transformation analysis. Phyton-Horn, 39, 3, 149–154.

CUDLÍN, P., NOVOTNÝ, R., MORAVEC, I., CHMELÍKOVÁ, E. (2001): Retrospective evaluation of the response of montane forest ecosystems to multiple stress. Ekologia, 20, 1, 108–124.

CUDLÍN, P., SEJÁK, J., POKORNÝ, J., ALBRECHTOVÁ, J., BASTIAN, O., MAREK, M. (2013): Forest Ecosystem Services Under Climate Change and Air Pollution. In: Developments in Environmental Science. Elsevier, 521–546.

CURRAN, P. J., WINDHAM, W. R., GHOLZ H. L. (1995): Exploring the Relationship between Reflectance Red Edge and Chlorophyll Concentration in Slash Pine Leaves. Tree Physiology, 15, 203–206.

CZUDEK, T. (1965): Krušnohorská soustava. In: Demek, J. (ed.): Geomorfologie Českých zemí. Nakladatelství ČSAV, Praha, 61–84.

ČERVENÁ, L., LHOTÁKOVÁ, Z., KUPKOVÁ, L., KOVÁŘOVÁ, M., ALBRECHTOVÁ, J. (2014): Models for estimating leaf pigments and relative water content in three vertical canopy levels of norway spruce based on laboratory spectroscopy. EARSeL 34th Symposium Proceedings, 6.1–6.8.

DALL'ACQUA, S., MINESSO, P., SHRESTA, B. B., COMAI, S., JHA, P. K., GEWALI, M. B., GRECO, E., CERVELLATI, R., INNOCENTI, G. (2012): Phytochemical and Antioxidant-Related Investigations on Bark of Abies spectabilis (D. Don) Spach. from Nepal. Molecules, 17, 12, 1686–1697.

DANSON, F. M., HETHERINGTON, D., MORSDORF, F., KOETZ, B., ALLGÖWER, B. (2007): Forest canopy gap fraction from terrestrial laser scanning. Geoscience and Remote Sensing Letters, IEEE, 4, 1, 157–160.

DARVISHZADEH, R., ATZBERGER C., SKIDMORE, A., SCHLERF, M. (2011): Mapping grassland leaf area index with airborne hyperspectral imagery: A comparison study

of statistical approaches and inversion of radiative transfer models. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 66, 6, 894–906.
DATT, B., MCVICAR, T. R., VAN NIEL, T. G., JUPP, D. L. a PEARLMAN, J. S. (2003): Preprocessing EO-1 Hyperion hyperspectral data to support the application of agricultural indexes. Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on, 41, 6, 1246–1259.
DAUGHTRY, C. S. T., BIEHL, L. L., RANSON, K. J. (1989): A new technique to measure the spectral properties of conifer needles. Remote Sensing of Environment, 27, 1, 81–91, http://dx.doi.org/10.1016/0034-4257(89)90039-4 (6. 8. 2013).
DAUGHTRY, C. S. T., WALTHALL, C. L., KIM, M. S., BROWN DE COLSTOUN, E., MCMUETREY III, J. E. (2000): Estimating corn leaf chlorophyll concentration from leaf and canopy reflectance. Remote Sensing of Environment, 74, 229–239.
DAVIDSON, E., KANTER, D. (2014): Inventories and scenarios of nitrous oxide emissions. Environmental Research Letters, 9, 10, 105012, DOI: 10.1088/1748-9326/9/10/105012 (21. 9. 2016).
DAWSON, T. P., CURRAN, P. J. (1998): Technical note A new technique for interpolating the reflectance red edge position. International Journal of Remote Sensing, 19, 11, 2133–2139.
DAWSON, T. P., CURRAN, P. J., PLUMMER, S. E. (1998): LIBERTY – Modeling the effects of leaf biochemical concentration on reflectance spektra. Remote Sensing of Environment, 65, 1, 50–60.
DE JONG, S. M., ADDINK, E. A., HOOGENBOOM, P., NIJLAND, W. (2012): The spectral response of Buxus sempervirens to different types of environmental stress – A laboratory experiment. Isprs Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 74, 56–65, http://dx.doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2012.08.005 (21. 4. 2016).
DEMAREZ, V., DUTHOIT, S., BARET, F., WEISS, M., DEDIEU, G. (2008): Estimation of leaf area and clumping indexes of crops with hemispherical photographs, Agricultural and Forest Meteorology, 148, 4, 644–655, DOI: 10.1016/j.agrformet.2007.11.015.
DEMMIG-ADAMS, B., ADAMS, W. W. (1996): The role of xanthophyll cycle carotenoids in the protection of photosynthesis. Trends in Plant Science, 1, 1, 21–26.
DEMEK, J., MACKOVČIN, P., eds. (2006): Hory a nížiny. Zeměpisný lexikon ČR. AOPK ČR, Brno.
DEMMIG-ADAMS, B. (1998): Survey of thermal energy dissipation and pigment composition in sun and shade leaves. Plant and Cell Physiology, 39, 5, 474–482.
DIAMOND, J. (1999): Guns, germs, and steel: The fates of human societies. WW Norton & Company.
DIAMOND, J. (2005): Collapse: How Societies Choose to Fail or Survive. Penguin Group, New York.
DISNEY, M. I., LEWIS, P., NORTH, P. R. J. (2000): Monte Carlo ray tracing in optical canopy reflectance modelling. Remote Sensing Reviews, 18, 2–4, 163–196.
DITMAROVA, L., KURJAK, D., PALMROTH, S., KMET, J., STŘELCOVÁ, K. (2010): Physiological responses of Norway spruce (Picea abies) seedlings to drought stress. Tree Physiology, 30, 2, 205–213.
DOBBERTIN, M., BRANG, P. (2001): Crown defoliation improves tree mortality models. Forest Ecology and Management, 141, 3, 271–284.
DOBISOVÁ, M. (2005): The impact of long-term CO2 enrichment on phenolics accumulation and anatomy of Norway spruce (Picea abies L. Karst.) needles. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha.
DOBROVOLNÝ, P. (1998): Dálkový průzkum Země, Digitální zpracování obrazu. Masarykova univerzita, Brno.
DOHNAL, KUNST, MEJSTŘÍK, RAUČINA, VYDRA (1965): Československá rašeliniště a slatiniště. ČSAV, Praha.

DU, Y., CHANG, C. I., REN, H., CHANG. C. C., JENSEN, J. O., D'AMICO, F. M. (2004): New Hyperspectral Discrimination Measure for Spectral Characterization. Optical Engineering, 43, 8, 1777–1786.

DUŠEK, D. a kol. (2015): Vliv šířky linek na produkci smrkových porostů. Zprávy lesnického výzkumu, 60, 3, 171–176.

EICHHORN, J., ROSKAMS, P., FERRETTI, M., MUES, V., SZEPESI, A., DURRANT, D., eds. (2010): Manual Part IV: Visual Assessment of Crown Condition and Damaging Agents. In: Manual on methods and criteria for harmonized sampling, assessment, monitoring and analysis of the effects of air pollution on forests. Johann Heinrich von Thünen Inst., Inst. for World Forestry, Hamburg, 49.

ENTCHEVA, P. K. (2000): Remote sensing of forest damage in the Czech Republic using hyperspectral methods.

ENTCHEVA, P. K., ROCK, B. N., LAUTEN, G. N., CIBULA, W. G. (1996): Remote sensing assessment of forest health in the Bohemian forests of central Europe. Environmental Research Institute of Michigan (ERIM), Ann Arbor, MI (United States).

ERNST, W. H. O., PETERSON, P. J. (1994): The role of biomarkers in environmental assessment (4). Terrestrial plants. Ecotoxicology, 3, 3, 180–192.

ESCH, A., MENGEL, K. (1998): Combined effects of acid mist and frost drought on the water status of young spruce trees (Picea abies). Environmental and Experimental Botany, 39, 1, 57–65.

EVANS, G. C., COOMBE, D. E. (1959): Hemispherical and woodland canopy photography and the light climate, Journal of Ecology, 47, 1, 103, DOI: 10.2307/2257250.

FABIÁNEK, P., BURIÁNEK, V., FADRHONSOVÁ, V., HADAŠ, P., IVANEK, O., JAČKA, J. et al. (2004): Monitoring stavu lesa v České republice 1984–2003. MZe ČR, VÚLHM, Jíloviště-Strnady.

FERET, J. B., FRANCOIS, C., ASNER, G. P., GITELSON, A. A., MARTIN, R. E., BIDEL, L. P. R., USTIN, S. L., LE MAIRE, G., JACQUEMOUD, S. (2008): PROSPECT-4 and 5: Advances in the leaf optical properties model separating photosynthetic pigments, Remote Sensing of Environment, 112, 6, 3030–3043. DOI: 10.1016/j.rse.2008.02.012.

FIALA, P. a kol. (2005): Zhodnocení účinků vápnění na lesní ekosystémy Krušných hor z období 1999–2005. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

FIALA, P. a kol. (2013): Průzkum výživy lesa na území České republiky 1996–2011. Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský, Brno.

FIALA, P., REININGER, D., SAMEK, T., 2005: Zhodnocení účinků vápnění na lesní ekosystémy Krušných hor z období 1999–2005. Ústřední zkušební ústav zemědělský.

FINK, S. (1991): The Micromorphological Distribution of Bound Calcium in Needles of Norway Spruce (Picea-Abies l Karst). New Phytologist, 119, 1, 33–40.

FISCHER, R., AAS, W., DE VRIES, W., CLARKE, N., CUDLÍN, P., LEAVER, D., LUNDIN, L., MATTEUCCI, G., MATYSSEK, R., MIKKELSEN, T. N. a kol. (2011): Towards a transnational system of supersites for forest monitoring and research in Europe-an overview on present state and future recommendations. iForest-Biogeosciences and Forestry, 4, 4, 167.

FOURTY, T., BARET, F., JACQUEMOUD, S., SCHMUCK, G., VERDEBOUT, J. (1996): Leaf optical properties with explicit description of its biochemical composition: Direct and inverse problems. Remote Sensing of Environment, 56, 2, 104–117.

GARDNER, R. (1975): Vanillin-Hydrochloric Acid as a Histochemical Test for Tannin. Stain Technology, 50, 5, 315–317.

GARCIA-PLAZAOLA, J., BECERRIL, J. M. (2001): Seasonal changes in photosynthetic pigments and antioxidants in beech (Fagus sylvatica) in a Mediterranean climate: implications for tree decline diagnosis. Australian Journal of Plant Physiology, 28, 3, 225–232.

GARRIGUES, S., SHABANOV, N. V., SWANSON, K., MORISETTE, J. T., BARET, F., MYNENI, R. B. (2008): Intercomparison and sensitivity analysis of leaf area index retrievals from LAI-2000, AccuPAR and digital hemispherical photography over croplands, Agricultural and Forest Meteorology, 148, 8–9, 1193–1209, DOI: 10.1016/j.agrformet.2008.02.014.

GATES, D. M. a kol. (1965): Spectral properties of plants. Applied optics, 4, 1, 11–20.

GAUSMAN, H. W., ALLEN, W. A. (1973): Optical parameters of leaves of 30 plant species. Plant Physiology, 52, 1, 57–62.

GAUSMAN, H. W., ALLEN, W. A., CARDENAS, R., RICHARDSON, A. J. (1970): Relation of light reflectance to histological and physical evaluation of cotton leaf maturity. Applied Optics, 9, 3, 545–552.

GIBBONS, D. E., RICHARD, R. R. (1979): Determination of Noise Equivalent Reflectance for a Multispectral Scanner – A Scanner Sensitivity Study. NASA Technical Paper 1575, <http://ntrs.nasa.gov/archive/nasa/casi.ntrs.nasa.gov/19800004148.pdf> (15. 12. 2015).

GIERTYCH, M. J., KAROLEWSKI, P. (2000): Phenolic compounds distribution along the length of Scots pine needles in a polluted and control environment and its connection with necroses formation. Acta Societatis Botanicorum Poloniae, 69, 2, 127–130.

GITELSON, A. A., VIÑA, A., ARKEBAUER, T. J., RUNDQUIST, D. C., KEYDAN, G., LEAVITT, B. (2003): Remote estimation of leaf area index and green leaf biomass in maize canopies. Geophysical Research Letters, 30, 5.

GITELSON, A. A., VINA, A., CIGANDA, V., RUNDQUIST, D. C., ARKEBAUER, T. J. (2005): Remote estimation of canopy chlorophyll content in crops. Geophysical Research Letters, 32, 8.

GODBOLD, D. L., FRITZ, E., HÜTTERMANN, A. (1988): Aluminum toxicity and forest decline. Proceedings of the National Academy of Sciences, 85, 11, 3888–3892.

GONSAMO A., PELIKKA, P. (2009): The computation of foliage clumping index using hemispherical photography, Agricultural and Forest Meteorology, 149, 10, 1781–1787, DOI: 10.1016/j.agrformet.2009.06.001.

GORI, Y., CHERUBINI, P., CAMIN, F., PORTA, N. L. (2013): Fungal root pathogen (Heterobasidion parviporum) increases drought stress in Norway spruce stand at low elevation in the Alps. European Journal of Forest Research, 132, 4, 607–619.

GOWER S. T., KUCHAŘÍK, C. J., NORMAN, J. M. (1999): Direct and indirect estimation of leaf area index, fAPAR and net primary production of terrestrial ecosystems, Remote Sensing of Environment, 70, 1, 29–51, DOI: 10.1016/S0034-4257(99)00056-5.

GREEN, R. O. (1992): Determination of the in-flight spectral and radiometric characteristics of the Airborne Visible/Infrared Imaging Spectrometer (AVIRIS). In: Toselli, F., Bodechtel, J. (eds.): Imaging Spectroscopy: Fundamentals and Prospective Applications. Springer, Netherlands, 103–123.

GRISSINO-MAYER, H. D. (2001): Evaluating crossdating accuracy: a manual and tutorial for the computer program COFECHA. Tree-ring research.

GRUBER, F. a kol. (1994): Morphology of coniferous trees: possible effects of soil acidification on the morphology of Norway spruce and Silver fir In: Godbold, D. L., Huttermann, A. (eds): Effects of Acid Rain on Forest Processes. J Wiley-Liss, New York, 265–324.

GUERSCHMAN, J. P., HILL, M. J., RENZULLO, L. J., BARRETT, D. J., MARKS, A. S., BOTHA, E. J. (2009): Estimating fractional cover of photosynthetic vegetation, non-photosynthetic vegetation and bare soil in the Australian tropical savanna region upscaling the EO-1 Hyperion and MODIS sensors. Remote Sensing of Environment, 113, 5, 928–945.

GUNDERSEN, H. (1986): Stereology of Arbitrary Particles – a Review of Unbiased Number and Size Estimators and the Presentation of Some New Ones, in Memory of Thompson, William, R. Journal of Microscopy-Oxford, 143, 3–45.

GÜNEY, A., ZIMMERMANN, R., KRUPP, A., HAAS, K. (2016): Needle characteristics of Lebanon cedar (Cedrus libani A.Rich.): degradation of epicuticular waxes and decrease of photosynthetic rates with increasing needle age. Turkish Journal of Agriculture and Forestry, 40, 386–396.

GÜNTHARDT-GOERG, M. S., VOLLENWEIDER, P. (2007): Linking stress with macroscopic and microscopic leaf response in trees: New diagnostic perspectives. Air Pollution and Climate Change: A Global Overview of the Effects on Forest Vegetation, 147, 3, 467–488.

HÄBERLE, K.-H., NUNN, A. J., REITER, I. M., WERNER, H., HELLER, W., BAHNWEG, G., GAYLER, S., LÜTZ, C., MATYSSEK, R. (2009): Variation of defence-related metabolites in the foliage of adult beech and spruce: a conceptual approach to approximating traded-off carbon. European Journal of Forest Research, 128, 2, 99–108.

HABOUDANE, D., MILLER, J. R., PATTEY, E., ZARCO-TEJADA, P., STRACHAN, I. B. (2004): Hypersperctral vegetation indices and novel algorithms for predicting green LAI of crop canopies: Modeling and validation in the context of precise agriculture, Remote Sensing of Environment, 90, 3, 337–352, DOI: 10.1016/j.rse.2003.12.013.

HABOUDANE, D., MILLER, J. R., TREMBLAY, N., ZARCO-TEJADA, P. J., DEXTRAZE, L. (2002): Integrated narrow-band vegetation indices for prediction of crop chlorophyll content for application to precise agriculture. Remote Sensing of Environment, 81, 416–426.

HALLÉ, F., OLDEMAN, R. A. A., TOMLINSON, P. B. (1980): Tropical trees and forests. An architectural analysis. Biologia Plantarum, 22, 3, 230–230.

HATFIELD, R., FUKUSHIMA, R. S. (2005): Can lignin be accurately measured? Crop Science, 45, 3, 832–839.

HEALEY, S. P., COHEN, W. B., YANG ZHIQIANG, KRANKINA, O. N. (2005): Comparison of Tasseled Cap-based Landsat data structure for use in forest disturbance detection, Remote Sensing of Environment, 97, 301–310.

HÉDL, R. (2004): Vegetation of beech forests in the Rychlebské Mountains, Czech Republic, re-inspected after 60 years with assessment of environmental changes. Plant Ecology, 170, 2, 243–265.

HEJKAL, J., HAVALOVÁ, A., MICHÁLEK, J., eds. (2007): Příroda Kraslicka 1. Nakladatelství Jan Farkač, Praha.

HEJKAL, J., MICHÁLEK, J., PROKOP, V., RAKOVIČ, M., ROJÍK P., eds. (2009): Příroda Kraslicka 2.Nakladatelství Jan Farkač, Praha.

HEJKAL, J., MICHÁLEK, J., PROKOP, V, RAKOVIČ, M., ROJÍK, P., eds. (2011): Příroda Kraslicka 3. Nakladatelství Jan Farkač, Praha.

HERNÁNDEZ-CLEMENTE, R., NAVARRO-CERRILLO, R. M., SUÁREZ, L., MORALES, F., ZARCO-TEJADA, P. J. (2011): Assessing structural effects on PRI for stress detection in conifer forests. Remote Sensing of Environment, 115, 9, 2360–2375.

HERNÁNDEZ-CLEMENTE, R., NAVARRO-CERRILLO, R. M., ZARCO-TEJADA, P. J. (2012): Carotenoid content estimation in a heterogeneous conifer forest using narrow-band indices and PROSPECT+DART simulations. Remote Sensing of Environment, 127, 298–315.

HILDEBRANDT, G., GROSS, C. (1992): Manual for remote sensing forest health status assessment. Development funded by European Union, Commission for Agriculture, Grant 89.06.CO.03. Walpot SA.

HOMOLOVÁ, L., LUKEŠ, P., MALENOVSKÝ, Z., LHOTÁKOVÁ, Z., KAPLAN, V., HANUŠ, J. (2013): Measurement methods and variability assessment of the Norway spruce total leaf area: implications for remote sensing. Trees, 27, 1, 111–121.

HOŠEK, J., HANSLIAN, D., ŠTEKL, J. (2009): Průměrná rychlost větru podle světových stran (1993–2003). In: Hrnčiarová, T., Mackovčin, P., Zvara, I. a kol. (eds.): Atlas krajiny České republiky. MŽP, Praha, VÚKOZ, Průhonice, 103.

HOWARD, C., SANDAU, K. (1992): Measuring the Surface-Area of a Cell by the Method of the Spatial Grid with a Cslm – a Demonstration. Journal of Microscopy-Oxford, 165, 183–188.

HRUŠKA, J., CUDLÍN, P., KRÁM, P. (2001): Relationship between Norway spruce status and soil water base cations/aluminum ratios in the Czech Republic. Water Air and Soil Pollution, 130, 1–4, 983–988.

HRUŠKA, J., KRÁM, P., SCHWARZ, O. (1999): Kyselé deště stále s námi. Modelování dlouhodobé acidifikace lesních půd. Lesnická práce, 78, 6, 256–259.

HRUŠKA, J., OULEHLE, F., ŠAMONIL, P., ŠEBESTA, J., TAHOVSKÁ, K., HLEB, R., HOUŠKA, J., ŠIKL, J. (2012): Long-term forest soil acidification, nutrient leaching and vegetation development: Linking modelling and surveys of a primeval spruce forest in the Ukrainian Transcarpathian Mts. Ecological Modelling, 244, 28–37.

HÜTTL, R. F. (1991): Die Nährelementversorgung geschädigter Wälder in Europa und Nordamerika. Freiburger Bodenkundl Abhandl 28, 1–440.

CHANG, C. (2013): Hyperspectral Data Processing: Algorithm Design and Analysis. Wiley, Hoboken, N. J.

CHEN, J. (1996): Evaluation of vegetation indices and modified simple ratio for boreal applications. Canadian Journal of Remote Sensing, 22, 229–242.

CHEN, J. M., BLACK, T. A. (1992): Defining leaf area index for non-flat leaves, Plant Cell and Environment, 15, 4, 421–429, DOI: 10.1111/j.1365-3040.1992.tb00992.x.

CHEN, Z., KOLB, T. E., CLANCY, K. M. (2001): Mechanisms of Douglas-fir resistance to western spruce budworm defoliation: bud burst phenology, photosynthetic compensation and growth rate. Tree Physiology, 21, 16, 1159–1169.

CHEN, J. M., RICH, P. M., GOWER, S. T., NORMAN, J. M., PLUMMER, S. (1997): Leaf area index of boreal forests: Theory, techniques and measurements, Journal of Geophysical Research-Atmospheres, 102, D24, 29429–29443, DOI: 10.1029/97JD01107.

CHIANUCCI, F., CUTINI, A. (2013): Estimation of canopy properties in deciduous forest with digital hemispherical and cover photography, Agricultural and Forest Meteorology, 168, 130–139, DOI: 10.1016/j.agrformet.2012.09.002.

CHLUPÁČ, I. a kol. (2002): Geologická minulost České republiky. Academia, Praha.

CHO, M. A., SKIDMORE, A. K., CORSI, F., SOBHAN, I. (2007): Estimation of green grass/herb biomass from airborne hyperspectral imagery using spectral indices and partial least squares regression. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 9, 4, 414–424.

CHO, M. A., SKIDMORE, A. K., ATZBERGER, C. (2008): Towards red-edge positions less sensitive to canopy biophysical parameters for leaf chlorophyll estimation using properties optique spectrales des feuilles (PROSPECT) and scattering by arbitrarily inclined leaves (SAILH) simulated data. International Journal of Remote Sensing, 29, 8, 2241–2255.

ICP (2010): ICP Forests Manual. International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests, http://icp-forests.net/page/icp-forests-manual (21. 4. 2016).

INSKEEP, W. P., BLOOM, P. R. (1985): Extinction Coefficients of Chlorophyll a and b in N,N-Dimethylformamide and 80% Acetone. Plant Physiology, 77, 2, 483–485.

JACKSON, R. B., RANDERSON, J. T., CANADELL, J. G., ANDERSON, R. G., AVISSAR, R., BALDOCCHI, D. D., BONAN, G. B., CALDEIRA, K., DIFFENBAUGH, N. S., FIELD, C. B., HUNGATE, B. A., JOBBÁGY, E. G., KUEPPERS, L. M., NOSETTO, M. D., PATAKI, D. E. (2008): Protecting climate with forests. Environmental Research Letters, 3, 4, 44006, DOI: 10.1088/1748-9326/3/4/044006 (21. 9. 2015).

JACQUEMOUD, S., BARET, F. (1990): Prospect: A Model of Leaf Optical Properties Spectra. Remote Sensing of Environment, 34, 2, 75–91, DOI: 0.1016/0034-4257(90)90100-Z.

JACQUEMOUD, S., USTIN, S. L., VERDEBOUT, J., SCHMUCK, G., ANDREOLI, G., HOSGOOD, B. (1996): Estimating leaf biochemistry using the PROSPECT leaf optical properties model. Remote Sensing of Environment, 56, 3, 194–202.

JACQUEMOUD, S., VERHOEF, W., BARET, F., BACOUR, C., ZARCO-TEJADA, P. J., ASNER, G. P., FRANÇOIS, C., USTIN, S. L. (2009): PROSPECT + SAIL models: a review of use for vegetation characterization. Remote Sensing of Environment, 113, S56–S66.

JAGELS, R., CARLISLE, J., CUNNINGHAM, R., SERREZE, S., TSAI, P. (1989): Impact of acid fog and ozone on coastal red spruce. Water, Air, and Soil Pollution, 48, 1–2, 193–208.

JANKOVSKÝ, L., CUDLÍN, P. (2002): Dopad klimatické změny na zdravotní stav smrkových porostů středohor. Lesnická práce, 81, 3, 106–107.

JARVIS, P. G. (1995): Scaling processes and problems. Plant, Cell & Environment, 18, 10, 1079–1089.

JENNINGS, S. B., BROWN, N. D., SHEIL, D. (1999): Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures, Forestry, 71, 1, 59–73, DOI: 10.1093/forestry/72.1.59.

JENSEN, J. R. (2014): Remote sensing of the environment: an earth resource perspective. Pearson, Harlow, Essex.

JOHANSEN, D. A.(1940): Plant microtechnique. McGraw-Hill Book Co. Inc., New York.

JONCKHEERE, I., NACKAERTS, K., MUYS, B., COPPIN, P. (2005): Assessment of automatic gap fraction estimation of forest from digital hemispherical photography, Agricultural and forest Meteorology, 132, 1–2, 96–114, DOI: 10.1016/j.agrformet.2005-06.003.

JONES, H. G., VAUGHAN, R. A. (2010): Remote sensing of vegetation: principles, techniques, and applications. Oxford University Press, New York.

KAITANIEMI, P., NEUVONEN, S., NYYSSÖNEN, T. (1999): Effects of Cumulative Defoliations on Growth, Reproduction, and Insect Resistance in Mountain Birch. Ecology, 80, 2, 524–532.

KALČÍK, J. (2001): Koloběh fosforu v lesních půdách. Lesnická práce, 80.

KALINA, J., URBAN, O., CAJANEK, M., KURASOVA, I., SPUNDA, V., MAREK, M. V. (2001): Different responses of Norway spruce needles from shaded and exposed crown layers to the prolonged exposure to elevated CO2 studied by various chlorophyll a fluorescence techniques. Photosynthetica, 39, 3, 369–376.

KARLSSON, P. E. a kol. (2005): Economic assessment of the negative impacts of ozone on crop yields and forest production. A case study of the estate Östads Säteri in Southwestern Sweden. AMBIO: A Journal of the Human Environment, 34, 1, 32–40.

KAUTH, R. J., THOMAS, G. S. (1976): The Tasseled Cap – a graphic description of the spectral – temporal development of agricultural crops as seen by Landsat, Proceedings of second annual symposium of machine processing of remotely sensed data, West Lafayetto: Purdue University Lab. App. Remote Sensing, 4B-41–4B-51.

KEENAN, R. J., REAMS, G. A., ACHARD, F., DE FREITAS, J. V., GRAINGER, A., LINDQUIST, E. (2015): Dynamics of global forest area: results from the FAO global forest resources assessment 2015. Forest Ecology and Management, 352, 9–20.

KIRCHGESSNER, H. D., REICHERT, K., HAUFF, K., STEINBRECHER, R., SCHNITZLER, J. P., PFUNDEL, E. E. (2003): Light and temperature, but not UV radiation, affect chlorophylls and carotenoids in Norway spruce needles (Picea abies L. Karst.). Plant Cell and Environment, 26, 7, 1169–1179.

KITAJIMA, K., HOGAN, K. P. (2003): Increases of chlorophyll a/b ratios during acclimation of tropical woody seedlings to nitrogen limitation and high light. Plant, Cell & Environment, 26, 6, 857–865.

KIVIMAENPAA, M., JONSSON, A. M., STJERNQUIST, I., SELLDEN, G., SUTINEN, S. (2004): The use of light and electron microscopy to assess the impact of ozone on Norway spruce needles. Environmental Pollution, 127, 3, 441–453.

KIVIMÄENPÄÄ, M., SUTINEN, S., CALATAYUD, V., SANZ, M. J. (2010): Visible and microscopic needle alterations of mature Aleppo pine (Pinus halepensis) trees growing on an ozone gradient in eastern Spain. Tree physiology, tpq012.

KJØLLER, R., NILSSON, L.-O., HANSEN, K., SCHMIDT, I. K., VESTERDAL, L., GUNDERSEN, P. (2012): Dramatic changes in ectomycorrhizal community composition, root tip abundance and mycelial production along a stand-scale nitrogen deposition gradient. New Phytologist, 194, 1, 278–286.

KLAP, J. M., VOSHAAR, J. H. O., DE VRIES, W., ERISMAN, J. W. (2000): Effects of environmental stress on forest crown condition in Europe. Part IV: Statistical analysis of relationships. Water, Air, and Soil Pollution, 119, 1–4, 387–420.

KLEPZIG, K., KRUGER, E., SMALLEY, E., RAFFA, K. (1995): Effects of Biotic and Abiotic Stress on Induced Accumulation of Terpenes and Phenolics in Red Pines Inoculated with Bark Beetle-Vectored Fungus. Journal of Chemical Ecology, 21, 5, 601–626.

KLIMEŠ, L. (2010): Slovník cizích slov. SPN.

KNIPLING, E. B. (1970): Physical and physiological basis for the reflectance of visible and near IR radiation from vegetation. Remote Sensing of Environment, 1, 3, 155–159.

KOKALY, R. F., CLARK, R. N. (1999): Spectroscopic determination of leaf biochemistry using band-depth analysis of absorption features and stepwise multiple linear regression. Remote Sensing of Environment, 67, 3, 267–287.

KOKALY, R. F., ASNER, G. P., OLLINGER, S. V., MARTIN, M. E., WESSMAN, C. A. (2009): Characterizing canopy biochemistry from imaging spectroscopy and its application to ecosystem studies. Remote Sensing of Environment, 113, S78–S91.

KOLÁŘ, J., HALOUNOVÁ L., PAVELKA, K. (1997): Dálkový průzkum Země 10. Vydavatelství ČVUT, Praha.

KOMAITIS, M. E., IFANTI-PAPATRAGIANNI, N., PASSALOGLOU-EMMANOULIDOU, S. (1990): Chlorophyll and pheophytin changes in some frozen vegetables during storage. Grasas y aceites, 41, 4–5, 371–373.

KOPAČKOVÁ, V., LHOTÁKOVÁ, Z., OULEHLE, F., ALBRECHTOVÁ, J. (2015): Assessing forest health via linking the geochemical properties of a soil profile with the biochemical parameters of vegetation. Int. J. Environ. Sci. Technol., 12, 1987–2002, DOI 10.1007/s13762-014-0602-3.

KOPAČKOVÁ, V., MIŠUREC, J., LHOTÁKOVÁ, Z., OULEHLE, F., ALBRECHTOVÁ, J. (2014): Using multi-date high spectral resolution data to assess the physiological status of macroscopically undamaged foliage on a regional scale. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 27, Part B, 169–186.

KORHONEN, L., KORHONEN, K. T., RAUTIAINEN, M., STENBERG, P. (2006): Estimation of forest canopy cover: A comparison of field measurement techniques, Silva Fennica, 40, 4, 577–588.

KOZLOWSKI, T. T. (1963): Growth Characteristics of Forest Trees. Journal of Forestry, 61, 9, 655–662.

KOZLOWSKI, T. T. (1964): Shoot growth in woody plants. The Botanical Review, 30, 3, 335–392.

KÖSTNER, B., CZYGAN, F.-C., LANGE, O. L. (1990): An analysis of needle yellowing in healthy and chlorotic Norway spruce (Picea abies) in a forest decline area of the Fichtelgebirge (NE Bavaria). Trees, 4, 2, 55–67.

KRÁM, P., HRUŠKA, J., DRISCOLL, C. T., JOHNSON, C. E., OULEHLE, F. (2009): Long-term changes in aluminum fractions of drainage waters in two forest catchments with contrasting lithology. Journal of Inorganic Biochemistry, 103, 11, 1465–1472.

KRÁM, P., HRUŠKA, J., WENNER, B. S., DRISCOLL, C. T., JOHNSON, C. E. (1997): The biogeochemistry of basic cations in two forest catchments with contrasting lithology in the Czech Republic. Biogeochemistry, 37, 2, 173–202.

KRATOCHVÍLOVÁ, I., MAREK, M. (1986): Působení průmyslových imisí na půdní reakci a vybrané charakteristiky smrkových porostů Jizerských hor. Lesnictví, 32, 1069–1080.

KREČMER, V., GROSS, V., MENŽLÍK, V., VINŠ, B. (1999): Rozbor, hodnocení vývoje a koncepce obhospodařování horských lesů imisní oblasti Krušných hor. Zpravodaj, 99, 2, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha.

KRONFUSS, G., POLLE, A., TAUSZ, M., HAVRANEK, W. M., WIESER, G. (1998): Effects of ozone and mild drought stress on gas exchange, antioxidants and chloroplast pigments in current-year needles of young Norway spruce Picea abies (L.) Karst. Trees, 12, 8, 482–489.

KRUSE, F. A., LEFKOFF, A. B., BOARDMAN, J. B., HEIDEBRECHT, K. B., SHAPIRO, A. T., BARLOON, P. J., GOETZ, A. F. H. (1993): The Spectral Image Processing System (SIPS) – Interactive Visualization and Analysis of Imaging spectrometer Data. Remote Sensing of Environment, 44, 145–163.

KUBELKA, L., HETZE, W. (1992): Obnova lesa v imisemi poškozované oblasti severovýchodního Krušnohoří. Agrospoj, Praha.

KUBELKA, L., KARÁSEK, A., RYBAR, V., BADALÍK, V., SLODIČÁK, M. (1993): Forest regeneration in the heavily polluted ne "Krušné hory" Mountains. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

KUBÍKOVÁ, J. (1991): Forestdieback in Czechoslovakia. Vegetation, 93, 101–108.

KUBÍNOVÁ, L., JANÁČEK, J. (1998): Estimating surface area by the isotropic fakir method from thick slices cut in an arbitrary direction. Journal of microscopy, 191, 2, 201–211.

KUBÍNOVÁ, L., JANÁČEK, J. (2001): Confocal microscopy and stereology: Estimating volume, number, surface area and length by virtual test probes applied to three-dimensional images. Microscopy research and technique, 53, 6, 425–435.

KUBÍNOVÁ, Z., JANÁČEK, J., LHOTÁKOVÁ, Z., KUBÍNOVÁ, L., ALBRECHTOVÁ, J. (2014): Unbiased estimation of chloroplast number in mesophyll cells: advantage of a genuine three-dimensional approach. Journal of experimental botany, 65, 2, 609–620.

KUKAL, Z., NĚMEC, J., POŠMOURNÝ, K. (2005): Geologická paměť krajiny. Česká geologická služba, Praha.

KUKKOLA, E., HUTTUNEN, S. (1998): Structural observations on needles exposed to elevated levels of copper and nickel. Chemosphere, 36, 727–732.

KULA, E. (2011): Bříza a její význam pro trvalý rozvoj lesa v imisních oblastech. Lesnická práce, Kostelec nad Černými lesy.

KUPIEC, J., CURRAN, P. (1994): The chemical and spectral variability in a slash pine canopy. Final Report to NASA Accelerated Canopy Chemistry (New Observations) Program. UNH Subcontract, 93–20.

KUPKOVÁ, L., BIČÍK, I., NAJMAN, J. (2013): Land Cover Changes along the Iron Curtain 1990–2006. Geografie, 118, 2, 95–115.

KURJAK, D., STŘELCOVÁ, K., DITMAROVÁ, Ľ., PRIWITZER, T., KMEŤ', J., HOMOLÁK, M., PICHLER, V. (2012): Physiological response of irrigated and non-irrigated Norway spruce trees as a consequence of drought in field conditions. European Journal of Forest Research, 131, 6, 1737–1746.

KURKA, B. (2015): Severočeský hnědouhelný revír-historie, současnost, perspektivy, Diplomová práce. Masarykova univerzita Ekonomicko-správní fakulta, Brno.

KUUSK, A., KUUSK, J. LANG, M. (2014): Modeling directional forest reflectance with the hybrid type forest reflectance model FRT. Remote Sensing of Environment, 149, 196–204.

KUUSK, A., NILSON, T. (2000): A directional multispectral forest reflectance model, Remote Sensing of Environment, 72, 2, 244–252. DOI: 10.1016/S0034-4257(99)00111-X.

LAMBERT, N. J., ARDO, J., ROCK, B. N., VOGELMANN, J. E. (1995): Spectral characterization and regression-based classification of forest damage in Norway spruce stands in the

Czech Republic using Landsat Thematic Mapper data. International Journal of Remote Sensing, 16, 7, 1261–1287.
LIANG, S. (2004): Quantitative remote sensing of land surfaces. Wiley, Hoboken, N. J.
LANG, A. R. G., MCMURTRIE, R. E., BENSON, M. L. (1991): Validity of surface-area indexes of Pinus radiate estimated from transmittance of the sun's beam, Agricultural and Forest Meteorology, 57, 1–3, 157-170, DOI: 10.1016/0168-1923(91)90084-4.
LANGE, O. L., FÜHRER, G., GEBEL, J. (1986): Rapid field determination of photosynthetic capacity of cut spruce twigs (Picea abies) at saturating ambient CO2. Trees, 1, 1, 70–77.
LANGE, B., LAPIERRE, C., SANDERMANN, H. (1995): Elicitor-Induced Spruce Stress Lignin – Structural Similarity to Early Developmental Lignins. Plant Physiology, 108, 3, 1277–1287.
LARCHER, W. (2003): Physiological plant ecology: ecophysiology and stress physiology of functional groups. Springer Science & Business Media.
LAVID, N., SCHWARTZ, A., YARDEN, O., TEL-OR, E. (2001): The involvement of polyphenols and peroxidase activities in heavy-metal accumulation by epidermal glands of the waterlily (Nymphaeaceae). Planta, 212, 3, 323–331.
LEBLANC, S. G., CHEN, J. M., FERNANDES, R., DEERING, D. W., CONLEY, A. (2005): Methodology comparison for canopy structure parameters extraction from digital hemispherical photography in boreal forests, Agricultural and Forest Meteorology, 129, 3–4, 187–207, DOI: 10.1016/j.agrformet.2004.09.006.
LE MAIRE, G., FRANÇOIS, C., DUFRÊNE, E. (2004): Towards universal broad leaf chlorophyll indices using PROSPECT simulated database and hyperspectral reflectance measurements. Remote Sensing of Environment, 89, 1, 1–28.
LENDZIAN, K. J. (1984): Permeability of plant cuticles to gaseous air pollutants. In: Koziol, M. J., Whatley, F. R. (eds): Gaseous air pollutants and plant metabolism, 77–81.
LE QUÉRÉ, C., RAUPACH, M. R., CANADELL, J. G., MARLAND, G., BOPP, L., CIAIS, P., CONWAY, T. J., DONEY, S. C., FEELY, R. A., FOSTER, P. a kol. (2009): Trends in the sources and sinks of carbon dioxide. Nature Geoscience, 2, 12, 831–836.
LESINSKI, J. A., LANDMAN, G. (1985): Crown and branch malformation in conifers related to forest decline. In: Cape, J. N., Mathy, P. (eds): Scientific Basis of Forest Decline Symptomatology, Commission of the European Communities, Brussels, Air Pol. Res. Rep. 15, 92–105.
LEWIS, N., YAMAMOTO, E. (1990): Lignin – Occurrence, Biogenesis and Biodegradation. Annual Reviewof Plant Physiology and Plant Molecular Biology, 41, 455–496.
LHOTÁKOVÁ, Z., ALBRECHTOVÁ, J., MALENOVSKÝ, Z., ROCK, B. N., POLÁK, T., CUDLÍN, P. (2007): Does the azimuth orientation of Norway spruce (Picea abies /L./ Karst.) branches within sunlit crown part influence the heterogeneity of biochemical, structural and spectral characteristics of needles? Environmental and Experimental Botany, 59, 3, 283–292.
LHOTAKOVÁ, Z., BRODSKÝ, L., KUPKOVÁ, L., KOPAČKOVÁ, V., POTŮČKOVÁ, M., MIŠUREC, J., KLEMENT, A., KOVÁŘOVÁ, M., ALBRECHTOVÁ, J. (2013): Detection of multiple stresses in Scots pine growing at post-mining sites using visible to near-infrared spectroscopy. Environmental Science-Processes & Impacts, 15, 11, 2004–2015.
LHOTÁKOVÁ, Z., URBAN, O., DUBÁNKOVÁ, M., CVIKROVÁ, M., TOMÁŠKOVÁ, I., KUBÍNOVÁ, L., ZVÁRA, K., ALBRECHTOVÁ, J. (2012): The impact of long-term CO2 enrichment on sun and shade needles of Norway spruce (Picea abies): Photosynthetic performance, needle anatomy and phenolics accumulation. Plant Science, 188–189, 60–70.
LIANG, S. (2004): Quantitative remote sensing of land surfaces. Wiley, Hoboken, N. J.
LICHTENTHALER, H. K. (1987): Chlorophylls and carotenoids: Pigments of photosynthetic biomembranes. In: Methods in Enzymology. Academic Press, 350–382.

LIU, N., GUAN, L. L., SUN, F. F., WEN, D. Z. (2014): Alterations of chemical composition, construction cost and payback time in needles of Masson pine (Pinus massoniana L.) trees grown under pollution. Journal of Plant Research, 127, 4, 491–501.

LIU, Q. S., LIU, G. H., HUANG, C., XIE, C. J. (2015): Comparison of tasselled cap transformations based on the selective bands of Landsat 8 OLI TOA reflectance images. International Journal of Remote Sensing, 36, 2, 417–441, DOI: 10.1080/01431161.2014.995274.

LOCHMAN, V. a kol. (2008): Změny zásoby sledovaných prvků v lesních půdách na plochách Moldava v Krušných horách. Zprávy lesnického výzkumu, 53, 165–178.

LOMSKÝ, LOCHMAN, V., ŠRÁMEK, V. (1997): Změna imisního zatížení porostů v Krušných horách. In: Sborník referátů konference „50 let krušnohorské imisní kalamity". Most, 11.

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V. (1999): Damage of the forest stands in the Ore Mts. during the period 1995–1997. JOS, 45, 169–180.

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V. (2004): Different types of damage in mountain forest stands of the Czech Republic. Journal of Forest Science, 50, 11, 533–537.

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., FADRHONSOVÁ, V. (2003): Hodnocení vývoje mladých smrkových porostů. In: Slodičák, M., Novák, J. (eds.): Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2002. Sborník z celostátní konference, Teplice 27. 3. 2003, VÚLHM VS Opočno, 79–84.

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., KRCHOV, V., NEUMANN, J. (2000): Revitalizace lesních porostů na LČR LS Horní Blatná. Lesnická práce, nakladatelství a vydavatelství, 79, 6.

LOMSKÝ, B., ŠRÁMEK, V., PFANZ, H. (2001): An introduction to the development of tree and forest damage by air pollution in the Ore Mts. Journal of forest science, 47, 3–7.

LUPOI, J. S., SINGH, S., PARTHASARATHI, R., SIMMONS, B. A., HENRY, R. J. (2015): Recent innovations in analytical methods for the qualitative and quantitative assessment of lignin. Renewable and Sustainable Energy Reviews, 49, 871–906.

LÜTHI, D., LE FLOCH, M., BEREITER, B., BLUNIER, T., BARNOLA, J. M., SIEGENTHALER, U., RAYNAUD, D., JOUZEL, J., FISCHER, H., KAWAMURA, K., STOCKER, T. F. (2008): High-resolution carbon dioxide concentration record 650,000–800,000 years before present. Nature, 453, 7193, 379–382.

MACFARLANE, C., COOTE, M., WHITE, D. A., ADAMS, M. A. (2000): Photographic exposure affects indirect estimation of leaf area in plantations of Eucalyptus globulusLabill, Agricultural and Forest Meteorology, 100, 2–3, 155–168, DOI: 10.1016/S0168-1923(99)00139-2.

MACFARLANE, C., HOFFMAN, M., EAMUS, D., KERP, N., HIGGINSON, S., MCMURTRIE, R., ADAMS, M. (2007): Estimation of leaf area index in eucalypt forest using digital photography, Agricultural and Forest Meteorology, 143, 3–4, 176–188, DOI: 10.1016/j.argformet.2006.10.013.

MAIER-MAERCKER, U. (1989): Delignification of subsidiary and guard cell walls of Piceaabies (L.) Karst. By fumigation with ozone. Trees-Structure and Function, 3, 1, 57–64.

MAIN, R., CHO, M. A., MATHIEU, R., O'KENNEDY, M. M., RAMOELO, A., KOCH, S. (2011): An investigation into robust spectral indices for leaf chlorophyll estimation. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 66, 6, 751–761.

MAJASALMI, T., RAUTIAINEN, M., STENBERG, P., RITA, H. (2012): Optimizing the sampling scheme for LAI-2000 measurements in a boreal forest, Agricultural and Forest Meteorology, 154, 38–43, DOI: 10.1016/j.agrformet.2011.10.002.

MALENOVSKÝ, Z., ALBRECHTOVÁ, J., LHOTÁKOVÁ, Z., ZURITA-MILLA, R., CLEVERS, J. G. P. W., SCHAEPMAN, M. E., CUDLÍN, P. (2006): Applicability of the PROSPECT model for Norway spruce needles. International Journal of Remote Sensing, 27, 24, 5315–5340.

MALENOVSKÝ, Z., HOMOLOVÁ, L., ZURITA-MILLA, R., LUKEŠ, P., KAPLAN, V., HANUS, J., GASTELLU-ETCHEGORRY, J. P., SCHAEPMAN, M. E. (2013): Retrieval

of spruce leaf chlorophyll content from airborne image data using continuum removal and radiative transfer. Remote Sensing of Environment, 131, 85–102.
MALENOVSKÝ, Z., MISHRA, K. B., ZEMEK, F., RASCHER, U., NEDBAL, L. (2009): Scientific and technical challenges in remote sensing of plant canopy reflectance and fluorescence. Journal of Experimental Botany, 60, 11, 2987–3004.
MALENOVSKÝ, Z., UFER, C., LHOTÁKOVÁ, Z., CLEVERS, J. G. P. W., SCHAEPMAN, M. E., ALBRECHTOVÁ, J., CUDLÍN, P. (2006): A new hyperspectral index for chlorophyll estimation of forrest canopy: Area under curve normalized to maximal band depth between 650–725 nm. EARSel eProceedings, 5, 2, 161–172.
MANION, P. D. (1981): Tree Disease Concepts. Prentice Hall Inc, Englewood Cliffs, New Jersey.
MANDRE, M. (2002): Relationships between lignin and nutrients in Picea abies L. under alkaline air pollution. Water, Air, and Soil Pollution, 133, 1–4, 363–379.
MAREK, M. V. a kol. (2011): Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu. Academia.
MARSHALL, M. (2012): Ruined. New Scientist, 215, 2876, 32–36.
MARTIN, M. E., ABER, J. D. (1997): High spectral resolution remote sensing of forest canopy lignin, nitrogen, and ecosystem processes. Ecological applications, 7, 2, 431–443.
MARTIN, M., PLOURDE, L., OLLINGER, S., SMITH, M.-L., MCNEIL, B. (2008): A generalizable method for remote sensing of canopy nitrogen across a wide range of forest ecosystems. Remote Sensing of Environment, 112, 9, 3511–3519.
MASLOVA, T. G., MAMUSHINA, N. S., SHERSTNEVA, O. A., BUBOLO, L. S., ZUBKOVA, E. K. (2009): Seasonal structural and functional changes in the photosynthetic apparatus of evergreen conifers. Russian Journal of Plant Physiology, 56, 5, 607–615.
MASUCH, G., FRANZ, J., KICINSKI, H., KETTRUP, A. (1992): Histological and Biochemical Differences of Slightly and Severely Injured Spruce Needles of 2 Stands in Northrine Westphalia. Environmental and Experimental Botany, 32, 2, 163.
MATERNA, J. (1997): Padesát let od počátku intenzivního poškození krušnohorských lesů. [In Czech] (Fifty years from the beginning of intensive damage of the Krušné hory's forests). In: Proceedings of the conference "50 years of immission calamity in the Krušné hory Mts.". Most, Czech Republic.
MATHER, A. S., NEEDLE, C. L. (1998): The forest transition: a theoretical basis. Area, 30, 2, 117–124.
MATOUŠKOVÁ, E., PAVELKA, K. (2012): Temporal analysis of vegetation changes in Ore Mountains (Black triangle, Czech Republic) by using remote sensing. In: Yifang, B. (ed.): Proceedings of 1st Workshop on Temporal Analysis of Satellite Images, Mykonos. Paris, Earsel, http://www.earsel.org/SIG/timeseries/proceedings.php, 247–254 (25. 11. 2016).
MATYSSEK, R., CLARKE, N., CUDLÍN, P., MIKKELSEN, T. N., TUOVINEN, J.-P., WIESER, G., PAOLETTI, E. (2013): Climate change, air pollution and global challenges: understanding and perspectives from forest research. Newnes.
MATYSSEK, R., INNES, J. L. (1999): Ozone-a risk factor for trees and forests in Europe? Water, Air, and Soil Pollution, 116, 1–2, 199–226.
MATYSSEK, R., KARNOSKY, D. F., WIESER, G., PERCY, K., OKSANEN, E., GRAMS, T. E. E., KUBISKE, M., HANKE, D., PRETZSCH, H. (2010): Advances in understanding ozone impact on forest trees: Messages from novel phytotron and free-air fumigation studies. Environmental Pollution, 158, 6, 1990–2006.
MATYSSEK, R., SANDERMANN, H. J. (2003): Impact of Ozone on Trees: an Ecophysiological Perspective. In: Esser, K., Lüttge, U., Beyschlag, W. a Hellwig, F. (eds.): Progress in Botany. Springer Berlin Heidelberg, 349–404.
MATYSSEK, R., SCHAUB, M., WIESER, G. (2010): Air pollution and climate change effects on forest ecosystems: new evidence. European journal of forest research, 129, 3, 417–419.

MATYSSEK, R., WIESER, G., CALFAPIETRA, C., DE VRIES, W., DIZENGREMEL, P., ERNST, D., JOLIVET, Y., MIKKELSEN, T. N., MOHREN, G. M. J., LE THIEC, D. a kol. (2012): Forests under climate change and air pollution: gaps in understanding and future directions for research. Environmental Pollution, 160, 57–65.

MAUER, O. a kol. (2004): Kořenový systém a vitalita modřínu opadavého (Larix decidua Mill.) v severovýchodním Krušnohoří. In: Výsledky lesnického výzkumu v Krušných horách v roce 2003: sborník z celostátní konference Teplice 22. 4. 2004. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 102–112.

MAC ARTHUR, A. (2013): The design and calibration of spectrometers and measurement uncertainties. Prezentace z EuroSpec Summer School 2013 v Palermu, <http://cost-es0903.fem-environment.eu/training-schools/2013-palermo-summer-school/lecture-s-presentation/> (6. 8. 2013).

MEA (2005): Millenium Ecosystem Assesment. Ecosystems and Human Well-Being. Synthesis. Island Press.

MELICHAR, V., KRÁSA, P. (2009): Krušné hory – smutné pohoří. AOPK ČR, Ochrana přírody, 64, 6, 2–7.

MELICHAR, V., ZAVADIL, V., MATĚJŮ, J. (2012): K výskytu mloka skvrnitého (Salamandra salamandra) na Kraslicku. Sborník Muzea Karlovarského kraje, 20, 277–280.

MENGEL, K., HOGREBE, A. M., ESCH, A. (1989): Effect of acidic fog on needle surface and water relations of Picea abies. Physiologia Plantarum, 75, 2, 201–207.

MESARCH, M. A., WALTER-SHEA, E. A., ASNER, G. P., MIDDLETON, E. M., CHAN, S. S. (1999): A revised measurement methodology for conifer needles spectral optical properties: Evaluating the influence of gaps between elements. Remote Sensing of Environment, 68, 177–192.

METELKA, L., TOLASZ, R. (2009): Klimatické změny: fakta bez mýtů. Centrum pro otázky životního prostředí UK, iForum, https://cz.boell.org/sites/default/files/klimaticke-zmeny.pdf (15. 11. 2016).

MEVIK, B. H., WEHRENS, R. (2007): The pls Package: Principal Component and Partial Least Squares Regression in R. Journal of Statistical Software, 18, 2, 1–23.

MIKKELSEN, T. N., CLARKE, N., DANIELEWSKA, A. (2013): Towards Supersites in Forest Ecosystem Monitoring and Research. In: Developments in Environmental Science. Elsevier, 475–496.

MINOCHA, R., CHAMBERLAIN, B., LONG, S., TURLAPATI, S. A., QUIGLEY, G. (2015): Extraction and estimation of the quantity of calcium oxalate crystals in the foliage of conifer and hardwood trees. Tree Physiology, 35, 5, 574–580.

MINOCHA, R., MARTINEZ, G., LYONS, B., LONG, S. (2009): Development of a standardized methodology for quantifying total chlorophyll and carotenoids from foliage of hardwood and conifer tree species. Canadian Journal of Forest Research, 39, 4, 849–861.

MIKŠÍČEK, P. (2005): Znovuobjevené Krušnohoří. Das wiederentdeckte Erzgebirge. Obec Boží Dar.

MIŠUREC, J. (2010): Určování obsahu chlorofylu z hyperspektrálních obrazových dat. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká Fakulta, katedra aplikované geoinformatiky a kartografie.

MIŠUREC, J., KOPAČKOVÁ, V., LHOTÁKOVÁ, Z., CAMPBELL, P., ALBRECHTOVÁ, J. (2016): Detection of Spatio-Temporal Changes of Norway Spruce Forest Stands in Ore Mountains Using Landsat Time Series and Airborne Hyperspectral Imagery. Remote Sensing, 8, 2, 92.

MIŠUREC, J., KOPAČKOVÁ, V., LHOTÁKOVÁ, Z., HANUŠ, J., WEYERMANN, J., ENTCHEVA CAMPBELL, P., ALBRECHTOVÁ, J. (2012): Utilization of hyperspectral image optical indices to assess the Norway spruce forest health status. Journal of Applied Remote Sensing, 6, 1, 63545–1.

MOLDAN, B. (2015): Podmaněná planeta. Charles University in Prague, Karolinum Press.
MOLDAN, B., SCHNOOR, J. L. (1992): Czechoslovakia: examining a critically ill environment. Environmental science & technology, 26, 1, 14–21.
MONAHAN, P. (2016): Europe's trees have been warming the planet. Science.
MOSS, D. M., ROCK, B. N., BOGLE, A. L., BÍLKOVÁ, J. (1998): Anatomical evidence of the development of damage symptoms across a growing season in needles of red spruce from central New Hampshire. Environmental and experimental botany, 39, 3, 247–262.
MOURA, J. C. M. S., BONINE, C. A. V., DE OLIVEIRA FERNANDES VIANA, J., DORNELAS, M. C., MAZZAFERA, P. (2010): Abiotic and Biotic Stresses and Changes in the Lignin Content and Composition in Plants. Journal of Integrative Plant Biology, 52, 4, 360–376.
MUNNÉ-BOSCH, S., ALEGRE, L. (2004): Die and let live: leaf senescence contributes to plant survival under drought stress. Functional Plant Biology, 31, 3, 203–216.
MUTANGA, O., SKIDMORE, A. K. (2004): Hyperspectral band depth analysis for a better estimation of grass biomass (Cenchrus ciliaris) measured under controlled laboratory conditions. International Journal of applied Earth Observation and Geoinformation, 5, 2, 87–96.
MYLONA, S. (1997): Sulphur dioxide emissions in Europe 1880–1991 and their effect on sulphur concentrations depositions, Tellus Series B-chemical and Physical Meteorology, 49 4, 447–448.
MŽP ČR (2008): Zpráva o stavu lesa a lesního hospodářství České republiky k 31. 12. 2007. Ministerstvo životního prostředí ČR, http://eagri.cz/public/web/mze/lesy/lesnictvi/zprava-o-stavu-lesa-a-lesniho/zprava-o-stavu-lesniho-hosp-2007.html (21. 4. 2016).
NÁTR, L. (2000): Koncentrace CO2 a rostliny. Praha.
NÁTR, L. (2002): Fotosyntetická produkce a výživa lidstva. Praha.
NÁTR, L. (2006): Země jako skleník: Proč se bát CO2? Academia, Praha.
NÁTR, L. (2011): Příroda, nebo člověk? Karolinum, Praha.
NAVRÁTIL, T., KURZ, D., KRÁM, P., HOFMEISTER, J., HRUŠKA, J. (2007): Acidification and recovery of soil at a heavily impacted forest catchment (Lysina, Czech Republic). SAFE modeling and field results. Ecological Modelling, 205, 3–4, 464–474.
NĚMEC, B. (1962): Botanická mikrotechnika. Nakladatelství ČSAV, Praha.
NEÜHASLOVÁ NOVOTNÁ, Z. (1998): Mapa potenciální přirozené vegetace České republiky. Academia, Praha.
NEUMANN, H. H., DENHARTOG, G., SHAW, R. H. (1989): Leaf area measurements based on hemispheric photographs and leaf litter collection in a deciduous forest during autumn leaf fall, Agricultural and Forest Meteorology, 45, 3–4, 325–345, DOI: 10.1016/0168-1923(089)90052-X.
NEUSTUPA, J., ALBRECHTOVÁ, J. (2003): Aerial algae on spruce needles in the Krušné Mts, Czech Republic. Czech Phycology, Olomouc, 3, 161–167.
NIINEMETS, Ü., LUKJANOVA, A., TURNBULL, M. H., SPARROW, A. D. (2007): Plasticity in mesophyll volume fraction modulates light-acclimation in needle photosynthesis in two pines. Tree Physiology, 27, 8, 1137–1151.
NILSON, T. (1999): Inversion of gap frequency data in forest stands, Agricultural and Forest Meteorology, 98–9, 437–448, DOI: 10.1016/S0168-1923(99)00114-8.
NILSON, T., PETERSON, U. (1991): A forest canopy reflectance model and a test case. Remote Sensing of Environment, 37, 2, 131–142.
NOVOTNÝ, R. a kol. (2012): Drcení těžebních zbytků – vhodný způsob udržení živin v lesním ekosystému. Lesnická práce, 91, 9, 637–639.
NORTH, P. R. J. (1996): Three-dimensional forest light interaction model using a Monte Carlo method. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 34, 4, 946–956.
NOŽIČKA, J. (1962): Proměny lesů a vývoj lesního hospodaření v Krušnohoří do r. 1848. ČSAV, Praha.

O'BRIEN, T. P., MCCULLY, M. E. (1981): The study of plant structure: principles and selected methods. Termarcarphi Pty. Ltd, Melbourne.

OLLINGER, S. V., ABER, J. D., REICH, P. B., FREUDER, R. J. (2002): Interactive effects of nitrogen deposition, tropospheric ozone, elevated CO2 and land use history on the carbon dynamics of northern hardwood forests. Global Change Biology, 8, 6, 545–562.

OLLINGER, S., RICHARDSON, A., MARTIN, M., HOLLINGER, D., FROLKING, S., REICH, P., PLOURDE, L., KATUL, G., MUNGER, J., OREN, R. (2008): Canopy nitrogen, carbon assimilation, and albedo in temperate and boreal forests: Functional relations and potential climate feedbacks. Proceedings of the National Academy of Sciences, 105, 49, 19336–19341.

OTČENÁŠEK, P. (2006): Elektroenergetika ve 21. století. Globální světové energetické hospodářství a jeho vliv na Českou republiku. ČEZ, Praha.

OULEHLE, F., HRUŠKA, J. (2005): Tree species (Picea abies and Fagus sylvatica) effects on soil water acidification and aluminium chemistry at sites subjected to long-term acidification in the Ore Mts., Czech Republic. Journal of Inorganic Biochemistry, 99, 9, 1822–1829.

OULEHLE, F., HOFMEISTER, J., CUDLÍN, P., HRUŠKA, J. (2006): The effect of reduced atmospheric deposition on soil and soil solution chemistry at a site subjected to long-term acidification, Nacetin, Czech Republic. Science of the Total Environment, 370, 2–3, 532–544.

ÖQUIST, G., HUNER, N. P. A. (2003): Photosynthesis of Overwintering Evergreen Plants. Annual Review of Plant Biology, 54, 1, 329–355.

PACHAURI, R. K., ALLEN, M. R., BARROS, V. R., BROOME, J., CRAMER, W., CHRIST, R., CHURCH, J. A., CLARKE, L., DAHE, Q., DASGUPTA, P. a kol. (2014): Contribution of Working Groups I, II and III to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Climate Change 2014. Synthesis Report. IPCC.

PALLARDY, S. G., KOZLOWSKI, T. T. (2008): Physiology of woody plants. Elsevier, Amsterdam, Boston.

PALETTO, A., TOSSI, V. (2009): Forest canopy cover and canopy closure: comparison of assessment techniques, European Journal of Forest Research, 128, 3, 265–272, DOI: 10.1007/s10342-009-0262-x.

PALOMAKI, V., HOLOPAINEN, J., HOLOPAINEN, T. (1994): Effects of Drought and Waterlogging on Ultrastructure of Scots Pine and Norway Spruce Needles. Trees-Structure and Function, 9, 2, 98–111.

PANAJOTOVOVÁ, S. (2010): Vývoj zalesnění a rekultivace oblasti Krušných hor s využitím výukového projektu pro střední školy. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Pedagogická fakulta, katedra biologie a environmentálních studií, Praha.

PAOLETTI, E., SCHAUB, M., MATYSSEK, R., WIESER, G., AUGUSTAITIS, A., BASTRUP-BIRK, A. M., BYTNEROWICZ, A., GÜNTHARDT-GOERG, M. S., MÜLLER-STARCK, G., SERENGIL, Y. (2010): Advances of air pollution science: from forest decline to multiple-stress effects on forest ecosystem services. Environmental Pollution, 158, 6, 1986–1989.

PASQUALINI, V., ROBLES, C., GARZINO, S., GREFF, S., BOUSQUET-MELOU, A., BONIN, G. (2003): Phenolic compounds content in Pinus halepensis Mill. needles: a bioindicator of air pollution. Chemosphere, 52, 1, 239–248.

PAUTASSO, M., SCHLEGEL, M., HOLDENRIEDER, O. (2014): Forest Health in a Changing World. Microbial Ecology, 69, 4, 826–842.

PAVELKA, K. (1996): Monitorování změn lesních porostů v ekologicky exponovaných oblastech Krušných hor pomocí družicových dat. In: Aplikácia DPZ v lesníctve. II. mezinárodní sympozium o DPZ. TU Zvolen, Zvolen, 63–65.

PAVELKA, K. (1997): Monitorování změn lesních porostů v Krušných horách pomocí dálkového průzkumu Země. In: Kartografie na přelomu tisíciletí 12. kartografická konference. Univerzita Palackého, Olomouc, 145–152.

PEKÁR, S., BRABEC, M. (2009): Moderní analýza biologických dat. Scientia, Praha.

PERCY, K., BUCHER, J., CAPE, J., FERRETTI, M., HEATH, R., JONES, H. E., KARNOSKY, D., MATYSSEK, R., MULLER-STARCK, G., PAOLETTI, E. a kol. (1999): State of science and knowledge gaps with respect to air pollution impacts on forests: reports from concurrent IUFRO 7.04. 00 working party sessions. Springer.

PEŠKOVÁ, V., MODLINGER, R. (2014): K poškození modřínů v Krušných horách v roce 2014. Lesnická práce, 93, 12, 46–47.

PEŠKOVÁ, V., SOUKUP, F. (2013): Současná situace v porostech smrku pichlavého v Krušných horách. Lesnická práce, 92, 10, 46–47.

PEŠKOVÁ, V., SOUKUP, F. (2015): Houbové choroby v lesích Česka v roce 2014. Zpravodaj ochrany lesa, 18, 17–18.

PETIT, J.-R., JOUZEL, J., RAYNAUD, D., BARKOV, N. I., BARNOLA, J.-M., BASILE, I., BENDER, M., CHAPPELLAZ, J., DAVIS, M., DELAYGUE, G. a kol. (1999): Climate and atmospheric history of the past 420,000 years from the Vostok ice core, Antarctica. Nature, 399, 6735, 429–436.

PETKOVŠEK, S. A. S. (2013): Forest biomonitoring of the largest Slovene thermal power plant with respect to reduction of air pollution. Environmental Monitoring and Assessment, 185, 2, 1809–1823.

PFEIFER, M., GONSAMO, A., DISNEY, M., PELLIKKA, P., MARCHART, R. (2012): Leaf Area Index for biomes of the Eastern Arc Mountains: Landsat and SPOT observations along precipitation and altitude gradients, Remote Sensing of Environment, 118, 103–115, DOI: 10.1016/j.rse.2011.11.009.

PITELKA, L. F., RAYNAL, D. J. (1989): Forest decline and acidic deposition. Ecology, 70, 1, 2–10.

PLESNÍK, J., PELC, F. (2011): Současný stav a výhled lesů ve světě a v Evropě. Ochrana přírody. AOPK ČR, Praha.

POCEWICZ, A. L., GESSLER, P., ROBINSON, A. P. (2004): The relationship between effective plant area index and Landsat spectral response across elevation, solar insolation, and spatial scales in a northern Idaho forest, Canadian Journal of Forest Research, 34, 2, 465–480, DOI: 10.1139/X03-215.

PODRÁZSKÝ, V. a kol. (2003): Biological and chemical amelioration effects on the localities degraded by bulldozer site preparation in the Ore Mts. Czech Republic. Journal of Forest Science, 49, 2003, 141–147.

POHOŘAL, J. (1967): Jedno z nejhlubších rašelinišť v ČSSR, ložisko Nová Ves (Glasberg). Čs. ochrana prírody, 3, 91–99.

POKORNÝ, J. (2001): Dissipation of solar energy in landscape—controlled by management of water and vegetation. Renewable energy, 24, 3, 641–645.

POKORNÝ, J. (2014): Hospodaření s vodou v krajině – funkce ekosystémů. UJEP, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem.

POKORNÝ, R., STOJNIČ, S. (2012): Leaf Area Index of Norway spruce stands in relation to age and defoliation, Beskydy, 5, 2, 173–180.

POLÁK, T. (2005): Analýza makroskopických markerů poškození smrku ztepilého jako indikátorů působení stresových faktorů v horských ekosystémech. Disertační práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyziologie rostlin, Praha.

POLÁK, T. (2006): Bud development types as a new macroscopic marker of Norway spruce decline and recovery processes along a mountainous pollution gradient. Forestry, 79, 4, 425–437.

POLÁK, T., ALBRECHTOVÁ, J., CUDLÍN, P., MORAVEC, V. (2004): Proportion of bud development types-new indicator of current tree health status? Ekologia, 23, 113–123.

POLÁK, T., ALBRECHTOVÁ, J., ROCK, B. N. (2006): Bud development types as a new macroscopic marker of Norway spruce decline and recovery processes along a mountainous pollution gradient. Forestry, 79, 4, 425–437.

POLÁK, T., ALBRECHTOVÁ, J., CUDLÍN, P., MORAVEC, I. (2004): Proportion of bud development types – new indicator of current tree health status? Ekologia, 23, 113–123.

POLÁK, T., ALBRECHTOVÁ, J., ROCK, B. N. (2003): Development of macroscopic markers of Norway spruce damage in the Krušné hory between 1998 and 2000. Ekologia, 22, 284–287.

POLÁK, T., CUDLÍN, P., MORAVEC, I., ALBRECHTOVÁ, J. (2007): Macroscopic indicators for the retrospective assessment of Norway spruce crown response to stress in the Krkonoše Mountains. Trees, 21, 1, 23–35.

POLÁK, T., ROCK, B. N., CAMPBELL, P. E., SOUKUPOVÁ, J., ŠOLCOVÁ, B., ZVÁRA, K., ALBRECHTOVÁ, J. (2006): Shoot growth processes, assessed by bud development types, reflect Norway spruce vitality and sink prioritization. Forest Ecology and Management, 225, 1–3, 337–348.

PORTÉ, A., BOSC, A., CHAMPION, I., LOUSTAU, D. (2000): Estimating the foliage area of Maritime pine (Pinus pinaster Ait.) branches and crowns with application to modelling the foliage area distribution in the crown. Annals of Forest Science, 57, 73–86.

POTAPOV, P., HANSEN, M., TURUBANOVÁ, S. (2011): Global forest extent derived using MODIS 250m data. Atlas of Forest and Landscape Restoration Opportunities, World Resources Institute, Washington, DC, www.wri.org/forest-restoration-atlas (9. 9. 2015).

POTAPOV, P., LAESTADIUS, L., MINNEMEYER, S. (2011a): Global map of human pressure on the world's forests. Atlas of Forest and Landscape Restoration Opportunities, World Resources Institute, Washington, DC, www.wri.org/forest-restoration-atlas (9. 9. 2015).

POTAPOV, P., LAESTADIUS, L., MINNEMEYER, S. (2011b): Global map of potential forest cover. Atlas of Forest and Landscape Restoration Opportunities, World Resources Institute, Washington, DC, www.wri.org/forest-restoration-atlas (9. 9. 2015).

POWELL, G. R. (1995): The role of acrotony in reproductive development in Picea. Tree Physiology, 15, 7–8, 491–498.

PROFOUS, A. (1957): Místní jména v Čechách: jejich vznik, původní význam a změny. Díl 4, S–Ž.

PUKACKI, P. M., KAMIŃSKA-ROŻEK, E. (2005): Effect of drought stress on chlorophyll a fluorescence and electrical admittance of shoots in Norway spruce seedlings. Trees, 19, 5, 539–544.

QI, J., CHEHBOUNI, A., HUETE, A.R., KEER, Y. H., SOROOSHIAN, S. (1994): A modified soil vegetation adjusted index. Remote Sensing of Environment, 48, 119–126.

RAPAPORT, T., HOCHBERG, U., RACHMILEVITCH, S., KARNIELI, A. (2014): The Effect of Differential Growth Rates across Plants on Spectral Predictions of Physiological Parameters. Plos One, 9, 2, e88930.

RATHOD, P. H., ROSSITER, D. G., NOOMEN, M. F., VAN DER MEER, F. D. (2013): Proximal spectral sensing to monitor phytoremediation of metal-contaminated soils. International Journal of Phytoremediation, 15, 5, 405–426.

REID, W. V. a kol. (2005): Ekosystémy a lidský blahobyt: syntéza. Hodnocení ekosystémů k miléniu. Centrum pro otázky životního prostředí Univerzity Karlovy, Praha.

REITER, I. M., HABERLE, K. H., NUNN, A. J., HEERDT, C., REITMAYER, H., GROTE, R., MATYSSEK, R. (2005): Competitive strategies in adult beech and spruce: space-related foliar carbon investment versus carbon gain. Oecologia, 146, 3, 337–349.

RICHARDS, J. A., JIA, X. (2006): Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. Springer, Berlin.
RICHTER, C. M., EIS, U., WILD, A. (1996): Phenolic Compounds as a Tool of Bioindication for Novel Forest Decline at Numerous Spruce Tree Sites in Germany. Zeitschrift für Naturforschung, 51, 53–58.
ROBERTS, D. A., ROTH, K. L., PERROY, R. L. (2011): Hyperspectral Vegetation Indices. In: Thenkabail, P. S., Lyon, J. G. a Huete, A. (ed.): Hyperspectral Remote Sensing of Vegetation. Taylor & Francis.
ROCK, B. N., HOSHIZAKI, T., MILLER, J. R. (1988): Comparison of in situ and air borne spectral measurements of the blue shift associated with forests decline. Remote Sensing of Environment, 24, 1, 109–127.
ROCK, B., VOGELMANN, J., WILLIAMS, D., VOGELMANN, A., HOSHIZAKI, T. (1986): Remote detection of forest damage. BioScience, 36, 7, 439–445.
ROCK, B. N., WILLIAMS, D. L., MOSS, D. M., LAUTEN, G. N., KIM, M. (1994): Remote Sensing of Forest Ecosystems High-spectral resolution field and laboratory optical reflectance measurements of red spruce and eastern hemlock needles and branches. Remote Sensing of Environment, 47, 2, 176–189.
ROITTO, M., RAUTIO, P., MARKKOLA, A., JULKUNEN-TIITTO, R., VARAMA, M., SARAVESI, K., TUOMI, J. (2008): Induced accumulation of phenolics and sawfly performance in Scots pine in response to previous defoliation. Tree Physiology, 29, 2, 207–216.
ROJÍK, P. (2000): Historie cínového hornictví v západním Krušnohoří. Okresní muzeum a knihovna Sokolov.
ROJÍK, P. (2015): Geologie a nerostné zdroje Karlovarského kraje. Karlovarský kraj.
ROJÍK, P., LINKERT, K.-H. (2011): Nerostné bohatství Krušnohoří a jeho využití v průběhu věků. Regionální sdružení DIALOG.
RONDEAUX, G., STEVEN, M., BARET, F. (1996): Optimization of soil-adjusted vegetation indices, Remote Sensing of Environment, 51, 375–384.
ROSEMA, A., VERHOEF, W., NOORBERGEN, H., BORGESIUS, J. J. (1992): A new forest light interaction model in support of forest monitoring. Remote Sensing of Environment, 42, 1, 23–41.
ROUGEAN J. L., BREON, F. M. (1995): Estimating PAR absorbed by vegetation from bidirectional reflectance measurements. Remote Sensing of Environment, 51, 375–384.
ROUSE, J. W., HAAS, R. H., SHELL, J. A., DEERING, D. W. (1973): Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS-1. In: Third Earth Resources Technology Satellite Symposium, 309–317.
RUETZE, M., SCHMITT, U. (1988): Histologie der Alterung von Fichtennadeln Picea abies (L.) Karst. Angewandte Botanik, 62, 1–2, 9–20.
SANDER, C., ECKSTEIN, D. (2001): Foliation of spruce in the Giant Mts. and its coherence with growth and climate over the last 100 years. Annals of forest science, 58, 2, 155–164.
SANCHES, I. D., SOUZA FILHO, C. R., MAGALHAES, L. A., QUITERIO, G. C. M., ALVES, M. N., OLIVEIRA, W. J. (2013): Assessing the impact of hydrocarbon leakages on vegetation using reflectance spectroscopy. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing 78, 85–101.
SAVITZKY, A, GOLAY, M. J. E. (1964): Smoothing and Differentiation of Data by Simplified Least Square Procedure. Analytic Chemistry, 36, 8, 1627–1639.
SERENGIL, Y., AUGUSTAITIS, A., BYTNEROWICZ, A., GRULKE, N., KOZOVITZ, A. R., MATYSSEK, R., MÜLLER-STARCK, G., SCHAUB, M., WIESER, G., AYDIN COSKUN, A. a kol. (2011): Adaptation of forest ecosystems to air pollution and climate change: a global assessment on research priorities. iForest-Biogeosciences and Forestry, 4, 2, 44.

SHEPHERD, T., GRIFFITHS, D. W. (2006): The effects of stress on plant cuticular waxes. New Phytologist, 171, 3, 469–499.

SCHAAF, C. B., GAO, F., STRAHLER, A. H., LUCHT, W., LI, X. W., TSANG, T., STRUGNELL, N. C., ZHANG, X. Y., JIN, Y. F., MULLER, J. P., LEWIS, P., BARNSLEY, M., HOBSON, P., DISNEY, M., ROBERTS, G., DUNDERDALE, M., DOLL, C., D'ENTREMONT, R. P., HU, B. X., LIANG, S. L., PRIVETTE, J. L., ROY, D. (2002): First operational BRDF, albedo nadir reflectance products from MODIS. Remote Sensing of Environment, 83, 1–2, 135–148.

SCHAEPMAN, M. E., JEHLE, M., HUENI, A., D'ODORICI, P., DAMM, A., WEYERMAN, J., SCHNEIDER, F. D., LAURENT, V., POPP, C., SEIDEL, F. C., LENHARD, K., GEGED, P., KÜCHLER, CH., BRAZILEF, J., KOHLER, P., DE VOS, L., MEULEMAN, K., MEYNART, R., SCHLÄPFER, J., KNEUBÜHLER, M., ITTEN, K. I. (2015): Advanced radiometry measurements and earth science applications with theairborne prism experiment (APEX). Remote Sensing of Environment, 158, 207–219.

SCHAEPMAN-STRUB, G., SCHAEPMAN, M. E., PAINTER, T. H., DANGEL, S., MARTONCHIK, J. V. (2006): Reflectance quantities in optical remote sensing-definitions and case studies. Remote Sensing of Environment, 103, 1, 27–42.

SCHAEPMAN, M. E., USTIN, S. L., PLAZA, A. J., PAINTER, T. H., VERRELST, J., LIANG, S. (2009): Earth system science related imaging spectroscopy – An assessment. Remote Sensing of Environment, 113, S123–S137.

SCHÄFER, H., BOSSEL, H., KRIEGER, H., TROST, N. (1988): Modelling the response of mature forest trees to air pollution. GeoJournal, 17, 279–287.

SCHLERF, M., ATZBERGER, C. (2006): Inversion of a forest reflectance model to estimate structural canopy variables from hyperspectral remote sensing data. Remote Sensing of Environment, 100, 3, 281–294.

SCHLERF, M., ATZBERGER, C., HILL, J., BUDDENBAUM, H., WERNER, W., SCHÜLER, G. (2010): Retrieval of chlorophyll and nitrogen in Norway spruce (Picea abies L. Karst.) using imaging spectroscopy. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 12, 1, 17–26.

SCHNEIDER, J., REBROŠOVÁ, K. (2010): Stupeň přirozenosti lesních porostů. In: Simon, J.: Strategie managementu lesních území se zvláštním statutem ochrany. Kostelec nad Černými lesy.

SCHNEIDER, J., VYSKOT, I. (2015): Vyhodnocení a klasifikace funkčních rozdílů mezi přirozenou a aktuální dřevinnou skladbou lesních porostů na území LS Plešný a Stožec, NPCHKO Šumava. 60.

SCHULZ, H., WEIDNER, M., BAUR, M., LAUCHERT, U., SCHMITT, V., SCHROER, B., WILD, A. (1996): Recognition of air pollution stress on Norway spruce (Picea abies L) on the basis of multivariate analysis of biochemical parameters: A model field study. Journal of Applied Botany-Angewandte Botanik, 70, 1–2, 19–27.

SCHULZE, E.-D. (1989): Air pollution and forest decline in a spruce (Picea abies) forest. Science, 244, 4906, 776–783.

SCHÜTT, P., COWLING, E. B. a kol. (1985): Waldsterben, a general decline of forests in central Europe: symptoms, development and possible causes. Plant Disease, 69, 7, 548–558.

SCHWAIGER, H. P., BIRD, D. N. (2010): Integration of albedo effects caused by land use change into the climate balance: Should we still account in greenhouse gas units? Forest Ecology and Management, 260, 3, 278–286.

SICARD, P., DALSTEIN-RICHIER, L., VAS, N. (2011): Annual and seasonal trends of ambient ozone concentration and its impact on forest vegetation in Mercantour National Park (South-eastern France) over the 2000–2008 period. Environmental Pollution, 159, 2, 351–362.

SIEFERMANN-HARMS, D. (1994): Light and Temperature Control of Season-Dependent Changes in the α and β-Carotene Content of Spruce Needles. Journal of Plant Physiology, 143, 4, 488–494.

SIEFERMANN-HARMS, D., BOXLER-BALDOMA, C., VON WILPERT, K., HEUMANN, H. G. (2004): The rapid yellowing of spruce at a mountain site in the Central Black Forest (Germany). Combined effects of Mg deficiency and ozone on biochemical, physiological and structural properties of the chloroplasts. Journal of Plant Physiology, 161, 423–437.

SIEFERMANN-HARMS, D., PAYER, H. D., SCHRAMEL, P., LÜTZ, C. (2005): The effect of ozone on the yellowing process of magnesium-deficient clonal Norway spruce grown under defined conditions. Journal of Plant Physiology, 162, 2, 195–206.

SIMMLEIT, N., HERRMANN, R., WILD, A., FORSCHNER, W., GARTNER, E., EICHHORN, J., SCHULTEN, H. (1991): Selection of Biological and Chemical-Parameters Indicatingor Affecting the Vitality of Norway Spruce. Science of the Total Environment, 106, 3, 195–219.

SIMS, D. A., GAMON, J. A. (2002): Relationships between leaf pigment content and spectral reflectance across a wide range of species, leaf structures and developmental stages. Remote Sensing of Environment, 81, 337–354.

SINGLETON, V. L., ROSSI, J. A. (1965): Colorimetry of Total Phenolics with Phosphomolybdic-Phosphotungstic Acid Reagents. American Journal of Enology and Viticulture, 16, 3, 144–158.

SKELLY, J. M., INNES, J. L. (1994): Waldsterben in the forests of central Europe and eastern North America: Fantasy or reality? Plant Disease, 78, 11, 1021–1032.

SKIDMORE, A. K., FERWERDA, J. G., MUTANGA, O., VAN WIEREN, S. E., PEEL, M., GRANT, R. C., PRINS, H. H. T., BALCIK, F. B., VENUS, V. (2010): Forage quality of savannas – Simultaneously mapping foliar protein and polyphenols for trees and grass using hyperspectral imagery. Remote Sensing of Environment, 114, 1, 64–72.

SLODIČÁK, M. a kol. (2007): Lesnické hospodaření v imisní oblasti Krušných hor. Lesy České republiky, s. p., Hradec Králové, Výzkumné projekty grantové služby LČR, Hradec Králové, Strnady.

SLODIČÁK, M. a kol. (2008): Lesnické hospodaření v Krušných horách. Lesy České republiky, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Hradec Králové, Strnady.

SLOUP, M. a kol. (2008): Vliv zvěře na lesní ekosystém Krušných hor. Ústav pro hospodářskou úpravu lesů Brandýs nad Labem, Plzeň.

SMEJKAL, J. a kol. (1994): Generel rekonstrukcí porostů náhradních dřevin v imisní oblasti východního Krušnohoří. Lesoprojekt, Jablonec nad Nisou.

SMITH, W. H. (1990): Air Pollution and forest. In: Interactions between air contaminants and forest ecosystems. Elsevier, New York.

SMITH, N. J. (1991): Predicting radiation attenuation in stands of Douglas fir, Forest Science, 37, 5, 1213–1223.

SMITH, K. T., SHORTLE, W. C., CONNOLLY, J. H., MINOCHA, R., JELLISON, J. (2009): Calcium fertilization increases the concentration of calcium in sapwood and calcium oxalate in foliage of red spruce. Environmental and Experimental Botany, 67, 1, 277–283.

SOIKELLI, S. (1981): Comparison of cytological injuries in conifer needles from several polluted industrial environments in Finland. Annales Botanici Fennici 18, 47–61.

SOUKUPOVÁ, J. (2002): Markers of norway spruce Damage and Their Use as Assessment Tools. Dissertation Thesis. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, katedra fyziologie rostlin.

SOUKUPOVÁ, J., ALBRECHTOVÁ, J., SVOBODOVÁ, H., OPATRNÁ, J. (2002): Anatomical and Histochemical Changes of Norway Spruce Buds Induced by Simulated Acid Rain. Biologia Plantarum, 45, 1, 77–84.

SOUKUPOVÁ, J., CVIKROVÁ, M., ALBRECHTOVÁ, J., ROCK, B. N., EDER, J. (2000): Histochemical and biochemical approaches to the study of phenolic compounds and peroxidases in needles of Norway spruce (Picea abies). New Phytologist, 146, 3, 403–414.

SOUKUPOVÁ, J., ROCK, B. N., ALBRECHTOVÁ, J. (2001): Comparative study of two spruce species in a polluted mountainous region. New Phytologist, 150, 1, 133–145.

STEFAN, K., HERMAN, F. (1996): Nutrient contents of Spruce needles from the Tyrolean Limestone Alps. Phyton-Horn, 36, 231–244.

STEJSKALOVÁ, A. (2003): Využití biochemických a histochemických metod ke studiu zdravotního stavu smrkových porostů v Krušných horách. Diplomová práce. Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta, Praha.

STERIO, D. (1984): The Unbiased Estimation of Number and Sizes of Arbitrary Particles Using the Dissector. Journal of Microscopy-Oxford, 134, May, 127–136.

STIMSON, H. C., BRESHEARS, D. D., USTIN, S. L., KEFAUVER, S. C. (2005): Spectral sensing of foliar water conditions in two co-occurring conifer species: Pinus edulis and Juniperus monosperma. Remote Sensing of Environment, 96, 1, 108–118.

STOCKER, T. F., QIN, D., PLATTNER, G. K., TIGNOR, M., ALLEN, S. K., BOSCHUNG, J., NAUELS, A., XIA, Y., BEX, B., MIDGLEY, B. M. (2013): Climate change 2013: the physical science basis. Contribution of working group I to the fifth assessment report of the intergovernmental panel on climate change. IPCC, http://www.ipcc.ch/report/ar5/index.shtml (15. 11. 2016).

STRAW, N. A., FIELDING, N. J., GREEN, G., PRICE, J. (2000): The impact of green spruce aphid, Elatobium abietinum (Walker), and root aphids on the growth of young Sitka spruce in Hafren Forest, Wales: effects on height, diameter and volume. Forest Ecology and Management, 134, 1–3, 97–109.

STUCKENS, J., VERSTRAETEN, W. W., DELALIEUX, S., SWENNEN, R., COPPIN, P. (2009): A dorsiventral leaf radiative transfer model: Development, validation and improved model inversion techniques. Remote Sensing of Environment, 113, 12, 2560–2573.

ŠEBESTA, J., ŠAMONIL, P., LACINA, J., OULEHLE, F., HOUŠKA, J., BUČEK, A. (2011): Acidification of primeval forests in the Ukraine Carpathians: Vegetation and soil changes over six decades. Forest Ecology and Management, 262, 7, 1265–1279.

ŠESTÁK, Z., ČATSKÝ, J. (1966): Základní metody studia a stanovení chlorofylů. In: Metody studia fotosyntetické produkce rostlin; metodické příručky experimentální botaniky. Nakladatelství ČSAV, Praha, 351–357.

ŠIMON, J., VACEK, S. (2008): Výkladový slovník hospodářské úpravy lesů, Mendelova lesnická a zemědělská univerzita v Brně, Brno.

ŠMÍD, Z. (2005): Cejch. Olympia, Praha.

ŠMILAUER, P., LEPŠ, J. (2014): Multivariate Analysis of Ecological Data using CANOCO 5. Cambridge University Press.

ŠRÁMEK, V., BALCAR, V., BURIÁNEK, V., HAVRÁNEK, F., JURÁSEK, A., LIŠKA, J., NOVÁK, J., SLODIČÁK, M. (2015a): Aktualizace studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, http://www.vulhm.cz/sites/File/Informatika/studie_krusne_hory.pdf (9. 9. 2015).

ŠRÁMEK, V., BALCAR, V., BURIÁNEK, V., HAVRÁNEK, F., JURÁSEK, A., LIŠKA, J., NOVÁK, J., SLODIČÁK, M. (2015b): Imisní zatížení Krušných hor. In: Aktualizace studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, 195.

ŠRÁMEK, V., BALCAR, V., BURIÁNEK, V., HAVRÁNEK, F., JURÁSEK, A., LIŠKA, J., NOVÁK, J., SLODIČÁK, M. (2015c): Stav lesních půd v Krušných horách. In: Aktualizace studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i., Strnady, 195.

ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., LOMSKÝ, B., FADRHONSOVÁ, V. (2015): Stav lesních půd v Krušných horách. Kapitola 2. In: Šrámek, V., Balcar, V., Buriánek, V., Havránek, F., Jurásek, A., Liška, J., Novák, J., Slodičák, M. a kol. (eds.): Aktualizace studie Lesnické hospodaření v Krušných horách. VÚLHM, Strnady, http://www.vulhm.cz/sites/File/Informatika/studie_krusne_hory.pdf (20. 4. 2016).

ŠRÁMEK, V., NOVOTNÝ, R., NEUDERTOVÁ-HELLEBRANDOVÁ, K., ČIHÁK, T., FADRHONSOVÁ, V. (2014): Vápnění lesů v České republice. Ministerstvo zemědělství ČR, Praha.

ŠRÁMEK, V., SLODIČÁK, M., LOMSKÝ, B., BALCAR, V., KULHAVÝ, J., HADAŠ, P., PULKRÁB, K., ŠIŠÁK, L., PĚNIČKA, L., SLOUP, M. (2008): The Ore Mountains: Will successive recovery of forests from lethal disease be successful. Mountain Research and Development, 28, 3, 216–221.

ŠRÁMEK, V. a kol. (2012): Monitoring of ozone effects on the vitality and increment of Norway spruce and European beech in the Central European forests. Journal of Environmental Monitoring, 14, 6, 1696–1702.

TÁJEK, P., BUFKA, L., TÁJKOVÁ, P., MATĚJŮ, J., HORÁČEK, D. (2011): Fauna netopýrů západních Krušných hor: nálezy z let 2004–2011. Vespertilio, 15, 101–120.

TEEB (2010): The Economics of Ecosystems and Biodiversity: ecological and economic foundations. Edited by Pushpam Kumar.Earthscan, London and Washington.

TER BRAAK, C. J. F., SMILAUER, P. (2012): Canoco reference manual and user's guide: software for ordination, version 5.0. Microcomputer Power, Ithaca USA.

THENKABAIL, P. S., LYON, J., HUETE, A. (2012): Hyperspectral remote sensing of vegetation. CRC Press, Boca Raton, FL.

THIMONIER, A., ŠEDIVÝ, I., SCHLEPPI, P. (2010): Estimating leaf area index in different types of mature forest stands in Switzerland: a comparison of methods, European Journal of Remote Sensing, 129, 4, 543–562, DOI: 10.1007/s10342-009-0353-8.

THOME, K. J., BIGGAR, S. F., WISNIEWSKI, W. (2003): Cross comparison of EO-1 sensors and other Earth resources sensors to Landsat-7 ETM+ using Railroad Valley Playa. Geoscience and Remote Sensing, IEEE Transactions on, 41, 6, 1180–1188.

THULIN, S., HILL, M. J., HELD, A., JONES, S., WOODGATE, P. (2012): Hyperspectral determination of feed quality constituents in temperate pastures: Effect of processing methods on predictive relationships from partial least squares regression. International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation, 19, 322–334.

TOWNSEND, P. A., FOSTER, J. R. (2002): Comparison of EO-1 Hyperion to AVIRIS for mapping forest composition in the Appalachian Mountains, USA. In: Geoscience and Remote Sensing Symposium, 2002. IGARSS'02. 2002 IEEE International. IEEE, 793–795.

TREITZ, P. M., HOWARTH, P. J. (1999): Hyperspectral remote sensing for estimating biophysical parameters of forest ecosystems, Progress in Physical Geography, 23, 359–390.

TSAI, F., PHILPOT, W. (1998): Derivative analysis of hyperspectral data. Remote Sensing of Environment, 66, 1, 41–51.

TUCKER, C. J. (1978): A comparison of satellite sensor bands for vegetation monitoring. Photogrammetric Engineering and Remote Sensing, 44, 11, 1369–1380.

TUOMINEN, J., LIPPING, T., KUOSMANEN, V., HAAPANEN, R. (2004): Remote Sensing of Forest Health, In: Pei-Gee Ho, P. (ed.): Remote Sensing of Forest Health, Geoscience and Remote Sensing, InTech, http://www.intechopen.com/books/geoscience-and-remote-sensing/remote-sensing-of-forest-health (1. 11. 2015).

TURUNEN, M., HUTTUNEN, S. (1990): A review of the response of epicuticular wax of conifer needles to air pollution. Journal of Environmental Quality, 19, 1, 35–45.

TURUNEN, M., HUTTUNEN, S., BACK, J., LAMPPU, J. (1995): Acid-rain-induced changes in cuticles and Ca distribution in Scots pine and Norway spruce seedlings. Canadian journal of forest research, 25, 8, 1313–1325.

ULRICH, B., MAYER, R., KHANNA, P. K. (1980): Chemical changes due to acid precipitation in a loess-derived soil in central Europe. Soil science, 130, 4, 193–199.

URBAN, O. (2011): Podstata a ekofyziologické předpoklady ukládání uhlíku. In: Uhlík v ekosystémech České republiky v měnícím se klimatu. Academia, 51–94.

URBAN, M. (2014): Horní města Krušných hor. Fornica Graphic s. r. o.

USTIN, S. L., GITELSON, A. A., JACQUEMOUD, S., SCHAEPMAN, M., ASNER, G. P., GAMON, J. A., ZARCO-TEJADA, P. (2009): Retrieval of foliar information about plant pigment systems from high resolution spectroscopy. Remote Sensing of Environment, 113, S67–S77.

UWINS, P., MURRAY, M., GOULD, R. (1993): Effects of 4 Different Processing Techniques on the Microstructure of Potatoes – Comparison with Fresh Samples in the Esem. Microscopy Research and Technique, 25, 5–6, 412–418.

VACEK, S., HEJCMAN, M., SEMELOVÁ, V., REMEŠ, J., PODRÁZSKÝ, V. (2009): Effect of soil chemical properties on growth, foliation and nutrition of Norway spruce stand affected by yellowing in the Bohemian Forest Mts., Czech Republic. European Journal of Forest Research, 128, 4, 367–375.

VALÁŠEK, V. (1998): Alternativní možnosti optimalizace těžby hnědého uhlí v České republice. Acta Montanistica Slovaca, 3, 233–243.

VÁŇA, J. (1967): Vyšší rostliny na rašeliništích Chomutovska. Památky. Příroda. Život, Chomutov, 7, 4, 18–21.

VAN DER MEER, F., DE JONG, S. M., BAKKER, W., eds. (2001): Imaging Spectrometry: Basic Analytical Techniques. Basic Principles and Prospective Applications. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.

VAN DER TOL, C., BERRY, J. A., CAMPBELL, P. K. E., RASCHER, U. (2014): Models of fluorescence and photosynthesis for interpreting measurements of solar-induced chlorophyll fluorescence. Journal of Geophysical Research: Biogeosciences, 119, 2312–2327.

VAN DER TOL, C., VERHOEF, W., TIMMERMANS, J., VERHOEF, A., SU, Z. (2009): An integrated model of soil – canopy spectral radiances, photosytesis, fluorescence, temperature and energy balance. Biogeosciences, 6, 12, 3109–3129.

VAŠKŮ, Z. (2011): Zlo zvané meliorace. Vesmír, 90, 7–8, 440–444.

VERHOEF, W. (1984): Light Scattering by Leaf Layers With Application to Canopy Reflectance Modeling: The SAIL Model. Remote Sensing of Environment, 16, 2, 125–141.

VERHOEF, W. (1985): Earth observation modeling based on layer scattering matrices. Remote Sensing of Environment, 17, 2, 165–178.

VERHOEF, W., BACH, H. (2003): Simulation of hyperspectral and directional radiance images using coupled biophysical and atmospheric radiative transfer models. Remote Sensing of Environment, 87, 1, 23–41.

VERMOTE, E. F., TANRE, D., DEUZE, J. L., HERMAN M, MORCETTE, J. J. (1997): Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing, 35, 3, 675–686.

VERRELST, J., ROMIJN, E., KOOISTRA, L. (2012): Mapping vegetation structure in a heterogeneous river floodplain ecosystem using pointable CHRIS/PROBA data. Remote Sensing, 4, 9, 2866–2889.

VOGELMANN, J. E., ROCK, B. N., MOSS, D. M. (1993): Red Edge Spectral Measurements from Sugar Maple Leaves. International Journal of Remote Sensing, 14, 1563–1575.

VOGELMANN, A. F., ROCK, B. N. (1988): Anatomy of red spruce needles from forest decline sites in Vermont. Environmental and Experimental Botany, 28, 19–26.

VOLLENWEIDER, P., FENN, M. E., MENARD, T., GÜNTHARDT-GOERG, M., BYTNEROWICZ, A. (2013): Structural injury underlying mottling in ponderosa pine needles exposed to ambient ozone concentrations in the San Bernardino Mountains near Los Angeles, California. Trees, 27, 4, 895–911.

VOLLENWEIDER, P., OTTIGER, M., GÜNTHARDT-GOERG, M. (2003): Validation of leaf ozone symptoms in natural vegetation using microscopical methods. Environmental Pollution, 124, 1, 101–118.

VRÁBLÍKOVÁ, J., SEJÁK, J., VRÁBLÍK, P. (2008a): Revitalizace antropogenně postižené krajiny v Podkrušnohoří II. část, Teoretická východiska pro možnost revitalizace území modelové oblasti. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí nad Labem, 154 s.

VRÁBLÍKOVÁ, J., SEJÁK, J., VRÁBLÍK, P. (2009b): Revitalizace antropogenně postižené krajiny v podkrušnohoří I. část, Metodika revitalizace krajiny v postižených regionech Podkrušnohoří. Univerzita Jana Evangelisty Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, Ústí and Labem.

VRCHOTOVÁ, N., TŘÍSKA, J., URBAN, O., PĚKNIC, L. (2004): Variability of catechin and 4-hydroxyacetophenone distribution in Norway spruce needles in relation to their position, age, and growing conditions. Environmental Pollution, 131, 1, 55–59.

VRŠKA, T., HORT, L. (2003): Kritéria a parametry pro hodnocení „přirozenosti" lesních porostů. AOPK ČR. Brno.

WAINHOUSE, D., ASHBURNER, R., WARD, E., ROSE, J. (1998): The effect of variation in light and nitrogen on growth and defence in young Sitka Spruce. Functional Ecology, 12, 4, 561–572.

WALLIN, G., KARLSSON, P. E., SELLDEN, G., OTTOSSON, S., MEDIN, E. L., PLEIJEL, H., SKARBY, L. (2002): Impact of four years exposure to different levels of ozone, phosphorus and drought on chlorophyll, mineral nutrients, and stem volume of Norway spruce, Picea abies. Physiologia Plantarum, 114, 2, 192–206.

WALTER-SHEA, E., BLAD, B., HAYS, C., MESARCH, M., DEERING, D., MIDDLETON, E. (1992): Biophysical properties affecting vegetative canopy reflectance and absorbed photosynthetically active radiation at the FIFE site. Journal of Geophysical Research: Atmospheres, 97, D17, 18925–18934.

WANG, Q., LI, P. (2013): Canopy vertical heterogeneity plays a critical role in reflectance simulation. Agricultural and Forest Meteorology, 169, 111–121.

WATSON, D. J. (1947): Comparative physiological studies on the growth of field crops: I. Variation of net assimilation rate and leaf area between species and varieties and within and between years, Annals of Botany, 11, 41, 41–76.

WEIBEL, E. R. (1979): Stereological Methods, 1: Practical Methods for Biological Morphometry. Academic press.

WEISKITTEL, A. R., MAGUIRE, D. A., GARBER, S. M., KANASKIE, A. (2006): Influence of Swiss needle cast on foliage age-class structure and vertical foliage distribution in Douglas-fir plantations in north coastal Oregon. Canadian Journal of Forest Research, 36, 1497–1508.

WELLBURN, A. R. (1994): The Spectral Determination of Chlorophylls a and b, as well as Total Carotenoids, Using Various Solvents with Spectrophotometers of Different Resolution. Journal of Plant Physiology, 144, 307–313.

WIDLOWSKI, J. L., VERSTRAETE, M., PINTY, B., GOBRON, N. (2003): Allometric relationships of selected European tree species, European Commission Joint Research Centre, Ispra (VA), Italy.

WIGLEY, T. M. L., SCHIMEL, D. S. (2000): The Carbon Cycle. Cambridge University Press, Cambridge.

WILD, A., SCHMITT, V. (1995): Diagnosis of damage to Norway spruce (Picea abies) through biochemical criteria. Physiologia Plantarum, 93, 2, 375–382.

YÁÑEZ-RAUSELL, L., SCHAEPMAN, M. E., CLEVERS, J. G. P. W., MALENOVSKY, Z. (2014a): Minimizing measurement uncertainties of coniferous needle-leaf optical properties. Part I: Methodological review. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 7, 2, 399–405.

YÁÑEZ-RAUSELL, L., MALENOVSKY, Z., CLEVERS, J. G. P. W., SCHAEPMAN, M. E. (2014b): Minimizing measurement uncertainties of coniferous needle-leaf optical properties. Part II: Experimental Setup and Error Analysis. IEEE Journal of Selected Topics in Applied Earth Observations and Remote Sensing, 7, 2, 406–420.
YI, Q., JIAPAER, G., CHEN, J., BAO, A., WANG, F. (2014): Different units of measurement of carotenoids estimation in cotton using hyperspectral indices and partial least square regression. ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing, 91, 72–84.
ZAHRADNICKÝ, J., MACKOVČIN, P. a kol., eds. (2004): Chráněná území ČR – Plzeňsko a Karlovarsko. XI, AOPK ČR, EkoCentrum Brno, Praha.
ZARCO-TEJADA, P. J., MILLER, J. R., MOHAMMED, G. H., NOLAND, T. L. (2000): Chlorophyll fluorescence effects on vegetation apparent reflectance: I. Leaf-level measurements and model simulation. Remote Sensing of Environment, 74, 3, 582–595.
ZEMEK, F. a kol. (2014): Letecký dálkový průzkum Země: teorie a příklady hodnocení terestrických ekosystémů. Centrum výzkumu globální změny AV ČR, Brno.
ZENG, Y., SCHAEPMANZ, M. E., WU, B. (2007): Forest Structural Variables Retrieval Using E0-1 Hyperion Data in Combination with Linear Spectral Urunixing and an Inverted Geometric-Optical Model.
ZHANG, Y. Q., CHEN, J. M., MILLER, J. R. (2005): Determining hemispherical photograph exposure for leaf area index estimation, Agricultural and Forest Meteorology, 133, 1–4, 166–181, DOI: 10.1016/j.agrformet.2005.09.009.
ZIMMERMANN, L., ZIMMERMANN, F. (2002): Fog deposition to Norway Spruce stands at high-elevation sites in the Eastern Erzgebirge (Germany). Journal of Hydrology, 256, 166–175.
ZVÁRA, K. (2004): Biostatistika. Karolinum, Praha.
ZVÁRA, K. (2008): Regrese. Matfyzpress, Praha.

Internetové zdroje a statistické podklady

ASD Inc. (1999): Technical Guide, 4th Edition, http://www.geo-informatie.nl/courses/grs60312/fieldwork/New%20Folder%20%282%29/Fieldspec%20fieldguide%20TG_Rev4_web.pdf (6. 8. 2013).
ASD Inc. (2008): Integrating Sphere User Manual, http://support.asdi.com/Document/Documents.aspx (6. 8. 2013).
ASD Inc. (2013): Our products, http://www.asdi.com/products (6. 8. 2013).
CanEye (2016): CanEye, https://www6.paca.inra.fr/can-eye (15. 11. 2016).
CarboEurope (2016): CarboEurope /Fluxdata, www.carboeurope.org (15.11.2016).
ČEZ (2016): Uhelné elektrárny v ČR. ČEZ, https://www.cez.cz/cs/vyroba-elektriny/uhelne-elektrarny/cr.html (15. 11. 2016).
ČHMÚ (2013): Tabelární přehled, znečištění ovzduší a chemické složení srážek v ČR 2013. Přízemní ozon O3 – 8hodinové, denní, čtvrtletní a roční imisní charakteristiky. Český hydrometeorologický ústav, Praha.
ČHMÚ (2014a): Tabelární přehled, znečištění ovzduší a chemické složení srážek v ČR 2014. Český hydrometeorologický ústav, Praha.
ČHMÚ (2014b): Tabelární přehled, znečištění ovzduší a chemické složení srážek v ČR 2014. Přízemní ozon O3 – 8hodinové, denní, čtvrtletní a roční imisní charakteristiky. Český hydrometeorologický ústav, Praha.
ČHMÚ (2016): Tabelární ročenky, http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/tab_roc_CZ.html (15. 11. 2016).

ČHMÚ (2016): Český hydrometeorologický ústav. Tabelární přehled, znečištění ovzduší a chemické složení srážek v ČR.
ČHMU (2016): Český hydrometeorologický ústav, http://portal.chmi.cz/ (20. 4. 2016).
ČHMÚ (2016): Úsek ochrany čistoty ovzduší. Znečištění ovzduší a atmosférická depozice v datech, http://portal.chmi.cz/files/portal/docs/uoco/isko/tab_roc/tab_roc_CZ.html (24. 11. 2016).
ČHMÚ (2016): Portál Českého hydrometeorologického ústavu, http://portal.chmi.cz/historicka-data/pocasi/zmena-klimatu/zakladni-informace# (15. 11. 2016).
ČSÚ (2006): Historický lexikon obcí České republiky 1869–2005. Český statistický úřad, Praha.
ČSÚ (2012): Počet obyvatel v obcích k 1. 1. 2012. Český statistický úřad, Praha.
ČSÚ (2013): Statistický lexikon obcí. Český statistický úřad, Praha.
Decagon Devices (2016): Decagon Devices, www.decagon.com/ (15. 11. 2016).
FAO (2016): Worldmeters, http://www.worldometers.info (15. 11. 2016).
FAO (2016a): Food and Agriculture Organization, www.fao.org/ (15. 11. 2016).
FCT (2016): Forest Carbon Tracking, http://www.gfoi.org/rd/forest-carbon-tracking/ (15. 11. 2016).
FutMon (2016): Further Development and Implementation of an EU-level Forest Monitoring Systém, http://www.futmon.org/ (15. 11. 2016).
GEO (2016): Group on Earth Observations, https://www.earthobservations.org/ (15. 11. 2016).
CEOS (2016): Committee on Earth Observation Satellites, http://ceos.org/ (15. 11. 2016).
GFOI (2016): Global Forest Observations Initiative, http://www.gfoi.org/ (15. 11. 2016).
GLOBE (2016): Global Learning and Observation to Benefit Environment, http://www.globe.gov/1 (15. 11. 2016).
GOFC-GOLD (2016): Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics, http://www.fao.org/GTOS/gofc-gold/ (15.11.2016).
GTOS (2016): Global Terrestrial Observing Systém, http://www.fao.org/gtos/ (15.11.2016).
ICOS (2016): Integrated Carbon Observation Systém, www.icos-infrastructure.eu, https://www.icos-ri.eu/ (15.11.2016).
LI-COR Biosciences (2016): LI-COR Biosciences Impacting Lives Through Science, https://www.licor.com/ (15. 11. 2016).
LS Horní Blatná (2016): Lesní správa Horní Blatná, http://www.lesycr.cz/ls230/ (20. 4. 2016).
LS Klášterec nad Ohří (2016): Lesní správa Klášterec nad Ohří, http://www.lesycr.cz/ls233/ (20. 4. 2016).
LS Kraslice (2016): Lesní správa Kraslice, http://www.lesycr.cz/ls229/ (20. 4. 2016).
LTER (2016): The Long Term Ecological Research Network, https://lternet.edu/ (15. 11. 2016).
LTER-Europe (2016): European Long-Term Ecosystem Research Network, www.lter-europe.net (15. 11. 2016).
LUCC CZECHIA DATABASE: Database of long-term land use changes in Czechia (1845–2010). Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy, Praha.
MZ ČR (2007): Plán rozvoje vodovodů a kanalizací České republiky. Ministerstvo zemědělství ČR.
NASA (2016): Earth Observatory. The Carbon Cycle. U. S. Department of Energy, http://earthobservatory.nasa.gov/Features/CarbonCycle/ (15. 11. 2016).
NitroEurope (2016): European research into the nitrogen cycle, www.nitroeurope.eu (15. 11. 2016).
NOAA (2017): Earth System Research Laboratory. Global Monitoring Division, http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/monthly.html, http://www.esrl.noaa.gov/gmd/ccgg/trends/global.html (15. 11. 2016).
OSN (2016): General Assembly of the United Nations, http://www.un.org/ga/ (15. 11. 2016).

OSN (2016a): Informační centrum OSN v Praze, http://www.osn.cz/ (15. 11. 2016).
IPCC (2016): Intergovernmental panel on climates change, https://www.ipcc.ch/ (15. 11. 2016).
SCERIN (2016): South, Central and Eastern Europe regional Network, http://www.fao.org/GTOS/gofc-gold/net-SEERIN.html, http://csebr.cz/scerin/ (15. 11. 2016).
TEREZA (2016): Tereza, vzdělávací centrum, http://www.terezanet.cz/ (15. 11. 2016).
UNEP (2016): United Nations Environmental Programme, http://www.unep.org/ (15. 11. 2016).
USCCSP (2014): United States Carbon Cycle Science Program, https://www.carboncyclescience.us/what-is-carbon-cycle (15. 11. 2016).
VÚLHM (2016): Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i. Monitoring stavu lesa – program ICP Forests http://www.vulhm.cz/icp_forests (15. 11. 2016).
Vyhláška č. 157/2012 Sb., Vyhlášení Národní přírodní rezervace Rolavská vrchoviště a stanovení jejích bližších ochranných podmínek. In: Sbírka zákonů. 2012. § 2. Ve znění pozdějších předpisů. Portál veřejné správy ČR, https://portal.gov.cz/app/zakony/zakonPar.jsp?idBiblio=77548&nr=157~2F2012&par=2&rpp=15#parCntna (15. 11. 2016).
WMO (2016): World Meteorological Organization, http://www.wmo.int/pages/index_en.html (15. 11. 2016).
WRI (2005–2013): Forest atlas. WRI, http://www.wri.org/tags/forest-atlas (15. 11. 2016).
WRI (2016): World Resources Institute, http://www.wri.org/ (15. 11. 2016).

Seznam tabulek a obrázků

Tabulky

Tab. 1 Ohroženost jednotlivých taxonů (skupin) porostů náhradních dřevin v Krušných horách z pohledu výskytu biotických škůdců 78
Tab. 2 Podloží a půdní typy zastoupené na vybraných stanovištích studovaných v roce 1998 a 2013 podle geologických a pedologických map (1 : 50 000) z archivu ČGS 114
Tab. 3 Vybrané půdní parametry organického H1 a organo-minerálního H2 horizontu v oblastech v západních a středních Krušných horách v roce 2013 115
Tab. 4 Seznam analýz a parametrů měřených na jednotlivých stanovištích a způsob získání těchto dat, metodika 117
Tab. 5 Schéma klasifikace zdravotního stavu smrkových porostů tak, jak byla provedena v průběhu pozemní kampaně v roce 1998 118
Tab. 6 Dendrometrické parametry porostu na stanovištích v závislosti na stupni poškození porostu na stanovištích 119
Tab. 7 Majitelé výzkumných ploch z roku 2013 121
Tab. 8 Vybrané parametry porostů na studovaných stanovištích v západních a středních Krušných horách v roce 2013 122
Tab. 9 Zařazení stromů do kategorií podle reakce koruny na působení stresových faktorů 145
Tab. 10 Srovnání základních makroskopických charakteristik stavu korun smrku ztepilého na stanovištích v okolí Přebuzi a Kovářské 146
Tab. 11 Indikátory fází reakce porostů smrku ztepilého na působení stresových faktorů na stanovištích v okolí Přebuzi a Kovářské 147
Tab. 12 Obsahy chlorofylu *a+b* v jehlicích smrku ztepilého pro stromy s různým fyziologickým stavem 164
Tab. 13 Postup provedení barevné reakce s Folin-Ciocalteau činidlem pro spektrofotometrické stanovení obsahu fenolických látek 172
Tab. 14 Postup provedení extrakce ligninu metodou solubilizace kyselinou thioglykolovou a následné UV spektrometrie 174
Tab. 15 Nastavení integrační sféry ASD RTS-3ZC pro měření odrazivosti a propustnosti 211
Tab. 16 Parametry vybraných modelů přenosu záření na úrovni korun 228
Tab. 17 Přehled parametrů laboratorně stanovených pro odebrané půdní vzorky (2012–2014) 235

Tab. 18 Horizont H1: počty komponent, které byly použity ve statistické analýze (faktorová analýza) a jejich procentuální zastoupení na celkové variabilitě datového souboru 236
Tab. 19 Horizont H1: matice koeficientů *(„loadings“)* ukazující míru, jakou jednotlivé vstupní parametry přispívají k celkové variabilitě v rámci uvedených komponent 236
Tab. 20 Horizont H2 a H3: počty komponent, které byly použity ve statistické analýze (faktorová analýza) a jejich procentuální zastoupení na celkové variabilitě datového souboru 237
Tab. 21 Horizont H2 a H3: matice koeficientů *(„loadings“)* ukazující míru, jakou jednotlivé vstupní parametry přispívají k celkové variabilitě v rámci uvedených komponent 237
Tab. 22 Obsahy živin, hliníku a poměrů živin v jehlicích stromů na vybraných stanovištích v západních a středních Krušných horách v roce 2003 a 2013 . . 250
Tab. 23 Porovnání obsahu vybraných mikroprvků a neesenciálních prvků v jehlicích mezi západními a středními Krušnými horami v roce 2013 251
Tab. 24 Nespecifické indikátory stresu (obsahy fotosyntetických pigmentů, jejich poměry, obsah vody) pro jehlice prvních tří ročníků stromů v západních a středních Krušných horách v letech 1998 a 2013 253
Tab. 25 Lokalizace vybraných pěti modelových stanovišť monitorovaných v letech 1998–2002 260
Tab. 26 Statistická významnost rozdílů v biochemických indikátorech a spektrálním indexu REIP pro jednotlivé roky v období 1998–2002 270
Tab. 27 Přehled vápnění sledovaných ploch 280
Tab. 28 Popisné statistické veličiny biochemických a biofyzikálních vlastností vzorků odebraných ze smrkových porostů modelových území Přebuz a Kovářská v roce 2013 288
Tab. 29 Vyjádření závislosti mezi spektrálními indexy a obsahem pigmentů a vody pro jednotlivé vertikální stupně koruny smrku ztepilého a všechny vzorky v roce 2013 291
Tab. 30 Kvantitativní hodnocení výsledku regresní analýzy mezi hodnotami spektrálních indexů, resp. odrazivostí, a obsahem pigmentů a vody v jehlicích smrku ztepilého v modelovém území v roce 2013 291
Tab. 31 Seznam scén *Landsat* použitých v rámci této studie k vyhodnocení dlouhodobého vývoje zdravotního stavu smrkových porostů ve studovaných oblastech v Krušných horách 294
Tab. 32 Seznam vegetačních indexů využívaných v rámci této studie včetně jejich definice 297
Tab. 33 Charakteristiky testovacích stanovišť smrku ztepilého 307
Tab. 34 Koeficient determinace a střední kvadratická odchylka lineárních regresních modelů popisujících vztah mezi predikovanými a naměřenými hodnotami obsahu chlorofylu (Cab) v jehlicích smrku ztepilého 311
Tab. 35 Prahové hodnoty násobků směrodatné odchylky (σ) od průměrné hodnoty (μ) obsahu chlorofylu (Cab) a indexů REP a expSIPI získaných z hyperspektrálních obrazových dat určující zařazení do tříd zdravotního stavu vegetace 311
Tab. 36 Popisná statistika obsahu chlorofylu (Cab) a optických indexů REP a expSIPI získaných z hyperspektrálních obrazových dat vypočtená pro každou třídu zdravotního stavu 314

Obrázky

Obr. 1 Oblasti s různým stupněm antropogenních vlivů (vyjádřených jako intenzita využívání půdy a populační hustota) na lesní biomy 31
Obr. 2 Současný stav lesů a lesnatých území: rozloha lesů neovlivněných, obhospodařovaných, degradovaných a odlesněných oblastí 32
Obr. 3 Současný pokryv lesů a lesnatého území na Zemi 33
Obr. 4 Globální koloběh uhlíku a úloha vegetace v něm 36
Obr. 5 Recentní koncentrace CO_2 měřené na observatoři Mauna Loa, Havaj, USA . 37
Obr. 6 Vliv různých faktorů na radiační účinek skleníkových plynů v atmosféře pro zesílení skleníkového efektu a zvýšení teploty 39
Obr. 7 Vrchoviště Velký močál v západní části Krušných hor, nedaleko města Přebuz 44
Obr. 8 Horská rašelinná smrčina s přehrazenými odvodňovacími příkopy v Božídarském rašeliništi 45
Obr. 9 Schematická mapa vrchovišť vybrané části jihozápadních Krušných hor 51
Obr. 10 Vřesoviště na pozůstatcích sejpů po rýžování rud v údolí potoka Černá 54
Obr. 11 Chráněná území a vybrané formační skupiny přírodních biotopů na české části Krušných hor 55
Obr. 12 Ložiska hnědého uhlí na úbočí Krušných hor 57
Obr. 13 Lokalizace hnědouhelných dolů a hlavních zdrojů vzdušného znečištění elektráren nebo průmyslových komplexů pro Krušné hory 58
Obr. 14 Historie emisní a imisní situace v severních Čechách a Krušných horách . . . 61
Obr. 15 Trend roční charakteristiky AOT40 přízemního ozónu v Krušných horách (Přebuz) a Podkrušnohoří (Tušimice) v letech 2000–2012 63
Obr. 16 Vývoj emisí oxidu siřičitého v severozápadních Čechách a úrovně exhalačních těžeb v Krušných horách v období 1963–2013 65
Obr. 17 Vymezení modelových území Přebuz a Kovářská pro hodnocení vývoje využívání půdy 70
Obr. 18 Změna využití půdy 1845–2010 v území Přebuz a Kovářská 71
Obr. 19 Vývoj relativního zastoupení kategorií a středních obsahů přístupného vápníku ve svrchních minerálních horizontech lesních půd (0–30 cm) na transektu dvaceti ploch v Krušných horách 76
Obr. 20 Vývoj výživy lesních porostů vápníkem a hořčíkem před vápněním a následně dva roky, pět let a deset let po vápnění 77
Obr. 21 Napadené pupeny smrku pichlavého (*Picea pungens*) s plodnicemi kloubnatky smrkové (*Gemmamyces piceae*) 79
Obr. 22 Schéma variantních druhových skladeb při přeměnách porostů náhradních dřevin 83
Obr. 23 Model stresových fází poškození jehlic při postupném působení vícenásobných stresových faktorů 92
Obr. 24 Hierarchické úrovně monitorování poškození dřevin v závislosti na intenzitě a době působení stresových faktorů 93
Obr. 25 Různé hierarchické úrovně studia fyziologického stavu dřevin a zdravotního stavu lesa 101
Obr. 26 Použití optických vlastností listoví v přechodu z různých hierarchických úrovní pozorování. Stavy, procesy a měřítka fyziologických procesů v dřevinách od úrovně membránové struktury po procesy v biomech. 102

Obr. 27 Lokalizace stanovišť porostů smrku ztepilého studovaných v roce 1998 a 2013 na geologické mapě 113
Obr. 28 Orientace a rozměry stanoviště 116
Obr. 29 Roční přírůst letokruhů kmene stromů analyzovaných v roce 1998 podle stupně poškození DC0–DC3 120
Obr. 30 Stanoviště a stromy v západním Krušnohoří v oblasti Přebuz 123
Obr. 31 Stanoviště a stromy ve středním Krušnohoří v oblasti Kovářská 123
Obr. 32 Rozdíl v definici zápoje porostu *(canopy closure)* a korunového zápoje *(crown closure)* *127*
Obr. 33 Ukázka vybraných schémat prostorového rozložení hemisférických fotografií v rámci studovaného porostu 131
Obr. 34 Ustavení fotoaparátu ve svažitém terénu dle Gonsamo, Pellikka (2009) . . . 131
Obr. 35 Původní hemisférický snímek a jemu odpovídající binární maska vegetací zakrytých oblastí 134
Obr. 36 Index listové plochy LAI na podkladě leteckých hyperspektrálních dat APEX pro území Přebuz a Kovářská 135
Obr. 37 Hodnoty indexu listové plochy odvozené z digitálních hemisférických snímků (LAI_{DHP}) ve vztahu ke stáří porostu a srovnání hodnot LAI_{DHP} pro dospělé porosty smrku ztepilého pro území Přebuz a Kovářská 136
Obr. 38 Princip tvorby primární a sekundární struktury větve smrku ztepilého 140
Obr. 39 Typy větvení smrku ztepilého vyskytující se u dospělých stromů na studovaných lokalitách v Krušných horách 142
Obr. 40 Juvenilní, produkční a bazální část koruny smrku ztepilého 142
Obr. 41 Tvar horní části koruny smrku ztepilého včetně tvaru po regeneraci koruny . 143
Obr. 42 Nejčastější typy poškození koruny u jednotlivých stupňů transformace struktury koruny 144
Obr. 43 Stupně transformace koruny smrku ztepilého 144
Obr. 44 Anatomická stavba pupenu smrku ztepilého během vývoje pravidelného pupenu v průběhu vegetační sezóny 152
Obr. 45 Pupen smrku ztepilého: makroskopický pohled a pohled po rozříznutí na dvě poloviny 153
Obr. 46 Zpětný odečet ročníku jehlic a stáří výhonů 154
Obr. 47 Hodnocení nerostoucích pupenů na výhonu z předchozí sezóny: podélné rozříznutí nerostoucích pupenů z předchozí sezóny a posouzení barevnosti pletiv 156
Obr. 48 Vitalita a schopnost obnovy koruny jedinců smrku ztepilého určená na základě analýzy zastoupení vývojových směrů pupenů 157
Obr. 49 Obsah fotosyntetických pigmentů v jehlicích smrku ztepilého, závislost na stáří jehlic 163
Obr. 50 Porovnání účinnosti extrakce chlorofylů v různých rozpouštědlech a při různé navážce čerstvé hmotnosti jehlic 167
Obr. 51 Obsah rozpustných fenolických látek v jehlicích smrku ztepilého v Krušných horách 171
Obr. 52 Anatomická stavba jehlice smrku ztepilého 177
Obr. 53 Příprava ručních řezů jehlic smrku ztepilého pomocí žiletky a bezové duše . 178
Obr. 54 Lokalizace fenolických látek a ligninu v pletivech jehlice smrku ztepilého . 180
Obr. 55 Příklad semikvantitativní stupnice změn v jehlicích smrku ztepilého 184
Obr. 56 Řez jehlicí smrku ztepilého a příklad získání binárního obrazu prahováním podle jasu (intenzity stupně šedi) originálního obrazu ve volně dostupném programu *ImageJ* *185*

Obr. 57 Optické řezy mezofylem jehlice smrku ztepilého získané konfokálním mikroskopem . . . 186
Obr. 58 Měření vnitřního povrchu mezofylu jehlice smrku ztepilého . . . 188
Obr. 59 Počítání chloroplastů pomocí virtuální 3D sondy disektor . . . 188
Obr. 60 Trojrozměrný model mezofylové buňky s chloroplasty . . . 190
Obr. 61 Chloroplast smrku ztepilého, transmisní elektronová mikroskopie . . . 191
Obr. 62 Spektrální křivky odrazivosti pro vodu, vegetaci a suchou půdu bez vegetace . 194
Obr. 63 Hlavní charakteristiky spektrální křivky odrazivosti zdravé vegetace . . . 194
Obr. 64 Rozdíl mezi multispektrálními a hyperspektrálními daty . . . 197
Obr. 65 *Hypercube* pro vizualizaci dat sensorů ASAS a APEX . . . 198
Obr. 66 Princip odhadu chlorofylu z hyperspektrálních dat pomocí empirického (statistického) modelování . . . 201
Obr. 67 Princip odhadu chlorofylu z hyperspektrálních dat pomocí modelů přenosu záření . . . 202
Obr. 68 Schéma konstrukce spektroradiometrů . . . 204
Obr. 69 Vztah spektrálního rozlišení a vzorkovacího intervalu . . . 205
Obr. 70 Pistolový nástavec pro měření odrazivosti, příklad měření bílé reference . . . 206
Obr. 71 Spektroradiometr s kontaktní sondou připravený na měření vzorků . . . 206
Obr. 72 Integrační sféra: celkový pohled na sféru při měření optických vlastností listů, pohled shora s vyznačenými vstupy . . . 207
Obr. 73 Pět spekter naměřených pro jeden vzorek (smrk ztepilý) a křivky odrazivosti získané z průměru a mediánu těchto pěti měření . . . 208
Obr. 74 Sken jehlic v rámečku, sken všech jehlic vyndaných z rámečku a zbylých pro daný vzorek . . . 211
Obr. 75 Laboratorní spektrální křivka odrazivosti výhonů smrku ztepilého a její 1. a 2. derivace . . . 215
Obr. 76 Princip odstranění kontinua na příkladu intervalu vlnových délek využitého v indexu $ANMB_{650–725}$ . . . 216
Obr. 77 Jednoduché lineární regrese mezi obsahem chlorofylu a indexem TCARI a mezi obsahem karotenoidů a indexem CRI700 pro listy tabáku . . . 219
Obr. 78 Přímé a inverzní modelování přenosu záření . . . 223
Obr. 79 Výsledky klastrové analýzy, která umožnila rozdělit obě oblasti i jednotlivá stanoviště do pěti základních tříd dle variability hodnot u sledovaných půdních parametrů, vybraných na základě výše uvedené faktorové analýzy 239
Obr. 80 Obsah bazických kationtů a hodnoty pH v rámci horizontů H1 a H2 na stanovištích Kovářská a Přebuz . . . 240
Obr. 81 Hot-spot analýza pro organický uhlík v půdě (C_{org}) . . . 241
Obr. 82 Hot-spot analýza Hg . . . 242
Obr. 83 Hot-spot analýza As . . . 243
Obr. 84 Vývoj imisí SO_2 a NO_x ve středních a západních Krušných horách v období 1998–2012 a relativní zastoupení dílčích tříd poškození smrkových stanovišť na souboru sledovaných stanovišť v lokalitách Přebuz a Kovářská v roce 1998 a 2013 . . . 247
Obr. 85 Obsahy živin a hliníku v jehlicích stromů na vybraných stanovištích v západních a středních Krušných horách v roce 2003 a 2013 . . . 248
Obr. 86 Diagram z RDA analýzy – variabilita stresových indikátorů jehlic a korun vysvětlená lokalitou a rokem měření . . . 255
Obr. 87 RDA analýza stresových indikátorů jehlic a korun . . . 256
Obr. 88 RDA analýza makroskopického poškození korun, vysvětlovaná variabilita půdními parametry v roce 2013 . . . 257

Obr. 89 Makroskopické indikátory poškození na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002 ... 263
Obr. 90 Biochemické indikátory fyziologického stavu stromů na sledovaných stanovištích v západních a středních Krušných horách v letech 1998–2002 a 2007 ... 266
Obr. 91 Biochemické indikátory fyziologického stavu stromů na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002 ... 267
Obr. 92 Vegetační index REIP odvozený z odrazivosti výhonů stromů na sledovaných stanovištích v letech 1998–2002 ... 269
Obr. 93 Vitalita jedinců smrku ztepilého určená na základě analýzy zastoupení vývojových směrů pupenů ... 274
Obr. 94 Poměrné zastoupení vývojových směrů pupenů v roce 1998 u stanovišť v západním a centrálním Krušnohoří ... 276
Obr. 95 Semikvantitativní hodnoty stupnice buněčných změn mezofylových buněk . 281
Obr. 96 Jehlice smrku ztepilého ... 282
Obr. 97 Semikvantitativní hodnocení v rozmezí 0–3 vybraných sledovaných parametrů mikroskopického poškození mezofylových buněk na řezech jehlicemi smrku ztepilého ... 284
Obr. 98 Schéma odběru dat v rámci stromu ... 287
Obr. 99 Průměrné hodnoty odrazivosti pro tři ročníky jehlic a patra v koruně (osluněné horní a dolní produkční části a zastíněné bazální části) smrku ztepilého na výzkumných lokalitách v Krušných horách v roce 2013 ... 289
Obr. 100 Maska osvícených smrkových korun uvnitř obalových zón vymezujících jednotlivá smrková stanoviště vytvořená pomocí klasifikátoru Mahalanobisovy vzdálenosti ... 296
Obr. 101 Histogramy hodnot vegetačního indexu VOG_1 pro zdravá a poškozená stanoviště smrku ztepilého odvozené z dat ASAS ... 299
Obr. 102 Hodnoty disturbančního indexu pro oblasti Přebuz a Kovářská v letech 1985 (počáteční stav), 1998 (maximální rozsah poškozených oblastí) a 2015 (současný stav) ... 300
Obr. 103 Změny relativního zastoupení dílčích tříd hodnot disturbančního indexu (DI) v čase, změny průměrných hodnot indexu DI určených z referenčních stanovišť studovaných během obou pozemních kampaní ... 301
Obr. 104 Ukázka normalizovaných hodnot vegetačního indexu VOG_1 určených z dat ASAS (1998) a APEX (2013) v původním prostorovém rozlišení (2 m) pro stanoviště P11 a K37 ... 303
Obr. 105 Vizualizace časových změn relativizovaných hodnot vegetačního indexu VOG_1 pro jednotlivá smrková stanoviště vůči globálnímu průměru, který je v tomto případě dán hodnotou 0 ... 303
Obr. 106 Srovnání histogramů tříd zdravotního stavu smrkových porostů z let 2009 a 2010 stanovených na základě obsahu chlorofylu (Cab) získaného z dat *HyMap* a na základě kombinace hodnot indexů zdravotního stavu vegetace REP a *expSIPI* v celé scéně a na vybraných stanovištích ... 312
Obr. 107 Testovací stanoviště: data *HyMap* v kombinaci pravých barev zobrazující aktuální situaci a statistickou klasifikaci zdravotního stavu smrkových porostů na vybraných stanovištích v roce 2009 a 2010 ... 313
Obr. 108 Zobrazení negativních změn v zařazení do tříd zdravotního stavu ... 313
Obr. 109 Krabicový diagram obsahu chlorofylu (Cab) a optických indexů (REP a expSIPI) získaných z hyperspektrálních obrazových dat: statistika celé scény ... 315

Obr. 110 Krabicový diagram obsahu chlorofylu (Cab) a optických indexů (REP a expSIPI) získaných z hyperspektrálních obrazových dat: výpočet pro jednotlivá stanoviště 316
Obr. 111 Průměrné spektrální křivky reprezentující jednotlivé třídy zdravotního stavu vypočtené z odrazivosti dat *HyMap* 317
Obr. 112 Poměr Car/Cab: průměry a směrodatné odchylky jsou zobrazeny pro každé stanoviště 317
Obr. 113 Průměr a směrodatná odchylka půdních charakteristik na testovacích stanovištích 318

Seznam použitých zkratek

6S – anglicky *„Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum“* – model přenosu záření v atmosféře
AAS – atomová absorpční spektrometrie
ALA – anglicky *„Average Leaf Angle“* – průměrný sklon listů, parametr definující převládající orientaci listů v prostoru
$ANMB_{650–725}$ – anglicky *„Area under curve Normalized to Maximal Band depth between 650–725 nm“* – vegetační index pro určování obsahu chlorofylu ve vegetaci
ANN – anglicky *„Artificial Neural Network“* – umělé neuronové sítě
ANOVA – anglicky *„Analysis of Variance“* – analýza rozptylu
AOPK – Agentura ochrany přírody a krajiny ČR
AOT40 – kumulativní expozice ozónem – suma diferencí mezi hodinovou koncentrací ozónu a prahovou úrovní 80 $\mu g.m^{-3}$ (= 40 ppb) pro každou hodinu, kdy byla překročena tato prahová hodnota
APEX – anglicky *„Airborne Prism Experiment“* – letecký senzor pro pořizování hyperspektrálních obrazových dat vyvinutý belgicko-švýcarským konsorciem a provozovaný belgickou agenturou VITO, více viz http://www.apex-esa.org
ARTMO – anglicky *„Automated Radiative Transfer Models Operator“* – softwarový balíček zjednodušující práci s RTM
ASAS – anglicky *„Airborne Solid-state Array Spectrometer“* – letecký senzor pro pořizování hyperspektrálních obrazových dat vyvinutý v NASA *Goddard Space Flight Center*
ASD – anglicky *„Analytical Spectral Devices, Inc.“* – americká společnost vyrábějící přenosné spektroradiometry a jejich příslušenství
BC – anglicky *„basic cations“* – bazické kationty
BS – bazická saturace
Ca:Cb – poměr chlorofylů a:b
Car – karotenoidy
Car:Cab – poměr celkových karotenoidů a chlorofylů
CDS – cílová druhová skladba
CEC – anglicky *„cation exchange capacity“* – kationtová výměnná kapacita
CENIA – Česká informační agentura životního prostředí
CHS – cílový hospodářský soubor
CKH – anglicky *„Central Krušné hory Mts.“* – střední, centrální Krušné hory
CLRTAP – anglicky *„Convention on Long-range Transboundary Air Pollution“* – Dohoda o přeshraničním znečištění vzduchu na velkou vzdálenost
COP – anglicky *„Conference of Parties“* – konference smluvních stran Rámcové úmluvy OSN o změně klimatu
C_{ox} – celkový obsah organického uhlíku

CP – anglicky *„Contact Probe“* – kontaktní sonda
CR – anglicky *„Continuum Removal“* – odstranění kontinua
CRI550, CRI700 – anglicky *„Carotenoid Reflectance Index“* – vegetační index pro určování obsahu karotenoidů odvozený z reflektance ve vlnové délce 500 nm, resp. 700 nm
ČEZ – České energetické závody
ČHMÚ – Český hydrometeorologický ústav
ČR – Česká republika
ČSÚ – Český statistický úřad
ČÚZK – Český úřad zeměměřický a katastrální
DBH – anglicky *„Diameter at Breast Height“* – průměr kmene stromu v tzv. výčetní výšce 1,3 m od paty kmene
DC – anglicky *„Damage Class“* – stupeň poškození stromu
DCT – celkový stupeň poškození stromu
DHP – anglicky *„Digital Hemispherical Photographs“* – digitální hemisférické fotografie
DLM – anglicky *„Dorsiventral Leaf radiative transfer Model“* – model přenosu záření
DMF – dimetylamid kyseliny mravenčí
DMSO – dimetylsulfoxid
DN – anglicky *„Digital Number“* – digitální hodnota
DOC – anglicky *„Dissolved Organic Carbon“* – rozpuštěný organický uhlík
DON – anglicky *„Dissolved Organic Nitrogen“* – rozpuštěný organický dusík
DPZ – Dálkový průzkum Země – metoda pořizování dat o zemském povrchu bez přímého fyzického kontaktu prostřednictvím elektromagnetického záření
EMMAH – francouzsky *„Environnement Mediterranéen et Modélisation des Agro-Hydrosystèmes“* – modelování zemědělských a hydrologických systémů ve Středomoří
ES – ekosystémové služby
ESA – anglicky *„European Space Agency“* – Evropská kosmická agentura
Et-OH – etanol
EVL – evropsky významné lokality
FAO – anglicky *„Food and Agriculture Organization“* – Organizace pro výživu a zemědělství
fAPAR – anglicky *„fraction of Absorbed Photosynthetically Active Radiation“* – frakce absorbovaného fotosynteticky aktivního záření
fCOVER – anglicky *„Fraction of Canopy Cover“* – parametr popisující korunový zápoj
FLIGHT – anglicky *„Forest LIGHT“* – model přenosu záření na úrovni porostu
FLIM – anglicky *„Forest Light Interaction Model“* – model přenosu záření na úrovni porostu
FRT – anglicky *„Forest Reflectance and Transmittance“* – model přenosu záření na úrovni porostu
FWHM – anglicky *„Full Width at Half Maximum of the Instrument Response to a Monochromatic source“* – charakteristika popisující šířku spektrálního pásma
GAČR – Grantová agentura České republiky
GEO – anglicky – *„Group on Earth Observations“* – organizace Skupina pro pozorování Země
GER/SVC – Spectra Vista Corporation – americká společnost vyrábějící přenosné a letecké spektroradiometry a jejich příslušenství
GFOI – anglicky *„Global Forest Observations Initiative“* – Inicitativa globálního sledování lesů
GNSS – anglicky *„Global Navigation Satellite System“* – globální navigační družicový systém
GOFC-GOLD – anglicky *„Global Observation of Forest and Land Cover Dynamics“* – Globální sledování dynamiky změn lesů a pevninských území
GNSS – *Global navigation satellite system* (Globální navigační družicový systém)
GPP – anglicky *„Gross Primary Production“* – hrubá primární produkce
GSFC – Goddard Space Flight Center, NASA
Gt – gigatuna
GTOS – anglicky *„Global Terrestrial Observing System“* – Systém globálního pevninského pozorování

H1, H2, H3 – půdní horizonty. H1 – organický (O), H2 – organo-minerální (A+AB), H3 – půdní horizont B.
ICP Forests – anglicky *„International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests“* – Mezinárodní kooperativní program sledování a vyhodnocování vlivu znečištění ovzduší na lesy
IFER – anglicky *„Institute of Forest Ecosystem Research“* – *Ústav pro výzkum lesních ekosystémů*
INFORM – anglicky *„INvertible FOrest Reflectance Model“* – model přenosu záření na úrovni porostu
INMON – akronym projektu MŠMT, v rámci jehož řešení kniha vznikla
INRA – francouzsky *„Institut national de la recherche agronomique“* – francouzský Národní ústav pro zemědělský výzkum
IPCC – anglicky *„Intergovernmental Panel on Climate Change“* – Mezivládní panel pro změnu klimatu
IS – anglicky *„Integrating Sphere“* – integrační sféra
IUFRO – anglicky *„International Union of Forest Research Organizations“* – Mezinárodní unie lesnických výzkumných organizací
JCET – anglicky *„Joint Center for Earth Systems Technology“*, University of Maryland Baltimore County
K1–5 – Stanoviště Kovářská 1–5
KH – Krušné hory
LAI – anglicky *„Leaf Area Index“* – index listové plochy nebo též pokryvnost listoví (při uvažování tzv. faktoru shlukování).
LAIe – anglicky *„Effective Leaf Area Index“* – efektivní index listové plochy (v případě předpokladu, že listy jsou orientovány podle Poissonova zákona)
LČR – Lesy České republiky, s. p.
LIBERTY – anglicky *„Leaf Incorporating Biochemistry Exhibiting Reflectance and Transmittance Yields“* – model přenosu záření
LOO – anglicky *„Leave-one-out“* – jedna z metod příčné validace
LS – lesní správa
LUCC Czechia Database – anglicky *„Land Use Change Center“* – Výzkumné centrum změn využití ploch Česka
LUT – anglicky *„Look Up Table“* – vyhledávací tabulka
MEA – anglicky *„Millenium Ecosystem Assesment“* – Hodnocení ekosystémů k miléniu
MODIS – anglicky *„Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer“* – satelit MODIS
MRT – modely radiativního transferu
MSAVI – anglicky *„Modified Soil Adjusted Vegetation Index“* – modifikovaný vegetační index přizpůsobený půdě
MSR – anglicky *„Modified Simple Ratio“* – modifikovaný jednoduchý poměr – vegetační index
MŠMT – Ministerstvo školství, mládeže a tělovýchovy České republiky
$MTVI_1$ a $MTVI_2$ – anglicky *„Modified Triangular Vegetation Index“* – modifikovaný trojúhelníkový vegetační index, dvě verze
MŽP – Ministerstvo životního prostředí České republiky
NASA – anglicky *„National Aeronautics and Space Administration“* – Národní úřad pro letectví a vesmír USA
NDVI – anglicky *„Normalised Difference Vegetation Index“* – normalizovaný diferenční vegetační index
NDWI – anglicky *„Normalised Difference Water Index“* – normalizovaný diferenční index pro určování obsahu vody ve vegetaci
NED – anglicky *„Noise Equivalent Radiance“* – ekvivalentní šumová zář
NEΔL – anglicky *„Noise Equivalent Delta Radiance“* – ekvivalentní rozdílová šumová zář

NIR – anglicky *„Near Infrared“* – blízké infračervené záření: 750–1 200 nm
NOAA – anglicky *„National Oceanic and Atmospheric Administration“* – Národní úřad pro oceán a atmosféru
NPP – anglicky *„Net Primary Production“* – čistá primární produkce
NPR – národní přírodní rezervace
Ntot – celkový obsah dusíku
OSN – Organizace spojených národů
P1–6 – stanoviště Přebuz 1–6
PAI – anglicky *„Plant Area Index“* – index plochy rostliny (při uvažování tzv. faktoru shlukování)
PAIe – anglicky *„Effective Plant Area Index“* – efektivní index plochy rostliny (v případě předpokladu, že listy jsou orientovány podle Poissonova zákona)
PCA – anglicky *„Principal Component Analysis“* – analýza hlavních komponent
PLSR – anglicky *„Partial Least Square Regression“* – regrese využívající částečných nejmenších čtverců
PM10 – z anglického *„particulate matter“* – polétavý prach o částicích velikosti 10 mikrometrů
PND – porosty náhradních dřevin
PP – přírodní památka
ppm – anglicky *„parts per million“* – milióntina
PR – přírodní rezervace
PrDef – defoliace primární struktury
PROSAIL – zkratka vzniklá kombinací modelů PROSPECT a SAIL
PROSPECT – anglicky *„leaf optical PROperties SPECTra model“* – model přenosu záření na úrovni listu
PřF UK – Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy v Praze
R/O – poměr pupenů rostoucích (pravidelných) ku pupenům odumřelým
RAMI – anglicky *„Radiation Transfer Model Intercomparison“* – mezinárodní iniciativa porovnávající modely přenosu záření
RDA – anglicky *„Redundancy Analysis“* – analýza redundance
RDVI – anglicky *„Renormalized Difference Vegetation Index“* – renormalizovaný diferenční vegetační index
REIP – anglicky *„Red-edge Inflection Point“* – inflexní bod červeného okraje spektrální křivky
RMSE – anglicky *„Root Mean Squared Error“* – střední kvadratická chyba
RMSEP – anglicky *„Root Mean Squared Error of Prediction“* – střední kvadratická chyba odhadu
ROS – anglicky *„Reactive Oxygen Species“* – reaktivní formy kyslíku
RTM – anglicky *„Radiative Transfer Model“* – model přenosu záření
S:N – anglicky *„Signal to Noise Ratio“* – poměr signálu k šumu
SAIL – anglicky *„Scattering by Arbitrary Inclined Leaves“* – model přenosu záření na úrovni porostu
SAM – anglicky *„Spectral Angle Mapper“* – metoda počítající úhel mezi vektory za účelem porovnávání spekter či klasifikací
SC – stresová kategorie
SCOPE – anglicky *„Soil-Canopy Observation of Photosynthesis and the Energy balance“* – model přenosu záření
SecSh – podíl sekundárních výhonů
SP – stupeň poškození stromů
SSSR – Svaz sovětských socialistických republik
StD – anglicky *„Stem Damage“* – poškození kmene
SVM – anglicky *„Support Vector Machine“* – klasifikátor založený na metodě strojového učení
SWIR – anglicky *„Short-Wave Infrared“* – krátkovlnné infračervené záření: 1 200–2 500 nm

TCARI – anglicky *„Transformed Chlorophyll Absorption Ratio Index“* – vegetační index pro určování obsahu chlorofylu ve vegetaci
TCARI/OSAVI – anglicky *„Transformed Chlorophyll Absorption Ratio Index / Optimized Soil Adjusted Vegetation Index“* – vegetační index pro určování obsahu chlorofylu ve vegetaci
Tdef – celková defoliace
TEA – anglicky *„total exchange acidity“* – celková výměnná acidita
TEEB – anglicky *„The Economics of Ecosystems and Biodiversity“* – celosvětová iniciativa „Ekonomika ekosystémů a biodiverzita“ (http://www.teebweb.org/)
TM – anglicky *„Thematic Mapper“* – senzor dálkového průzkumu Země na *Landsat 4–5*
TVI – anglicky *„Triangular Vegetation Index“* – trojúhelníkový vegetační index
ÚHÚL – Ústav hospodářské úpravy lesa
UK – Univerzita Karlova v Praze
UMBC – University of Maryland Baltimore County
UNECE – anglicky *„United Nations Economic Commission for Europe“* – Evropská hospodářská komise Spojených národů pro Evropu
UNEP – anglicky *„United Nations Environment Programme“* – Program OSN pro životní prostředí
UNESCO – anglicky *„United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization“* – Organizace OSN pro výchovu, vědu a kulturu
UNH – University of New Hampshire (Durham, USA)
VIS – anglicky *„Visible Spectrum“* – viditelné elektromagnetické záření: 400–750 nm
VITO – *„Vlaamse Instelling Voor Technologisch Onderzoek“* – belgická firma provádějící hyperspektrální snímkování
VNIR – anglicky *„Visible and Near Infrared“* – viditelné a blízké infračervené spektrum: 400–1 200 nm
VÚLHM – Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, v. v. i.
WAI – anglicky *„Wood Area Index“* – index plochy dřeva
WI – anglicky *„Water Index“* – vegetační index pro určování obsahu vody ve vegetaci
WGS84 – anglicky *„World Geodetic System* 1984“ – Světový geodetický systém 1984
WKH – anglicky *„West Krušné hory Mts.“* – západní Krušné hory
WMO – anglicky *„World Meteorological Organization“* – Světová meteorologická organizace
WRI – anglicky *„World Resources Institute“* – Světový ústav zdrojů

Summary

Monitoring of physiological condition of Norway spruce forests: Case studies in Krušné hory Mts. 1998–2013

Description of the monograph strategy, composition and content

The main goal of the present monograph was to provide an overview of the methods and research of assessment and monitoring the physiological status of Norway spruce stands in two areas of the Krušné hory Mts. located in the western (Přebuz area) and central (Kovářská area) parts of the mountain range accomplished during 1998–2015. The present research was conducted by the team of Jana Albrechtová and her collaborators during several scientific projects. The specifics of the Krušne hory Mts., such as extreme air pollution events and a gradient of severity in the air pollution load across the mountain range, have determined its suitability for investigations of the effects of air pollution on forest health. The book is monothematic with focus on monitoring forest health, though multidisciplinary regarding investigations combining methodological approaches of different expertise to yield effective regional methods for large-scale monitoring of forest health, with emphasis given to the methods of remote sensing.

The book is divided into three parts. PART I *"Forest ecosystems and their study"* gives a general framework for the core parts II and II of the book in 7 introductory chapters. The significance of forest ecosystems during the current period of climatic change and ever-increasing anthropogenic pressure including air pollution, is described in the Chapter 1. Chapter 2, which describes the mountain range Krušné hory from historical, socio-economic and natural (geological, geomorphological, faunal and floral) points of view. Chapter 3 reviews the history of antropocentric emission load on forests in the Krušné hory Mts. in the second half of the 20th century and its effect on the local forest ecosystems. Chapter 4 describes long-term development of land use and its driving forces in the areas of Přebuz – located in the western part, and Kovářská – located in the central part of the mountains. Chapter 5 introduces the current state of forest ecosystems in the Krušné hory Mts., and the forestry management strategy for

revitalization of this region. Chapter 6 focuses on evaluation of physiological status of tree species. The definition of a healthy tree, and the symptoms and indicators of damage of Norway spruce are given there. Chapter 7 gives the framework on the topic of monitoring of physiological status of tree species: application through the use of optical leaf properties.

PART II *"Methods for evaluation of physiological status of Norway spruce forest ecosystems used in the present research in Krušné hory Mts."* is composed of 10 chapters giving descriptions of the methods and their applications, which are described using a hands-on approach. The interpretation of the methods is discussed and examples of applications for Norway spruce forests, particularly from the studied sites in the Krušné hory Mts., are presented. Chapter 8 describes selection, location and basic description of the study sites in the areas of western and central Krušné hory Mts. Chapter 9 describes the methodology of determination structural parameters of forest stands using digital hemispheric photographs, which represent an interesting alternative to leaf area index (LAI) measurements with the use of specialized LAI-meter devices. Chapters 10–13 focus of the indicators on macroscopic, microscopic and biochemical levels of damage of Norway spruce. Chapters 14–17 then review remote sensing methods in more detail.

PART III – *"Case studies of monitoring of development of Norway spruce stands in the western and central parts of the Krušné hory Mts. during the years 1998–2013"* contains several experimental studies conducted during 1998–2013, the results of which are briefly described in section 26.4. of this chapter.

The book was written as one of the outputs during the project funded by the Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic with the title: "Innovation of methods of monitoring health state of the Norway spruce stands in the Krušné hory Mts. With the use of hyperspectral data, with acronym INMON, no. LH12097 (2012–2016)". Professor Jana Albrechtová was Principal Investigator (PI) of the project and led the team at the Faculty of Science, Charles University in Prague. The team included members from the Department of Experimental Plant Biology, namely Dr. Zuzana Lhotáková, and the Department of Applied Geoinformatics and Cartography – Dr. Lucie Kupková, Dr. Markéta Potůčková and Mgr. Lucie Červená. The Project Co-PI in Czechia was Dr. Veronika Kopačková, leading the team of the Czech Geological Survey, and Dr. Jan Mišurec from her team. The project was funded in Czechia in the grant scheme KONTAKTII focused on bilateral international collaboration, in our case with American partner. The partner of the project on American side was Dr. Petya Campbell, Associate professor at the University of Maryland Baltimore County, USA and research associate at NASA Goddard Space Flight Center (NASA/GSFC). In this project we used the hyperspectral sensor Airborne Prism Experiment (APEX) to study changes in forest health in 2013 (Chapter 24).

The Project INMON was developed as a continuation of the long-term research, which was initiated by Professor Barret N. Rock from the University of

New Hampshire in Durham, USA, PI of the NASA funded project NAG5-5192, (1997–2000) *"Forest recovery in the Czech Republic"*, Prof. Rock invited Jana Albrechtová to be Co-PI of the project as an intenational partner. Dr. Campbell was at that time a Ph.D. student of prof. Rock. The NASA project employed in 1998 the hyperspectral sensor ASAS (the Advanced Solid-State Array Spectroradiometer) developed at NASA GSFC in its first European deployment. The results of the project are described in more detail in Campbell et al. (2004) and Albrechtová et al. (2001). The team also received in 2000 partial support from the Forests of Czechia to conduct research evaluating effects of fertilisation on physiological status of Norway spruce.

The Krušné hory Mts.: a model area for the research on effects of air pollution on Norway spruce stands

During the past century, a number mountainous ranges in central Europe have been heavily affected by exposure to severe atmospheric pollution. The Krušné hory (Ore Mountains, Erzgebirge, Fig. 11) is a mountain range located in the western part of Czechia. The area has been affected by human activities for centuries due to its richness in ores and brown coal. The Sokolov basin, containing lignite open pit mines (Figs. 12, 13), is located in the foothils of the Krušné hory. Description of the natural conditions of the mountain range and historical views of their development are described in Chapter 2. The mountains stretch across the Czech/German border from south-west to north-east covering in length of approximately 130 km, at elevations between 700–1,000 m above sea level. The mean annual temperature oscillates around 5.4 °C and the mean annual precipitation between 800 and 1,200 mm. The Krušné Hory Mts. are mainly composed of high-grade metamorphic and post-kinematic intrusive ignous rocks.

Mining, the mountain climate and socie-economic changes determined the contemporary state of the Ore Mountains. Mining has been the main driving factor for the development of settlements in these mountains. Another important socio-economic factor of land cover and land use is its location on the border of Czechia and Germany (Chapter 4). Another socio-economic driver is connected with the historical development after World War II. The majority of the settlements in the Krušné hory Mts. were of German origin, thus, expelling of Sudeten Germans after 1945 significantly affected land use in the area. For example, while the share of arable land in 1948 was 16.3% in Kovářská and 7.3% in Přebuz in 1990 it was only 1.4% in Kovářská and 0.9% in Přebuz. The strong population decrease caused transition from arable land to meadows and forests in the case of Kovářská, and to pastures and forests in Přebuz. Presently, about 110 ha of meadows in Přebuz have returned to their original pre-settlement state and are classified as wetlands, peat bogs and boggy soil and belong to the most valuable preserved area Rolavská vrchoviště established in 2012 (Chapter 4).

The Ore Mts. are located in a region of Central Europe formerly called "the Black Triangle", an area exposed to one of the greatest levels of SO_2 pollution in Europe during the second half of the last century (Chapter 3). The Krušné hory Mts. were the first to show the symptoms of widespread forest decline already in 1947 (Materna 1997; Lomský, Šrámek 1999). One of the major causal factors of this decline was air pollution interaction with the regional cloud formation factors to produce acid rain, which in many higher elevation stands have led to severe forest dieback (Materna 1997) reaching a peak in the Krušné hory in the mid 1980's, coincident with the highest emission loads in Northern Bohemia.

Emissions in Czechia were lowered dramatically following the political changes that took place in 1989. Northern Bohemia, had the highest emissions in Czechoslovakia between the 1950's and 1980's, with the emissions of SO_2 reduced by 90% between 1984 and 2000. Although the emission levels were reduced to the level complying with the EU standards already (Chapter 5), though adverse soil conditions with low pH still remain (Chapter 5).

The mountain range of the Ore Mts. can serve as a model area for research on acidic pollution due to an extreme air pollution load (sulphur oxide emmissions in North Czechia are shown in Fig. 14A). In addition, due to the location of air pollution sources and prevailing direction of winds a strong gradient in air pollution (e.g. lower load in the west to increasing pollution in the central and eastern parts), was present during the second half of the 20th century. This gradient in pollution load was significant even during the 1990's (Fig. 14B, C).

In 1998 even-aged forest stands older than 50 years and larger than five hectares were selected over the full range of forest health (initial damage, intermediate and heavy damage Entcheva et al. 2004). Two research areas were selected in the Western part of the Krušné hory: the first at the very Western edge of the mountain part of the Krušné hory (Western Krušné hory – Přebuz) and second area about 50 km to the East (Central Krušné hory – Kovářská). In 1998 the full gradient of Norway spruce decline was present across a spatial transect of approximately 50 km from west (healthy or initial damage; damage class DC0 or DC1, respectively) to east (damage to severe damage; DC2 or DC3, respectively).

Different bedrock characterizes the two selected areas – Kovářská (the central part of the mountains) and Přebuz (the eastern part of the mountains). Metamorphic rocks, such as gneisses, phyllites or mica-schist are underlying the forest stands within the Kovářská study site, in contrary mainly the intrusive rocks such as granites or granodiorites underlying the sites within the Přebuz site (http://mapy.geology.cz/geocr_50/). The same main soil type – Cryptopodzol/podzol, characterize both study areas (Chapters 8). In 2013, the mean values of pH of organic and organo-mineral (A+AB) horizons in the Western and Central Krušné hory were 3.06 (± 0.47 STD) and 3.52 (± 0.45), respectively. The contents of heavy metals, such as Hg and As, showed stronger gradient in one or both profiles in the Kovářská area comparing to the Přebuz area (Chapter 18).

Methods of monitoring tree physiological status

Damage is a reduction in plant growth in response to biotic or abiotic stress conditions, to which air pollution and meteorological factors play an important role. Before macroscopic or visual changes (chlorosis or yellowing, foliar loss and reduction in biomass) occur, pre-visual (molecular, metabolic, biochemical, and anatomical) changes take place in response to sub-optimal/stress conditions. Metabolic and biochemical changes may be detectable after only hours of initial exposure to stress agents such as ozone, while macroscopic changes occur after weeks, months or years of exposure to chronic stress (Chapters 6 and 7). For effective forestry management, the early, pre-visual indicators of damage are important because a detection of the initial stages of plant damage may allow appropriate corrective measures to be taken. Remote sensing methods of monitoring then offer the opportunity to monitor changes in physiological status in spatio-temporal extent and sequence.

Norway spruce belongs to the most important commercial timber species, thus, it has been planted in large areas in Europe and it represents the main timber species in Czechia. Unfortunately, it was revealed to be highly sensitive to air pollution (see Chapter 6). Large-scale forest decline has been observed in the second half of the last century which led to intensive study of the problem, monitoring of the development of the phenomenon, and research demonstrating the need to develop standardized methods for monitoring tree and stand physiological status, such as the methods developed by "The International Cooperative Program on Assessment and Monitoring of Air Pollution Effects on Forests" (ICP Forests; see Chapter 7). Simultaneously new, effective monitoring methods of tree physiological status were sought, which enabled the evaluation of not only visible symptoms of damage such as crown defoliation, but also symptoms of pre-visible damage, which are recognizable at the molecular, biochemical and microscopic levels (Chapters 6, 7, 12, 13). In addition, there was a need to develop methods enabling retrospective analysis of tree growth and possible prognosis of future forest development. The methods with retrospective and prognostic potential developed by the teams contributing to this monograph are described in this monograph. The methods used for evaluation of macroscopic description of the Norway spruce crown status and its changes are presented in Chapter 10, and the method for evaluation of Norway spruce vitality based on proportional evaluation of bud development types is presented in Chapter 11. The application of these methods/markers for evaluation of tree physiological status is then presented in Chapters 20 and 21.

With the development of spectroscopic methodology of remote sensing in the end of the 20th century, new approaches for large-scale evaluation of forest health started to be developed and employed using leaf optical properties. The present monograph focuses on a review of the methods for evaluation of tree and stand physiological status with emphasis given to methods based

on leaf optical properties, which are not part of the standardized methodology, such as ICP Forests. These methods are described in detail in Chapters 14–17. Chapter 14 reviews methods on laboratory and image spectroscopy and their use for vegetation observation. Chapter 15 provides a hands-on manual of methods for laboratory spectroradiometric measurements. Chapter 16 then shows a possible processing of the spectral data aiming on statistical methods for evaluation of spectral data and their relationship to state parameters of vegetation. Chapter 17 gives overview of basic radiation transfer models.

Results on monitoring Norway spruce status during 1998–2013

Based on the analysis of macroscopic indicators, forest stands representing DC 0 and DC 1 in 1996–1998 were mostly located in the western part of the Krušné hory Mts. near Přebuz, while DC2 and DC3 were from the central part Kovářská (Chapter 8). This gradient in macroscopic damage corresponded to the gradient of air pollution loads seen in the past, and still persisting at a lower level at present. In 1998, the most heavily damaged trees (DC3) had about six needle age classes (NAC) retained while healthy trees had 12 or more NAC with significant differences among trees with different DC values. All trees sampled in 2013 exhibited needle retention above 8, which corresponds to a healthy state (Burger 1927, sec. Sander, Eckstein 2001). Analysis of other crown indicators developed by the team of Dr. Cudlin (comparison of current overall defoliation with defoliation of crown primary structures, crown regenaration using secondary shoots, etc.) showed that crown recovery was stronger in trees in central part of the Ore Mts. exhibiting manifold signs of progressed crown regeneration (Chapter 10) soon after air pollution was lowered. In the western part, the trees were exposed to lower air pollution load, soil properties remained more adverse (Chapters 3 and 8) and their regeneration is currently ongoing. Stands in the Přebuz area were evaluated as still resistant or medium damaged and/or medium-regenerating (Chapter 10). The regeneration potential of trees from both areas remain high (Chapters 10 and 11). The same conclusion was derived based on the combination of macroscopic and biochemical indicators (Chapters 19 and 20). The levelling up of the physiological status in the western and central parts of the mountains was reported by other authors, e.g. report of the Ministry of Environment of Czechia (Green Report – Zelená zpráva MŽP, Cikánková a kol. 2014).

The last part of the monograph describes our contribution to use of airborne hyperspectral data for monitoring physiological state of Norway spruce. Chapter 24 focuses on evaluation of long-term development of Norway spruce stands in Krušné hory Mts. with the use of airborne hyperspectral and Landsat multispectral data. Chapter 25 then gives an example of the use of hyperspectral image data for evaluation of physiological status of Norway spruce forests using

a model of classification of physiological status based on the use of vegetation indices: analysis of regional extent.

Based on analysis of hyperspectral data, in 1998 significant differences between the moderately to heavily damaged (central Ore Mountains) and initially damaged (western Ore Mountains) stands were detected using analyses of vegetation indices (Chapter 24). In 2013, the stands in the central Ore Mountains exhibited values of vegetation indices much closer to the global mean, indicating an improvement in their health status (Mišurec et al. 2016). This result fully confirms the finding of the Landsat time series analysis. However, levelling of the physiological status of Norway spruce was observed for the central and western parts of the Ore Mountains in 2013. Although the differences between originally moderately-to-heavily damaged and initially damaged stands generally evened out by 2013, it is still possible to detect signs of the previous damage in some cases.

Multispectral Landsat data can be used in forest monitoring also; however, their applicability is limited, due to their limited spatial (30m pixels) and spectral coverage (discrete broad spectral bands). Classification of forest status using Landsat data is frequently too general, allowing only very broad forest damage classes to be distinguished, such as no damage, intermediate damage, and heavy damage/dead forest (Lambert, Ardo, Rock 1995). In the present study (Chapter 24), the general trends in forest recovery were studied using the tasseled cap transformation and disturbance index (DI) extracted from the 1985–2015 time series of Landsat data. In 1998, significant differences in values of DI between the moderately to heavily damaged (central Ore Mountains; DI = 0.37) and initially damaged (western Ore Mountains; DI = –1.21) stands were detected. Nonetheless, levelling of the physiological status of Norway spruce was observed for the central and western parts of the Ore Mountains in 2013 (mean DI values –1.04 (western) and –0.66 (central; Mišurec et al. 2016).

Even though the physiological status of forests is currently not critical for the majority of the spruce stands, the combination of extreme climatic conditions coupled with continuing air-pollution events (particularly of ozone) and deteriorated soil status in the Krušné hory may lead to another round of forest decline events, such as the severe winter of 1995/96, or the massive needle yellowing reported west part of Krušné hory in the end of the 1990's. The large-scale management assessment by the Ministry of Agriculture of the Czech Republic has resulted in repeated application of liquid fertilizers and liming to the affected areas since 1999, which and seemed to contribute to improved physiological status of Norway spruce. The liming of forests in the Krušné hory is still ongoing – the latest application was accomplished in the end of May 2016. We believe that liming has a positive effect on the physiological status of spruce stands. For example, semiquantitative evaluation of needle structural and histological conditions in 2000, 2002 and 2003 revealed improving the cellular conditions of mesophyll cells (Chapter 22). Anatomical analysis of spruce

needles, thus, showed a positive effect of lowering of air pollution load and possibly of the effects of large-scale liming and fertilization.

The present case studies demonstrated that the combination of improved air quality and the appropriate management measures may result in a positive response in the tree physiological status. However, the current state of forest ecosystems in the region of the Krušné hory cannot be regarded as stabilized from either an ecological point of view or forest management point of view. The main reasons for this situation are the remaining adverse soil conditions with high acidification symptoms and the unsatisfying regeneration of forest stands on locations where sanitary logging took place during the sixties to eighties of the 20th century (Šrámek a kol. 2008). The strategy of forest management are discussed in the Chapter 5.

Current need, applications and future of use of hyperspectral remote sensing for large-scale monitoring of tree physiological status

With changing climate, it has become critical to understand land cover dynamics as ecosystems cycle through seasonal changes and respond to variable environmental conditions. Long term consistent spectral observations and land cover records are required for accurate environmental monitoring and change detection. However, multi-date spectral monitoring of the terrestrial environment requires adequate radiometric stability of the data to carry out biophysical and geophysical parameter surveys that are of sufficient sensitivity and accuracy, and are reproducible over time.

High spectral resolution data have several advantages over multispectral systems: they provide information critical for atmospheric correction of top of atmosphere (TOA) radiances to derive surface reflectance, they enable the use of a broad array of spectral indices derived throughout the continuous spectra, and they provide the ability to simulate bands equivalent to broadband systems covering similar spectral ranges (Datt et al. 2003). Fine scale canopy changes, such as nutrient status, moisture, temperature, and stress factors such as air pollution responses, cannot be accurately quantified by broad band parameters such as the NDVI and EVI. Canopy changes due to variations in the water and light environment are often subtle, but are commonly expressed in physiological changes in the xanthophyll cycle, followed by down-regulation of photosynthetic function and ultimately pigment content. Spectroscopy applications to characterize ecosystems vegetation type, growth conditions, and assess ecosystems response to nutrient deficiency, drought, pests and anthropogenic factors are well established. Commonly used broadband vegetation indices are related mostly to seasonal variations of chlorophyll content (or leaf area index, LAI); therefore their sensitivity has limitations in assessing gradients in vegetation health and estimating biophysical parameters (Carter, Cibula, Miller 1996;

Walter-Shea et al. 1992; Entcheva 2000; Campbell et al. 2004). Thus, high spectral resolution observations offer sensitive, physiologically-based indicators of vegetation health (Campbell et al. 2004) that are better correlated with the amount of foliar chlorophyll and projected green leaf area of canopies and landscapes observed by remote sensing platforms (Carter, Bahadur, Norby 2000; Walter-Shea et al. 1992, Gitelson et al. 2003, 2005).

The capacity of hyperspectral imaging to detect forest decline due to air pollution and pathogens has been demonstrated also for species like red spruce, hemlock, eucalypts, pines, ash, California oaks and others. High spectral resolution data at moderate spatial resolution (30 m) have been used to distinguish vegetation species and various physiological conditions and phenological stages (Zarco-Tejada 2000; Campbell et al. 2004; Rock et al. 1986; 1994; Vogelmann, Rock, Moss 1993) as well as changes in chemical composition (Martin, Aber 1997; Kupiec, Curran 1994; Ollinger et al. 2002; Campbell et al. 2004). Spectral images have been successfully used in discriminating among land cover types and species groups (Townsend, Foster 2002), deriving VIs (Datt et al. 2003, Roberts, Roth, Perroy 2011), estimating biophysical products such as forest canopy nitrogen (Martin et al. 2008), primary production (Ollinger et al. 2008), forest canopy closure (Zeng, Schaepmanz, Wu 2007), vegetation fractional cover (Guerschman et al. 2009, Asner 2008), and canopy biophysical properties such as greenness, wetness and pigment content (Thome, Biggar, Wisniewski 2003); and have demonstrated the potential of the spectroscopy approach and the use of narrowband VIs to accurately track and spatially extend ecosystem functional status as well as carbon processes measured at flux tower.

The use of the ASAS images for evaluation of forest decline in 1998 demonstrated the improved ability of spectroscopy for forest damage discrimination as compared to multispectral data. Multispectral data (e.g. Landsat) during this period was able to separate healthy, dead and intermediate damage levels, while the ASAS spectra detected the reduction in canopy leaf area and chlorophyll content earlier, identifying the initial stages of decline. The combined use and comparison of ASAS and APEX data for forest health assessment, conducted in the 2012–2015 period is described in the Chapter 24. It offers a novel demonstration of high spectral resolution multi-date analysis. The comparison of the two datasets, acquired with imaging spectrometers from two different generations separated by more than a decade, was possible because both the early and the current technology provided calibrated to radiance continuous spectra, reflecting the properties of the vegetation.

Regarding the applicability of the results on the VIs derived from the red edge analyses presented in the Chapter 24, which were found to be the most appropriate for studying forest physiological status changes, good news is that they could be calculated not only from hyperspectral data (e.g., airborne HS imagery or up-coming EnMap satellite HS sensor), but also from superspectral satellite imagery as providing the appropriate spectral bands (Mišurec

et al. 2016). Thus, we propose that the same data processing approach (Chapter 24, Mišurec et al. 2016) might be applied to the data provided by new satellite sensors, e.g. Sentinel-2 MSI (with 10–20 m spatial resolution) with a comparable performance. For Sentinel-2 MSI, the relatively narrow bands 5 and 6, localized in the red-edge region (705 and 740 nm, respectively), seem to be the most suitable for detection of early damage of spruce physiological status. The use of such satellite data will provide opportunity to study changes in forest physiological status on larger spatial extent and with higher temporal resolution. The opportunity to further investigate, exploit and practically apply the spectroscopy approach in precision agriculture, forestry and land cover monitoring will depend on data acquired by airborne missions, and by more systematically acquired future satellites spectroscopy missions such as EnMAP (DLR), FLEX (ESA), HyspIRI (NASA) and others.

Ackowledgement

We acknowledge the grant support of the Ministry of Education, Youth and Sports of Czechia LH12097, NPUI LO1417 and NASA NAG5-5192.

About Editors

Prof RNDr. Jana Albrechtová, Ph.D. is a Professor at the Department of Experimental Plant Biology, Faculty of Science of Charles University, Prague. She is plant biologist with focus on ecological physiology and anatomy and remote sensing of vegetation. She serves as a President of the Czech Society for Experimental Plant Biology, a member of the Scientific Board of the program GLOBE in Czechia and the European coordinator of SCERIN.

RNDr. Lucie Kupková, Ph.D. is an Assistant Professor at the Department of Applied Geoinformatics and Cartography, Faculty of Science, Charles University, Prague. She is focused on land use/land cover change and remote sensing. She is a member of Steering Committee of the International Geographic Union Land Use/Land Use Changes Commission and the European contact of SCERIN.

Dr. Petya K. E. Campbell is a Research Associate Professor at the University of Maryland Baltimore County, MD, USA. She is an Associate Research Scientist at NASA/GSFC, where her research focus is on remote sensing of vegetation function and ecosystem dynamics. Dr. Campbell serves as the USA coordinator of SCERIN.

SCERIN is the South, Central and East European Regional Network of the GOFC-GOLD (Global Observation of Forest Cover and Land Dynamics) program coordinated by START, Inc. (Global changes SysTem for Analysis, Research & Training) and funded by NASA.

List of Tables and Figures

List of Tables

Tab. 1 Semiquantitative classification of pest threat to the substitute woody species (taxons and groups) in Krušné hory Mts.
Tab. 2 Bedrock and soil type at the forest sites studied in 1998 and 2013. Source: geologic and pedologic maps (1:50,000) from CGS archives.
Tab. 3 Selected soil properties in organic H1 a organo-mineral H2 horizons in western and central Krušné hory Mts. in 2013.
Tab. 4 Analyses conducted at studied sites and methods for data acquisition.
Tab. 5 Criteria for forest damage evaluation and damage level assignment, as were conducted during the field campaign in 1998.
Tab. 6 Forest characteristics (means) by stand damage class.
Tab. 7 Owners of studied forest stands in the Western and Central Krušné hory Mts. in 2013.
Tab. 8 Forest characteristics evaluated in Western and Central Krušné hory Mts. in 2013.
Tab. 9 Stress categories of Norway spruce according to defoliation and percentage of secondary shoots.
Tab. 10 Comparison of Norway spruce crown properties at studied sites in Western Krušné hory Mts. (Přebuz) and Central Krušné hory Mts. (Kovářská).
Tab. 11 Indicators of stress reaction phase in crowns of Norway spruce at sites in Western Krušné hory Mts. (Přebuz) and Central Krušné hory Mts. (Kovářská).
Tab. 12 Chlorophyll a+b content in Norway spruce needles representing different damage classes.
Tab. 13 Step by step process for spectrophotometric quantification of soluble phenolic compounds in methanol extract using Folin-Ciocalteau reaction.
Tab. 14 Step by step process for spectrophotometric quantification of thioglycolic solubilization of lignin and spectrophotometric quantification.
Tab. 15 ASD RTS-3ZC integration sphere setup for reflectance and transmittance measurements.
Tab. 16 Parameters of selected radiative transfer models at canopy level.
Tab. 17 List of laboratory analyses performed on soil samples collected in Krušné hory Mts. during 2012–2014.
Tab. 18 Results of factor analysis performed on soil data. Horizon H1 – number of components used in factor analysis and their proportional contribution to the total dataset variability.

Tab. 19 Horizon H1: factor loading matrix. Loadings show the percentage of variance that given parameter contributes to the total variance within the given component.
Tab. 20 Horizon H2 a H3: number of components that were used in factor analysis and their proportional contribution to the total dataset variance.
Tab. 21 Horizon H2 a H3: factor loading matrix. Loadings show the percentage of variance that given parameter contributes to the total variance within the given component.
Tab. 22 Content of macronutrients and aluminium and their ratios in needles of studied trees in Western and Central Krušné hory Mts. in 2003 and 2013.
Tab. 23 Comparison of the content of selected micronutrients and non-essential elements in needles of studied trees in Western and Central Krušné hory Mts. in 2013.
Tab. 24 Non-specific stress indicators (photosynthetic pigments – their contents and ratios, water content) in needles of three youngest age classes in Western and Central Krušné hory Mts. in 1998 and 2013.
Tab. 25 Location of the five study sites that were intensively monitored during 1998–2002.
Tab. 26 Comparison of biochemical stress indicators and spectral index REIP among five study sites in given years during 1998–2002.
Tab. 27 Liming doses and years of application for the five intensively studied sites.
Tab. 28 Descriptive statistics for biochemical and biophysical properties of needle samples collected from studied sites in Western Krušné hory Mts. (Přebuz) and Central Krušné hory Mts. (Kovářská) in 2013.
Tab. 29 Relationship between spectral incises and content of pigments and water for individual vertical crown levels of Norway spruce – all samples in 2013.
Tab. 30 Results of regression analysis between spectral indices/reflectance values and pigments and water content in Norway spruce needles in sample stands in 2013.
Tab. 31 List of the Landsat scenes used in this study for evaluation of long-term development of Norway spruce physiological status in Western and Central Krušné hory Mts.
Tab. 32 List and definition of selected vegetationindices used in this study.
Tab. 33 Description of studied Norway spruce sites.
Tab. 34 Chlorophyll content retrieval: regression models and their parameters.
Tab. 35 Threshold values used for hyperspectral image classification.
Tab. 36 Descriptive statistics for chlorophyll content and vegetation spectral indices acquired from hyperspectral image data. Values shown for each health status class.

Texts to Figures

Fig. 1 Levels of anthropogenic effects on forest biomes (expressed as intensity of land use and population density).
Fig. 2 Current status of forests and forested areas: non-affected forests, managed forests, degraded and deforested areas.
Fig. 3 Current coverage of forests and forested areas on the Earth.
Fig. 4 Role of vegetation in global carbon cycle.
Fig. 5 Recent CO_2 concentration measured at Mauna Loa observatory, Hawaii, USA.
Fig. 6 Effect of selected factors on radiation forcing of atmospheric greenhouse gases, amplification of greenhouse effect and temperature increase.
Fig. 7 The Great Swamp peat-bog in western part of Krušné hory Mts., near Přebuz town.
Fig. 8 Bog spruce forests with melioration ditches.
Fig. 9 Schematic map of the most important peat-bogs on the south-western part of the Krušné hory Mts.

Fig. 10 Heath on damp remains after ancient ore mining in Černá stream valley.
Fig. 11 Map of protected areas and selected information groups of natural habitats in the Czech part of the Krušné hory Mts.
Fig. 12 Brown coal deposits on the hillsides of Krušné hory Mts.
Fig. 13 Location of brown coal mines and main air pollution sources in Krušné hory Mts. region – power stations or heavy industrial facilities.
Fig. 14 Historical emission and imission situation in north Bohemia (Czechia) and Krušné Hory Mts.
Fig. 15 Trend in annual characteristic AOT40 of tropospheric ozone in western Krušné hory Mts. (Přebuz) and Krušné hory Mts. foothils (Tušimice) during 2000–2012.
Fig. 16 Development of SO_2 emissions in northwestern Bohemia and levels of mining exhalation in Krušné hory Mts. during 1963–2013 (data from CHMI and FGMRI).
Fig. 17 Delimitation of Přebuz and Kovářská model areas for land use change evaluation.
Fig. 18 Land use change between 1845 and 2010 in Přebuz and Kovářská areas.
Fig. 19 Development of categories and median content of calcium in the upper mineral horizons of forest soils (0–30 cm) at the transect of 20 plots in Krušné hory Mts.
Fig. 20 Representation of calcium and magnesium nutritional categories in the current year and one-year old needles in the forests stands before liming and two, five and ten years after lime application.
Fig. 21 Red spruce (*Picea pungens*) buds infected by *Gemmamyces piceae*.
Fig. 22 Concept of species composition for substitute stands conversion.
Fig. 23 Model of stress phases of needle damage during multiple stress impact.
Fig. 24 Hierarchical levels of tree damage monitoring depending on intensity and duration of stress factor impact.
Fig. 25 Hierarchical levels of study of tree physiological status and forest health.
Fig. 26 Application of leaf optical properties at scaling between various hierarchical levels. Processes and scales of physiological reactions in woody plants from memrane structure to biome level.
Fig. 27 Location of the studied Norway spruce stands in Krušné Hory Mts. in 1998 and 2013 on the geological map.
Fig. 28 Orientation and dimensions of a study site.
Fig. 29 Annual stem increment growth, analyzed in 1998 according to tree damage class DC0–DC3.
Fig. 30 Location of study stands and sampled trees in western Krušné hory Mts. – Přebuz area.
Fig. 31 Location of study stands and sampled trees in central Krušné hory Mts. – Kovářská area.
Fig. 32 Difference in definition of canopy closure and crown closureparameters.
Fig. 33 Examples of field sampling schemes for field LAI measurements using hemispherical images.
Fig. 34 Orientation of the camera in case of slopy terrain by Gonsamo and Pellikka (2009).
Fig. 35 Original hemispherical image and the corresponding binary mask of the areas obscured by vegetation.
Fig. 36 Leaf Area Index (LAI) maps based on LAI retrieval from the APEX airborne hyperspectral image datasets acquired over Přebuz and Kovářská areas.
Fig. 37 Leaf Area Index values extracted from the digital hemispherical images (LAI_{DHP}) related to forest stand age and comparison of LAI_{DHP} values acquired for mature Norway spruce stands at Přebuz and Kovářská sites.
Fig. 38 Process of the primary and secondary structure formation of Norway spruce branch.
Fig. 39 Ramification types of Norway spruce.

Fig. 40 Juvenile, production and basal parts of Norway spruce crown.
Fig. 41 The shape of upper part of Norway spruce crown and its shape after regeneration.
Fig. 42 The most common types of crown damage.
Fig. 43 Degree of Norway spruce crown transformation.
Fig. 44 Anatomy of Norway spruce bud during regular development during growing season.
Fig. 45 Norway spruce bud: macroscopic view after longitudinal section.
Fig. 46 Retrospective counting of needles and shoots.
Fig. 47 Evaluation of non-growing buds on previous year shoots: longitudinal bud section from previous growing season and evaluation of meristem colour.
Fig. 48 Vitality and capability of tree crowns of Norway spruce trees determined on the basis of analysis of the proportion of bud developmental types.
Fig. 49 Chlorophyll a+b content in Norway spruce needles, needle age dependence.
Fig. 50 Efficiency comparison of chlorophyll extraction in different solvents and at different fresh weight needles.
Fig. 51 Concentration of soluble phenolic compounds in Norway spruce needles in Krušné hory Mts.
Fig. 52 Anatomical structure Norway Spruce needle.
Fig. 53 Preparation of free-hand cross-sections of Norway spruce with a razor and dry stem pith from *Sambucus nigra* L.
Fig. 54 The histochemical localization of phenolic compounds and lignin on needle cross-sections.
Fig. 55 Semiquantitiative evaluation of changes in Norway spruce needles.
Fig. 56 Norway spruce needle cross-section image and anexample of acquisition of binary image using thresholding according to brightness (grayscale) from original image using ImageJ freeware.
Fig. 57 Optical sections of Norway spruce needles acquired by confocal microscopy.
Fig. 58 Estimation of internal mesophyll surface in Norway spruce needle.
Fig. 59 Chloroplast counting using the virtual 3D disector probe.
Fig. 60 3D model of a Norway spruce mesophyll cell.
Fig. 61 Norway spruce chloroplast, transmission electron microscopy.
Fig. 62 Spectral reflectance curves for water, vegetation and soil.
Fig. 63 Main characteristics of the green vegetation spectral curve.
Fig. 64 Difference between multispectral and hyperspectral data.
Fig. 65 Hyperspectral cubes for ASAS and APEX data visualization.
Fig. 66 Schema of empirical (statistical) modelling for chlorophyll content estimation based on hyperspectral data.
Fig. 67 Schema of radiative transfer modelling for chlorophyll content estimation based on hyperspectral data.
Fig. 68 Schema of the spectroradiometer construction.
Fig. 69 The relationship between the spectral resolution and the sampling interval.
Fig. 70 Pistol grip for reflectance measurements, an example of the white reference measurement.
Fig. 71 Spectroradiometer and contact probe prepared for sample measurements.
Fig. 72 Integrating sphere: overall view of the sphere during the measurement of the leave optical properties, top view with emphasis on the input ports.
Fig. 73 Five reflectance spectra measurements for one sample (Norway spruce) and spectral curves gained by average and median computations.
Fig. 74 Scan of the needles in the sample holder, scan of all the needles taken out from the holder + remaining needles from the sample.

Fig. 75 Laboratory reflectance spectrum of Norway Spruce shoots and its first and second derivations.
Fig. 76 Continuum Removal method demonstrated for the wavelengths interval used for the vegetation index $ANMB_{650-725}$.
Fig. 77 Simple linear regressions between the chlorophyll content and TCARI index and between carotenoids content and CRI700 index for tobacco leaves.
Fig. 78 Forward and inversion radiative transfer modelling.
Fig. 79 Results of cluster analysis, which enabled divisioning of both areas and individual sites into five basic categories, based on the variability of values of monitored soil parameters.
Fig. 80 Basic cation content and pH values within horizons H1 and H2 at the Kovářská and Přebuz sites.
Fig. 81 Hot-spot analysis of soil organic carbon (C_{org}).
Fig. 82 Hot-spot analysis of Hg.
Fig. 83 Hot-spot analysis of As.
Fig. 84 Development of SO_2 and NO_x imissions in the central and western parts of the Krušné hory Mts. during 1998–2012 and relative representation of spruce stands damage classes in the set of monitored spruce stands at Přebuz and Kovářská areas in 1998 and 2013.
Fig. 85 Nutrient and aluminium contents in spruce needles at selected sites in the western and central parts of the Krušné hory Mts. in 2003 and 2013.
Fig. 86 RDA analysis of needle and crown stress indicators in dependence on site and year of measurement.
Fig. 87 RDA analysis of needle and crown stress indicators.
Fig. 88 RDA analysis of macroscopic crown damage.
Fig. 89 Macroscopic indicators of damage at monitored sites in the years 1998–2002.
Fig. 90 Biochemical indicators of tree physiological condition at monitored sites in the western and central Krušné hory Mts. in the years 1998–2002 and 2007 – total chlorophyll content, needle water content, chlorophyll *a*:*b* ratio and chlorophyll: carotenoids content ratio.
Fig. 91 Biochemical indicators of tree physiological condition at monitored sites in the years 1998–2002 – soluble phenolic coumpounds content and lignin content.
Fig. 92 Vegetation index REIP derived form the shoot reflectance of trees on monitored sites in the years 1998–2002.
Fig. 93 Vitality of Norway spruce trees assessed on analysis of proportion of bud developmental types.
Fig. 94 Proportion of bud developmental types in the year 1998 at sites in western and central Krušné hory Mts.
Fig. 95 Semiquantitative values: scale of cell modifications in mesophyll cells.
Fig. 96 Norway spruce needles.
Fig. 97 Semiquantitative evaluation of selected monitored parameters of mesophyll cell microscopic damage on Norway spruce needle cross-section in the range 0–3.
Fig. 98 Sampling scheme for one tree.
Fig. 99 Average reflectance spectra for three needle age classes and three vertical canopy levels (productive upper, productive lower and shaded saturated) of Norway spruce on sampling stands in Krušné hory Mts. in 2013 in each group.
Fig. 100 Mask of the sunlit Norway spruce crowns inside buffer zones delimiting individual spruce sampling stands based on the Mahalanobis distance classifier.
Fig. 101 Histogram of vegetation index VOG_1 for healthy and damaged Norway spruce sampling stands derived from ASAS data.

Fig. 102 Disturbance index (DI) values for Přebuz and Kovářská areasin the year 1985 (initial state), 1998 (maximal extent of damaged areas), and 2015 (current state).
Fig. 103 Relative frequency of the Disturbance Index (DI) classes, changes in the mean DI values calculated for the Norway spruce stands sampled during both field campaigns.
Fig. 104 Demonstration of normalized values of the VOG_1 vegetation index calculated from the ASAS (1998) and APEX (2013) hyperspectral imagery datasets in the original (2 m) spatial resolution for P11and K37 sites.
Fig. 105 Visualization of Norway spruce health status temporal change using normalized VOG_1 vegetation index for individual spruce sites against global mean, which is in this case given by the value 0.
Fig. 106 Chlorophyll content retrieved from the *HyMap* data and Norway spruce health status classes: Relative frequencies (%) compared for 2009 and 2010.
Fig. 107 Studied sites – *HyMap* true color combination showing the actual situation and statistical classification of the Norway spruce health statusof the selected sitesin 2009 and 2010.
Fig. 108 Depicted negative changes at the selected sites.
Fig. 109 Boxplots for the Cab and optical indices retrieved from hyperspectral image data: whole scene statistics.
Fig. 110 Boxplots for the Cab and optical indices retrieved from hyperspectral image data: calculate for each site.
Fig. 111 Average spectra representing each health class calculated from the *HyMap* reflectance.
Fig. 112 Car/Cab ratio – means and standard deviations are displayed per each site.
Fig. 113 Average soil characteristics and standard deviations across sites.

Rejstřík

acidifikace půd 40, 66, 67, 75, 99, 111, 138, 139, 165, 304, 307, 319, 326, 330
aerosolová optická tloušťka 228, 308
analýza anatomická 6, 17, 176, 280, 332
analýza histochemická 17, 176, 332
analýza obrazu 183, 184, 192, 321
ANOVA 118, 119, 250, 253, 270, 288
antropogenní zátěž 7, 14, 56, 60
antropogenní změny 30, 35
antropogenní znečištění 6, 7, 13, 27, 67, 88, 98, 101, 176, 183, 186, 187, 192, 281
APEX 20, 122, 135, 137, 198, 199, 258, 294–299, 302, 303, 327
ASAS 9, 20, 198, 199, 293, 295–299, 302, 303, 305, 327, 333, 334
atmosférické znečištění 5, 95, 97, 99, 170, 195, 328, 330, 332
barevné změny jehlic 151, 177
bazický kationt 67, 76, 95, 96, 112, 113, 115, 234, 235, 238, 240, 244, 254–256, 307, 318, 319, 328
biofyzikální parametry 15, 16, 20, 104, 125, 127, 133, 203, 212, 213, 216, 217, 220–222, 286–288, 290, 292, 333, 334
biogeochemický cyklus 15, 34, 42, 96, 102, 103
biotop 50–56
borovice 49, 51, 78, 80, 86, 167, 170, 173, 290, 292
bříza 49–51, 65, 78, 79, 84, 86
buněčná stěna 97, 162, 172–175, 181, 182, 185, 186, 188, 196, 225, 267, 268, 270, 280, 281, 283–285, 321
buněčné změny 281
celková výměnná acidita 115, 235, 257, 307, 319
celková výměnná kapacita 235, 238, 307
cílová druhová skladba 83–85, 87
cín 46, 68, 73
CO_2 28, 37–42, 95, 102, 191
Continuum Removal 216, 290
cytoplazma 90, 97, 181, 279, 283
časová řada 20, 31, 119, 148, 293–295, 299, 332
část koruny juvenilní 141–143, 146, 168, 246, 256, 257, 287
část koruny produkční 117, 141–143, 145, 151, 155, 156, 171, 251, 273, 280, 287–289, 291, 292, 330
část koruny zastíněná 155, 215, 287–289, 291, 292
dálkový průzkum Země (DPZ) 5, 6, 10, 13, 20, 33, 41, 42, 100, 102, 103, 106, 107, 116, 125, 193, 195, 200, 201, 224, 225, 293, 325–327, 329, 300, 334
data hyperspektrální 6–9, 12, 17, 18, 20, 21, 104, 116, 122, 135, 137, 195, 196–203, 211, 213, 216, 245, 258, 259, 293, 295–297, 302, 304–309, 314–316, 320, 321, 327, 331–334
data multispektrální 17, 103, 116, 196, 197, 293, 294, 331, 333, 334
defoliace 65, 66, 78, 89–91, 100, 101, 105, 117, 118, 122, 138, 139, 143, 145–148, 150, 151, 157, 159, 160, 164, 165, 170, 173, 246, 252, 256–265, 273, 275, 277, 278, 280, 295, 307, 329, 331
degradační procesy 91, 101, 138, 139, 157, 158, 264, 273, 275, 277, 330
demografický vývoj 74
dendrochronologická data 15, 119
dendrometrické parametry 105, 117–119
depozice 50, 60, 62, 63, 66, 67, 74–76, 83–86, 95, 96, 105, 148, 238, 244, 319, 325
depozice dusíku 60, 63, 66, 67, 74, 76, 95, 96
depozice síry 66, 76, 86, 95, 96

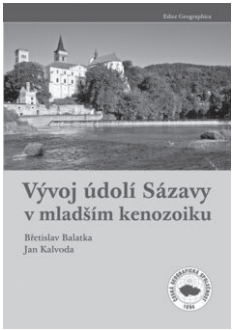
dlouhodobý vývoj 7, 14, 20, 68–70, 293, 331
druhová skladba 26, 35, 76, 83–85
dřeviny cílové 77, 83
dřeviny náhradní 50, 74–78, 81, 83, 85–87
dřevo 5, 26, 42, 46, 47, 72, 73, 84, 85, 96, 126, 140, 157, 173
důl 46, 47, 49, 52, 56–58, 68, 112, 307
ekosystém 6, 14, 15, 25–28, 31, 32, 36–38, 40–42, 60–64, 72, 76, 81, 82, 83, 88, 96, 100–106, 139, 148, 162, 196, 213, 306, 325–327, 329, 332, 333
ekosystémové služby 13, 26, 27, 42, 105
ekosystémový stres 89
elektromagnetické záření infračervené 193–196, 204, 209, 288, 290, 308, 315, 319
elektromagnetické záření viditelné 193, 194, 204, 286, 297, 314, 315, 320
emise 27, 30, 48, 59–63, 65–67, 120, 268, 277, 319, 328
faktory abiotické 38, 95, 97, 176, 329
faktory biotické 38, 89, 98, 138, 329
faktory klimatické 59, 85, 101, 176
faktory stresové 16, 17, 37, 38, 40, 50, 59, 88–94, 99, 103, 138, 139, 141, 143, 145–150, 158, 159, 161, 163–165, 170, 172, 173, 177, 182, 183, 186, 262, 264, 265, 268, 273, 275–277, 279, 329, 333
fauna 13, 53, 56
fenolické látky 17, 66, 90, 117, 154, 161, 163, 169–173, 175, 176, 180, 181, 183, 185, 186, 259, 262, 265, 267, 268, 270, 280–286
fixáž 179, 183
FLIGHT 199, 224, 228, 229
flora 13, 48, 56
fluorescence 185, 186
fluorescenční 184, 185
fotosyntetické pigmenty 16, 66, 90, 91, 97, 103, 104, 117, 162–169, 171, 172, 175, 194, 195, 201, 246, 252–254, 259, 261, 267, 288, 289, 315, 318, 319, 320
fotosyntetický aparát 166, 265
fotosyntéza 25, 36–38, 42, 90, 95, 98, 103, 162, 225, 333
FRT 134, 227, 228
fytofág 98
geologická mapa 112–114
globální koloběhy 36
gradient imisní zátěže 6, 15, 59, 60, 62, 111, 115, 116, 122, 245, 247, 269, 328
gradient ozářenosti 102
gradient vzdušného znečištění 59, 245, 260, 325, 331
hemisférické fotografie (snímky) 7, 12, 15, 16, 117, 125, 128–137
herbivor 161, 169, 170, 173
hierarchické úrovně 7, 15, 89, 93, 101–103, 107, 192, 269, 277, 278, 285, 326, 329, 333
historie 7, 13, 14, 34, 41, 46–48, 56, 58, 60, 61, 69, 72, 73, 88, 151, 245, 258
hornictví 46, 56, 68
hromadění fenolických látek 90, 183, 281–284
hypodermis 177, 181, 184, 282
chemická meliorace 76, 84, 278
chemismus půd 89, 246
chloroplast 90, 97, 103, 183–185, 187–192, 279, 281–285
chlorózy 90, 97, 117, 118, 163, 260
chřadnutí lesa (smrkových porostů) 5, 7, 14, 40, 88, 89, 97, 99, 104, 139, 273, 328, 330
imise 49, 50, 58–62, 64–66, 98, 148, 165, 173, 245, 247, 252, 264, 278, 327, 328
imisní poškození 48, 64
imisní situace 14, 61, 77
imisní zátěž 6, 15, 19, 57–59, 62, 64, 97, 84, 86, 97, 111, 112, 115, 116, 122, 138, 165, 173, 245–247, 251, 265, 268, 269, 277, 325, 328, 331, 332
index disturbanční 294, 299–301
index listové plochy 15, 16, 122, 125–127, 129, 130, 134–136, 227, 228, 333
index plochy rostliny 126, 129, 134
index vegetační 8, 18, 20, 104, 134, 135, 137, 196, 200–202, 213, 214, 216–218, 221, 260, 265, 268, 269, 286, 287, 290–292, 296–299, 302–304, 306, 331–334
indikátor poškození 6–10, 14, 88, 89, 94, 160, 279
indikátory makroskopické 8, 16, 19, 93, 100, 101, 118, 138, 150, 151, 177, 259, 261, 265, 269, 272, 273, 278, 279, 326, 331
indikátory metabolické 93, 101, 278
indikátory mikroskopické 20, 93, 101, 177, 279–281, 283, 285
indikátory stresu 16, 19, 161, 165, 170, 175, 245, 246, 252–254, 256, 257, 259, 261
INFORM 225, 227, 228
integrační sféra 18, 205–207, 209–212, 217, 292
introdukovaný smrk pichlavý 75, 98
inverze 18, 50, 59, 97, 119, 202, 222, 223, 225, 226, 227, 325

iterativní proces 224
jednoduchá regrese 18, 217–221, 290
jehlicový koeficient 122, 259, 261–264
kampaň 20, 116, 118, 130, 132, 199, 245, 246, 259, 295, 296, 301, 302, 307, 308, 314
karotenoidy 91, 117, 162, 163, 165–169, 195, 217–219, 221, 225, 252–256, 265, 266, 286, 288, 290, 291, 307, 310, 315, 319, 320, 333
klimatická změna 6, 14, 27–30, 34, 36, 38, 39–42, 59, 64, 89, 94, 97–99, 104, 326, 327
koloběh 6, 14, 33, 34, 36–38, 40–42, 96, 107, 162
konfokální mikroskopie 17, 185, 187, 191, 192
kontaktní sonda 18, 205, 206, 208, 209, 212, 217, 219, 233, 262, 288, 292
korunový zápoj 15, 117, 126, 127, 134, 227
kořenový systém 14, 94, 95, 97, 233
Kovářská 6, 7, 14, 16, 19, 20, 48, 53, 58, 59, 68–74, 112, 113, 116, 118, 121–124, 133, 135, 136, 146–148, 199, 233, 238, 239–247, 250, 251, 253, 258, 260, 263, 265–267, 272, 273, 280, 284, 285, 288, 293, 295, 296, 299–302, 304, 326–329, 331
kvantitativní analýzy 17, 182, 183, 186
kyselá půda 38, 95, 96, 113, 240, 244, 319
Landsat 20, 41, 103, 116, 119, 293–295, 299, 302, 304, 331, 332, 334
látky lipidické 17, 181, 182
lesní plochy 69, 71, 73, 301
lesní přechod 73
lesní půdy 13, 14, 31, 60, 66, 67, 73, 74, 76, 77, 87, 95, 260, 319
letokruhy 15, 105, 119, 120, 139
LIBERTY 224–228
lignin 17, 66, 117, 154, 162, 169, 170, 172–176, 180, 181, 195, 226, 259, 261, 265, 267, 268–271, 286
louky 47, 52, 69, 71, 72, 199, 327
LUCC Czechia Database 69, 71, 73
matečná hornina 96, 112, 113, 240, 244, 318, 319, 328
metoda disektor 17, 187–190, 192
metoda fakír 17, 187, 188, 192
metody nepřímé 15, 125, 127, 128, 129, 136
metody přímé 18, 125, 127, 128, 222–225, 229
metody strojového učení 223
mezofyl 17, 95, 177, 181, 186–188, 225, 282
mikrotom 179
mnohonásobná kroková regrese 18, 213, 217, 218, 221
model empirický 18, 199, 201, 202, 213, 217, 221–223, 292, 307, 309, 310, 321
model jednoduchý lineární 291
model LIBERTY 224–228
model na úrovni koruny 18, 91, 224, 226, 227, 229, 287
model na úrovni listu 18, 102, 202, 224, 225, 227
model na úrovni porostu 202, 224
model parametrizovaný 222
model (rovnice) predikční 201, 220, 223
model PROSPECT 134, 224–227, 229
model radiačního transferu 104, 201, 224
model statistický 201, 214, 233, 234, 291
modely přenosu záření 8, 18, 102–104, 134, 136, 199, 201, 202, 211–213, 222–226, 228, 229, 287, 308, 330
inverzní modelování 222–224, 226, 229
přímé modelování 18, 222–225, 229
monokultura 33, 72, 85, 116, 124, 141
multitemporální analýza 321
mykorhiza 94–96, 139
NASA 6, 8, 9, 12, 15, 36, 41, 103, 111, 116, 117, 199, 259, 334
NDVI 200, 217, 297, 333
nespecifické indikátory fyziologického stavu rostlin 16, 90, 161, 162, 265, 286
nespecifické indikátory stresu 16, 19, 90, 161, 165, 170, 173, 175, 181, 245, 246, 252–254, 259, 261, 265
NIR 117, 193, 196, 198, 310, 315, 320, 321, 334
NO_x 39, 40, 60, 61, 63, 112, 247, 304, 319
obrazová data hyperspektrální 7, 8, 104, 198, 202, 203, 214, 217, 306, 307, 309, 311, 314–316, 321
obrazová data multispektrální 294
obsah organického uhlíku 113, 235, 238, 240
obsah vodní páry 308
odběr jehlic 17, 20, 117, 121, 167, 168, 172, 201, 202, 246, 259
odlistění 89, 90, 93, 100, 101, 103, 118, 150, 151, 159, 272, 273, 275, 280, 329, 330
odrazivost 41, 102, 117, 193–198, 202, 203, 205–217, 220–227, 229, 259, 261, 262, 268, 269, 288, 289–292, 294, 308, 310, 314, 317, 320, 321
odumírání lesa (smrkových porostů) 5, 7, 14, 40, 48, 64, 67, 78, 80, 88, 89, 94, 98, 99
ohrožené druhy 56, 78, 80, 85, 149
ohryz 80–82, 98

optické vlastnosti listu (jehlic) 5, 7, 15, 20, 100, 102, 103, 195, 202, 203, 207, 209, 210, 224–226, 229, 286–288, 329, 330
optický signál 286
organický horizont 112, 115, 233, 252, 254, 255–258, 318, 319
orná půda 69, 71, 72, 74, 327
osídlení 13, 46, 48, 56, 72, 327
oxidy dusíku 60, 63, 66, 67, 75, 97, 165, 245, 304, 319
oxidy síry 66, 74, 165, 285, 319
ozón 39, 40, 60, 63, 64, 66, 67, 75, 86, 97, 161, 165, 176, 268, 279, 285, 329, 332
parafínové řezy 17, 178, 182, 280
parametry porostů biofyzikální 15, 16, 20, 104, 125, 127, 133, 203, 212, 213, 216, 217, 220–222, 224, 286, 287, 288, 290, 292, 333
parametry porostů strukturální 7, 15, 16, 90, 126, 127, 133, 134, 192
pastviny 59, 71, 327
pistolový nástavec 205, 206, 212
pixel 116, 132, 133, 197, 199–201, 210, 213, 223, 296, 298, 308, 309, 313, 321, 383
plazmolýzy 279, 281–285
PLSR 18, 213, 217, 218, 220, 221, 290, 291
podloží 67, 112, 114, 147, 148, 238, 244, 307, 318, 319, 328
pokožka 95, 97, 177
polarizované světlo 17, 179, 181, 182
polutanty 39, 40, 60, 63–65, 94, 96, 97, 112, 130, 138, 148, 165, 247, 264, 275, 277, 328
porosty náhradních dřevin 50, 75–78, 81, 83, 85–87
poškození akutní 7, 14, 88, 92, 96, 99, 139, 283, 284
poškození dřevin 93, 326, 334
poškození chloroplastů 183, 184, 279, 281, 284, 285
poškození chronické 7, 14, 88, 92, 96, 97, 99
primární struktura koruny 138, 139, 143, 145–148, 246, 256–258
produkční část koruny 117, 141–143, 145, 151, 155, 156, 251, 273, 280, 287, 289, 292
program ICP Forests 5, 6, 89, 91, 100, 105, 107, 130, 138, 151, 167, 168, 272, 326, 330
propustnost 95, 102, 202, 206, 207, 209–212, 217, 222–227, 229
PROSPECT 134, 224–227, 229
prvková analýza listoví (jehlic) 19, 121, 246, 249, 251
Přebuz 6, 7, 14 16, 19, 20, 44, 46–48, 52, 53, 58, 61–64, 68–74, 112, 113, 116, 118, 121–124, 133, 135, 136, 146–148, 199, 233, 238–247, 250–253, 260, 263, 266, 267, 271–273, 277, 284, 285, 288, 293, 295, 296, 299–302, 304, 325, 327–329, 331
přeměny struktury koruny 140, 151
půdní typy 91, 112, 114
půdy 7, 13, 14, 19, 21, 26–28, 31, 33, 34–36, 38, 40–42, 48, 50, 52, 60, 66–76, 86, 87, 89, 94–96, 98, 99, 101, 106, 112, 113, 124, 138, 164, 165, 193, 194, 199, 205, 214, 227, 228, 233, 234, 235, 238, 240, 241, 244, 260, 288, 304, 306–308, 318, 319, 326–328, 330, 332
pupen abortovaný (odumřelý) 148, 150, 153–160, 272–274, 276
pupen dormantní (spící) 91, 102, 150, 151–160, 272–277
pupen rostoucí 151, 154–160, 272–276, 292
rašeliniště 45, 50–55, 72, 113, 327
regenerace 48, 66, 79, 86, 92, 96, 101, 103, 112, 138, 143, 145, 146, 148, 150, 158, 165, 245, 247, 251, 252, 264, 268, 273, 275, 277, 293, 295, 304, 328, 331
regenerační procesy 91, 101, 147, 148, 151, 153, 157–160, 258, 259, 261, 264, 271, 273, 275, 277, 278, 330
regrese jednoduchá 18, 213, 217, 218–221, 290, 291, 311
regrese mnohonásobná kroková 18, 213, 217, 218, 221
REIP 19, 196, 197, 259, 262, 265, 268–271
REP 297, 310–312, 314–316, 320
reprezentativní stromy 116, 117, 121, 122, 155, 246, 258, 264, 273, 280, 295
retrospektivní analýza 139, 148, 330
ročník jehlic 117, 118, 122, 139, 150, 151, 154, 170, 246, 249, 250, 254, 258–264, 266, 267, 269, 273, 277, 280, 307, 315, 318, 320, 331
rozpouštědlo 166–168, 170, 171, 182
ruční řezy 17, 178, 179, 187
ruda 43, 46, 54, 58, 68, 69, 73, 327
růstová aktivita stromů 157, 158, 264, 275, 277
sekundární struktura koruny 140, 145
sekundární větvení 142
sekundární výhony 91, 101, 102, 138–141, 143, 145–149, 151, 246, 256, 257–259, 261–264, 273, 331

semikvantitativní hodnocení (analýza) 17, 20, 178, 183, 281, 284, 332
SIPI 310–312, 314–316, 320
smrk ztepilý 6–10, 14–16, 18, 20, 21, 35, 49, 50, 64, 66, 67, 72, 76, 78, 84, 86, 88, 90, 91, 94, 95, 99, 109, 111–113, 116, 124, 133, 135, 136, 138–148, 150–155, 157, 159, 160, 162–164, 167, 170, 171, 173, 176–188, 190–192, 208, 209, 215, 225, 229, 249, 259, 261, 266, 268, 272, 274, 278, 280, 282–286, 289, 292, 293, 295, 299, 306, 307, 311, 325–331
snížená růstová aktivita 157, 158, 275
socioekonomické změny 14, 32, 57, 62, 69, 326, 328
spektrální křivka 117, 193–198, 202, 214–216, 221, 222, 262, 310, 314, 317
spektrální rozlišení 103, 198, 204, 205, 293, 197, 333, 334
spektralon 208–210, 308
spektrofotometrické stanovení 17, 166, 168, 169, 172, 175
spektroradiometr 18, 117, 195, 197, 199, 202–206, 208–210, 217, 219, 262, 288, 308
spektroskopie 7, 8, 17–19, 42, 102, 103, 117, 174, 193, 197–199, 202, 213, 220, 261, 325, 330
stabilizovaný stav stromů 79, 157, 275, 277
stáří jehlic 163, 164, 171, 255, 256, 288
stav stromů 7, 14, 19, 89–91, 101, 121, 139, 157, 158, 160–162, 164, 177, 246, 252, 255, 258, 261, 265–267, 269, 271, 286, 288, 330
stereologické metody 7, 183–187, 191, 192
stresová odezva 88, 91, 92, 99, 329
stresová zátěž 14, 91, 95, 96, 148, 157, 161, 175, 252, 254, 264, 277
stresové fáze 92
stupeň poškození 15, 64, 91, 103, 112, 117–120, 164, 165, 170, 173, 183, 246, 247, 252, 254, 255–265, 267–269, 273, 273, 277, 279, 280, 284, 307, 328, 331
stupeň poškození porostu 103, 118, 119, 124, 259, 273
stupeň poškození stromu 170, 173, 246, 252, 254–259, 261–265, 269, 273, 280
taniny 17, 169, 181, 184, 279, 283, 284
trvalé preparáty 17, 182, 183, 185, 186
uran 47, 72
validace 130, 220, 290, 307, 308
vápnění 19, 50, 65–67, 76, 77, 86, 120, 260, 261, 280, 285, 332
vegetace 7, 8, 13, 17, 18, 21, 34, 36, 37, 41, 48, 50, 52, 58, 59, 61–63, 75, 81, 100, 104, 107, 125–130, 132–134, 136, 193, 194–197, 199–203, 205, 209, 212, 213, 216, 207, 220–223, 227–229, 293, 294, 297, 309–312, 314, 320, 329, 330, 333
vegetační indexy 8, 18, 20, 104, 134, 135, 137, 196, 200–202, 213, 214, 216–218, 221, 259, 265, 268, 269, 286, 287, 290–292, 296, 297–299, 302–304, 306, 331–334
vegetační sezóna 90, 140, 143, 151, 152, 154, 155, 160, 163, 291, 267, 280, 294, 333
vertikální profil koruny 20, 122, 286, 290
vícenásobný stres 92, 159
VIS 194, 198, 310, 314, 320, 376
vlivy abiotické 79, 80
vnitřní povrch listu (jehlice) 17, 186, 187, 192
vodivá pletiva 279, 282
vodní plochy 69, 71, 72, 74, 308,
VOG_1 297, 299, 302, 303
vrásnění 43
vrchoviště 44, 45, 50, 51, 54, 73, 327
výčetní tloušťka 116–119, 122, 134, 228
vyhledávací tabulky 223
výhon 8, 18, 91, 101–103, 117, 138–141, 143, 145–160, 173, 205, 208, 215, 228, 246, 256–258, 260–264, 269, 272–275, 277, 287, 288, 292, 331
výsadba 5, 84, 86
využití půdy 6, 7, 14, 68–72, 74, 98
vzorkovací interval 204, 205
zápoj porostu 15, 33, 64, 116–119, 124–127, 134, 135, 224, 227
zastavěné plochy 28, 69, 71, 72, 98
zastoupení vývojových směrů pupenů 5, 7, 16, 19, 20, 91, 148, 150, 151, 155, 157, 159, 160, 272, 273–276, 278, 280, 326, 330
zdravotní stav lesa (lesních porostů) 6, 39, 40, 42, 59, 62, 75, 77–81, 85, 88, 90, 97, 99–102, 104, 105, 107, 140, 151, 262, 264, 272, 275, 304, 306, 307, 310, 313, 314, 320, 325, 326, 330
zdravotní stav smrkových porostů 5, 8, 111, 118, 150, 264, 294, 295, 312, 313, 320
znečišťující látka 72, 59, 60, 89, 94, 97, 101, 112, 193, 302
zvěř 14, 50, 79–84, 87, 98
žloutnutí 67, 94, 96, 118, 145, 163, 166, 246, 254–260, 262, 265, 269, 271, 273, 275–278, 285, 295, 332

V EDICI GEOGRAPHICA JIŽ VYŠLO



Břetislav Balatka, Jan Kalvoda:
Vývoj údolí Sázavy v mladším kenozoiku

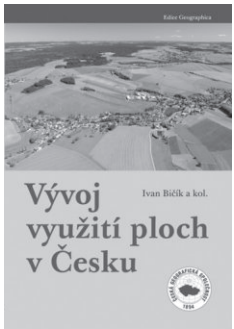
Historicky výjimečná a esteticky nádherná krajina Posázaví ve středních Čechách je z geomorfologického hlediska podstatně méně prozkoumána než území, kterými protékají Labe a Vltava. Řeka Sázava zaujímá mezi toky Českého masivu mimořádné postavení, a to zejména pro specifické rysy vývoje údolí a akumulačních teras. Pestrá geologická stavba jejího povodí, regionální neotektonické události a rozsáhlé klimatické změny v mladším kenozoiku byly hlavními příčinami rozmanitosti a dynamiky geomorfologických procesů. V této monografii jsou předloženy hlavní výsledky výzkumu geomorfologického vývoje údolí Sázavy, včetně paleogeografické korelace vzniku terasového systému s aktuálním mezinárodním stratigrafickým členěním kvartéru.

16 × 23 cm, 200 s., bar. příloha, váz., ISBN 978-80-904521-1-4, 1. vyd., 2010

Miroslav Marada a kol.:
Doprava a geografická organizace společnosti v Česku

Doprava je jednou z nejdynamičtějších součástí našeho každodenního života. Snad proto se v současné geografii dopravy nejčastěji řeší problémy aplikačního charakteru, např. dopravní obslužnost venkova či vliv dálnic na rozvoj sídel a regionů. Existují ovšem i problémy obecnější povahy: dopravní hierarchie středisek osídlení z hlediska různých druhů dopravy a její souvislosti s komplexní sídelní hierarchií, vývoj dopravních interakcí v systému osídlení a jejich vliv na změny významu středisek, struktura dopravního zajištění vztahů střediska a zázemí apod. Geografie dopravy tak může přispět také k základnímu výzkumu, ke studiu stavu a vývoje geografické organizace společnosti. Dokladem je tato monografie postihující, alespoň z části, uvedená témata.

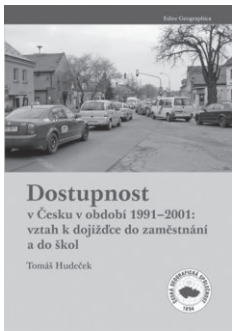
16 × 23 cm, 168 s., bar. příloha, váz., ISBN 978-80-904521-2-1, 1. vyd., 2010



Ivan Bičík a kol.:
Vývoj využití ploch v Česku

Výzkum stavu a vývoje krajiny zaznamenává v posledním čtvrtstoletí mimořádný rozvoj, což je bezesporu spojeno s potřebou řešit stále složitější problematiku interakce přírody a společnosti v územních jednotkách různého řádu. Výsledky dokumentují razantní změny, ke kterým došlo ve využívání krajiny v období tržního hospodářství (1845–1948), totalitní společnosti (1948–1990) a současné politické a hospodářské transformace (1990–2000). Monografie dokumentuje přechod od lokálně organizované společnosti ke společnosti moderní, kdy se formují poměrně velké regiony podobné struktury ploch vyplývající z dominantních funkcí jednotlivých regionů. To umožňuje studovat jak obecné trendy ve využití dílčích kategorií ploch, jejich celkovou strukturu a změny, tak i jejich územní diferenciaci na území Česka.

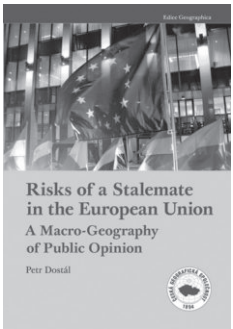
16 × 23 cm, 256 s., váz., ISBN 978-80-904521-3-8, 1. vyd., 2010



Tomáš Hudeček: Dostupnost v Česku v období 1991–2001: vztah k dojížďce do zaměstnání a do škol

Doprava hraje v našem každodenním životě stále významnější roli. Děje se tak zejména zkracováním vzdáleností, tedy vývojem nových dopravních prostředků a zkvalitňováním dopravní infrastruktury. Lepší dostupnost jakéhokoliv místa na Zemi je základem pro jeho kvalitativní růst, rozvoj a množství kontaktů s okolím.
Obsahem monografie je analýza změn dostupnosti v Česku v období 1991–2001 při využití individuální automobilové dopravy. Hodnocen je vztah této změny k počtu kontaktů mezi významnými středisky v Česku. Pozornost je věnována také hlavnímu městu Praze a jeho zázemí. Součástí je rozbor samotného modelování a výpočtu dostupnosti při využití GIS.

16 × 23 cm, 144 s., bar. příloha, váz., ISBN 978-80-904521-4-5, 1. vydání, 2010



Petr Dostál: Risks of a Stalemate in the European Union: A Macro-Geography of Public Opinion

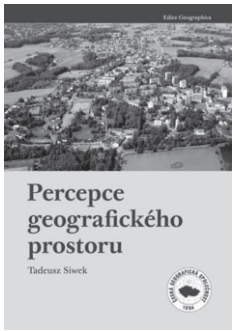
This book presents complementary studies of differences in public opinion regarding European integration processes. The May 2004 enlargement brought ten new member countries into the European Union and the macro-geography of identities and associated articulations of public opinion, across the twenty-five polities, changed significantly. The author uses the statistical tools of principal component analysis and standardised multivariate regression analysis (LISREL modelling) to examine differences in public opinion among the twenty-five polities of the enlarged European Union. The analyses of public opinion are based upon postulated explanatory models concerning, in particular, processes of integration, including the deepening, enlargement and two-speed institutional development of the European Union. The book provides a comprehensive reflection concerning public opinion differences that will shape the European Union for years to come.

16 × 23 cm, 160 s., váz., ISBN 978-80-904521-5-2, 1. vydání, 2010

Petr Dostál: Multi-Speed European Union

This book provides analyses of differences in public opinion regarding European integration processes across the twenty-seven countries of the current European Union. Explanatory statistical modelling used in complementary analyses of the book contributes to specific and systematic understanding of public opinion regarding crucial European integration processes: deepening, enlargement and differentiated integration. The analyses suggest that the European Union has still to come to terms with the increased diversity resulting from the last enlargements. Political macro-geography of public opinion regarding European integration processes documents the existence of multi-speed Europe. The author postulates explanatory models concerning national and European identities and opinion on deepening, enlargement and two-speed institutional development of the European Union. The book provides evidence about various ambivalent issues and public opinion responses which are likely to be at the focus of political and academic debates in the coming years.

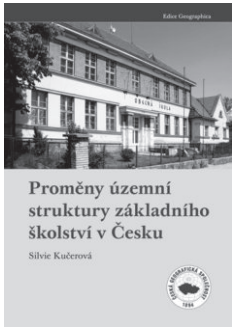
16 × 23 cm, 128 s., váz., ISBN 978-80-904521-6-9, 1. vydání, 2010



Tadeusz Siwek:
Percepce geografického prostoru

Vnímání prostoru jako místa pro život je společné všem lidem bez rozdílu. Je to součást každodenní zkušenosti, ale pro humanisticky zaměřeného geografa je to také objekt vědeckého zkoumání. Tato kniha uvádí příklady současné geografické konceptualizace prostoru, zaznamenává její vývoj v minulosti a poukazuje na provázanost s ostatními vědami, které se zabývají prostorem – především s filozofií. Teoretické koncepce vnímání prostoru z geografického hlediska jsou ilustrovány výsledky konkrétních výzkumů v podobě mentálních map z dílny jak samotného autora, tak i ostatních geografů zabývajících se touto problematikou. Struktura textu s četnými odkazy na českou a světovou literaturu předurčují tuto knihu jako učebnici jedné ze součástí teoretické geografie.

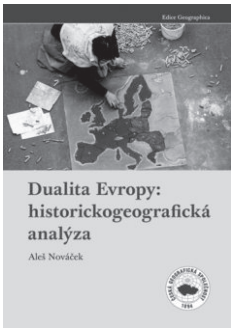
16 × 23 cm, 168 s., váz., ISBN 978-80-904521-7-6, 1. vyd., 2011



Silvie Kučerová: Proměny územní struktury základního školství v Česku

Od druhé poloviny 20. století jsme ve většině evropských zemí svědky procesu výrazné polarizace prostoru v souvislosti se změnami v rozmístění základních škol. Masové uzavírání škol, zejména na venkově, a koncentrace vzdělávací funkce do populačně velkých sídel vychází jak z obecných procesů, tak ze specifických historických podmínek v každé zemi. V této publikaci se pokoušíme představit hlavní trendy ve vývoji školské sítě v Česku v posledních 50 letech a jejich vybrané důsledky pro život venkovských obcí.

16 × 23 cm, 216 s., bar. příloha, váz., ISBN 978-80-904521-8-3, 1. vydání, 2012



Aleš Nováček: Dualita Evropy: historickogeografická analýza

Kniha představuje svébytný pohled na vývoj evropského prostoru, ve kterém spatřuje zřetelné znaky duality – určitého dějinného „rozdělení“ na dvě části. Po 2. světové válce získalo toto pojetí víceméně jednoznačnou podobu: kapitalistický a demokratický Západ versus socialistický a totalitární Východ. Duální vnímání Evropy však rokem 1989 neskončilo a její dělení na Západ a Východ zůstává i nadále opodstatněné a trvale přítomné. Kořeny tohoto stavu sahají totiž daleko hlouběji do minulosti. Práce proto klade důraz na sledování kontinuity tohoto fenoménu v dějinách Evropy a jeho prostorové vymezení na základě historickogeografické analýzy jeho dlouhodobého vývoje.

16 × 23 cm, 248 s., váz., ISBN 978-80-904521-9-0, 1. vydání, 2012

EDICE GEOGRAPHICA

Ediční rada:
šéfredaktor Petr Pavlínek (Univerzita Karlova, Praha)
zástupce šéfredaktora Karel Kirchner (Ústav Geoniky AV ČR, Brno)
výkonný redaktor Vít Jančák (Univerzita Karlova, Praha)
Vladimír Baar (Ostravská univerzita, Ostrava), Rudolf Brázdil (Masarykova univerzita, Brno), Jaroslav Dokoupil (Západočeská univerzita, Plzeň), Milan Jeřábek (Masarykova univerzita, Brno), Jan Kalvoda (Univerzita Karlova, Praha), Milan Konečný (Masarykova univerzita, Brno), Tomáš Kostelecký (Sociologický ústav AV ČR, Praha)

Redakce:
Albertov 6, 128 43 Praha 2; tel. 221 951 427
e-mail: jancak@natur.cuni.cz
www.geography.cz/geographica

METODY HODNOCENÍ FYZIOLOGICKÉHO STAVU SMRKOVÝCH POROSTŮ

Jana Albrechtová, Lucie Kupková,
Petya K. E. Campbell a kol.

Vydala Česká geografická společnost,
Albertov 6, 128 43 Praha 2
v nákladu 300 kusů
Redakce Vít Jančák
Foto na potahu knihy Roman Albrecht
Layout, zlom Karel Kupka *(P3K)*
Vytiskl Carter\reproplus s. r. o.
Vydání první
Praha 2017

Smrk ztepilý, nejhojnější dřevina Česka, je citlivý vůči atmosférickému znečištění, kterým byly Krušné hory silně zasaženy ve druhé polovině 20. století. V několika kalamitních vlnách tam došlo k velkoplošnému poškození až odumírání smrkových porostů. Víceoborová monografie podává přehled metod hodnocení fyziologického stavu smrkových porostů, které autorský kolektiv částečně vyvinul a použil. První část knihy přibližuje obecný rámec problematiky, druhá část je metodická, zaměřená zejména na metody spektroskopické, používané pro velkoplošné hodnocení vegetace pomocí dálkového průzkumu Země, ale i na metody studia struktury a biochemického složení listoví. Třetí část ukazuje využití těchto metod pro studium smrkových porostů v Krušných horách od konce 90. let 20. století.

Prof. RNDr. Jana Albrechtová, Ph.D. je profesorkou anatomie a fyziologie rostlin na katedře experimentální biologie rostlin Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze.

RNDr. Lucie Kupková, Ph.D. je vědecko-pedagogickou pracovnicí katedry aplikované geoinformatiky a kartografie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze.

Doc. Petya K. E. Campbell, Ph.D. je vědeckou pracovnicí Joint Center for Earth Systems Technology a docentkou na University of Maryland Baltimore County, USA a NASA Goddard Space Flight Center, Biospheric Sciences Branch.

9 788090 564299