ZDRAVOTNÍ STAV A DYNAMIKA LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ KRKONOŠ POD STRESEM VYVOLANÝM ZNEČIŠTĚNÍM OVZDUŠÍ

Stanislav Vacek a kolektiv

Spoluautoři:

Karel Matějka
Jaroslav Simon
Václav Malík
Otakar Schwarz
Vilém Podrázský
Tomáš Minx
Vladimír Tesař
Petr Anděl
Libor Jankovský
Miroslav Mikeska

Praha 2007

Doporučená citace: VACEK, S. – MATĚJKA, M. – SIMON, J. – MALÍK, V. – SCHWARZ, O. – PODRÁZSKÝ, V. – MINX, T. – TESAŘ, V. – ANDĚL, P. – JANKOVSKÝ, L. - MIKESKA, M.: Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší. [Health status and dynamics of forest ecosystems under air pollution stress in the Giant Mts.]. Folia Forestalia Bohemica. Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., č. 6, 2007, 216 s.

Lektoroval: Ing. Theodor Lokvenc, CSc., Doc. Ing. Vladimír Hynek, CSc.

Monografie vznikla díky podpoře projektu FLE ČZU v Praze – NPV II MŠMT 2B06012 – Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě a výzkumného záměru LDF MZLU v Brně – VZ MSM 6215648902 – Les a dřevo – podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny 2005 – 2010.

© Stanislav Vacek, 2007
© Lesnická Práce, s.r.o., 2007

ISBN 978-80-86386-94-5

Obsah

1 Úvod **6**

2 Problematika zdravotního stavu lesních porostů **8**
2.1 Stav poznání o vlivu imisí na lesní ekosystémy před imisně ekologickou kalamitou 8
2.1.1 Lesy a znečištění ovzduší 8
2.1.2 Horský les pod imisně ekologickým stresem 8
2.1.3 Úroveň vlivu imisně ekologického stresu na lesní ekosystémy a jejich možné následky 10
2.1.4 Nástin představ o imisním vlivu 11
2.1.5 Předpokládaný vývoj situace 11
2.1.6 Opatření lesního hospodářství vůči působení imisí 12
2.2 Ekologická situace v lesích v období imisně ekologické kalamity 14
2.3 Vývoj poškození lesních porostů pod vlivem imisí 14
2.4 První celoplošný průzkum zdravotního stavu lesních porostů 16
2.4.1 Způsob průzkumu a diagnózy 17
Hodnocení zdravotního stavu smrkových porostů podle stavu olistění 17
Listové analýzy na obsah síry 18
Rozšíření lišejníků 18
2.4.2 Výsledky průzkumu a diagnózy 19
Obsah síry v jehličí 19
Rozšíření lišejníků 20
Zdravotní stav smrkových porostů podle stavu olistění 21
2.4.3 Vymezení předběžných pásem ohrožení imisemi 22
2.5 Dynamika poškození lesních porostů pod imisně ekologickým stresem v letech 1979 - 1989 23
2.5.1 Makroskopické změny na smrku vyvolané imisně ekologickými vlivy 24
2.5.2 Zatížení ekosystému imisemi 24
2.5.3 Způsob průzkumu a diagnózy 25
2.5.4 Výsledky zdravotního stavu smrkových porostů v letech 1979-1989 26
Změny ve skupinách zdravotního stavu 26
Stav a vývoj olistění 27
Diagnóza vlivu imisí 30
2.6 Symptomy poškození asimilačního aparátu a klasifikace olistění hlavních dřevin 32
2.6.1 Smrk 32
Typy olistění a změny v defoliaci smrku 32
2.6.2 Buk 35
Metodika hodnocení poškození buku 36
Symptomy poškození buku podle stupňů defoliace 38
2.6.3 Kleč 41
2.7 Hodnocení zdravotního stavu porostů s použitím satelitních snímků 45
2.8 Poškození porostů abiotickými a biotickými faktory 45
2.8.1 Poškození porostů abiotickými faktory 45
Ohrožení lesních porostů větrem 45
Škody zimním (fyziologickým) vysycháním 46
Škody sněhem 46
Škody ostatními abiotickými faktory 47
2.8.2 Poškození porostů biotickými faktory 48
Škody zvěří 48
Škody myšovitými hlodavci 48

Škody hmyzem . . . 50
Houboví patogeni . . . 51
2.9 Nový přístup k obhospodařování lesů . . . 52

3 Charakteristika zájmového území . . . 55
3.1 Obecná charakteristika . . . 55
3.2 Přírodní poměry . . . 55

4 Metodika . . . 56
4.1 Obecný metodický přístup . . . 56
4.2 Zatížení prostředí imisemi . . . 57
4.3 Výzkum imisní zátěže pomocí lišejníků . . . 58
Stanovení indexu L . . . 58
Stanovení indikačních kapacit C . . . 59
Zařazení do lišejníkových indikačních kategorií (LIC) . . . 60
Analýza stélek druhu *Hypogymnia physodes* . . . 61
4.4 Zdravotní stav porostů . . . 61
Index kondice lesa . . . 62
Vztah modelu terestrického hodnocení defoliace a modelu indexů kondice lesa . . . 62
Predikce vývoje lesa . . . 63
Stav porostů na studijních plochách . . . 63
4.5 Struktura a vývoj porostů . . . 63
Clark-Evansův agregační index . . . 64
Artenprofil index . . . 64
Index porostní proměnlivosti . . . 65
4.6 Vegetační poměry . . . 65
4.7 Půdní poměry . . . 66
4.8 Škody zvěří . . . 66
4.9 Dřevní houby a tlející dřevo . . . 66

5 Výsledky . . . 68
5.1 Vliv imisní zátěže a počasí na dynamiku poškození porostů . . . 68
5.1.1 Vývoj imisní zátěže . . . 68
5.1.2 Kritické zátěže imisí pro lesní ekosystémy . . . 70
Atmosférická depozice . . . 72
Kritická zátěž síry . . . 73
Kritická zátěž nutričního dusíku . . . 74
5.1.3 Vliv počasí na dynamiku poškození . . . 75
5.2 Imisní zátěž ekosystémů podle bioindikace pomocí lišejníků . . . 76
5.2.1 Kategorizace území a vývoj imisní zátěže . . . 76
Kategorizace území . . . 76
Imisní zdroje . . . 79
Geomorfologie terénu . . . 79
Srovnání imisní zátěže v Krkonoších s jinými oblastmi ČR . . . 80
Vývoj imisní zátěže . . . 80
5.2.2 Koncentrace těžkých kovů v lišejníkových stélkách . . . 81
Srovnání Krkonoš s jinými oblastmi . . . 82
Distribuce v rámci Krkonoš . . . 83
5.2.3 Podrobný průzkum situace v porostních stěnách . . . 84
5.2.4 Perspektivy lišejníkové bioindikace . . . 85

5.3 Stav a vývoj olistění porostů, predikce vývoje . . . 86
5.3.1 Popis stavu . . . 86
5.3.2 Trendy ve vývoji defoliace porostů . . . 87
Vývoj defoliace u buku . . . 98
Vývoj defoliace u smrku . . . 99
Další hodnocení vývoje defoliace s využitím přechodových matic . . . 100
5.5 Strukturální proměny a zdravotní stav porostů . . . 102
5.5.1 Bukové porosty . . . 102
5.5.2 Smíšené porosty . . . 102
5.5.3 Smrkové porosty . . . 118
5.6 Poškození porostů a zásoba odumřelého dřeva . . . 118
5.6.1 Bukové porosty . . . 118
5.6.2 Smíšené porosty . . . 118
5.6.3 Smrkové porosty . . . 118
5.7 Dynamika poškození stromového patra a změny vegetace . . . 125
5.7.1 Numerická klasifikace . . . 125
5.7.2 Ordinační analýza . . . 126
5.7.3 Vývoj vegetace na jednotlivých TVP . . . 127
5.7.4 Globální trendy ve vývoji fytocenóz . . . 164
5.8 Dynamika poškození stromového patra a změny půd . . . 166
5.8.1 Bukové porosty . . . 166
5.8.2 Smíšené porosty . . . 166
5.8.3 Smrkové porosty . . . 167
5.8.4 Ordinační analýza dynamiky půd . . . 167
5.9 Vývoj zdravotního stavu porostů s použitím satelitních snímků . . . 169
Stav porostů na studijních plochách . . . 169
5.9.1 Modelování vývoje lesa na základě přechodových matic . . . 169
5.9.2 Index kondice lesa . . . 172
5.9.3 Vývoj zdravotního stavu porostů . . . 174
5.9.4 Vývoj holin . . . 179
5.10 Škody zvěří . . . 180
5.10.1 Škody ohryzem a loupáním . . . 180
5.10.2 Škody okusem . . . 182
5.11 Dřevní houby a lesní ekosystémy . . . 182
5.11.1 Podíl makromycetů na dekompozici dřevní hmoty . . . 187
5.11.2 Inventarizace tlejícího dřeva . . . 189
5.11.3 Tlející dřevo a management . . . 189
5.12 Opatření lesního hospodářství proti účinkům imisně ekologického stresu . . . 189

6 Závěr . . . 194

7 Souhrn . . . 195

8 Summary . . . 196

9 Literatura . . . 197

10 Přílohy . . . 206

1. Úvod

Současný stav našich lesů, podobně jako v sousedních státech střední Evropy, je výsledkem kulturního, hospodářského a politického vývoje. Lesní hospodářství v Krkonoších nevznikalo již v prostředí přírodních lesů, ale v území dlouhodobě ovlivňovaném neregulovanou těžbou dřeva a pastvou zvířat (LOKVENC 1978). Oprávněná byla proto obava o trvalost užitků z lesa, ohrožovaných do té doby neřízenou exploatací. Proto se požadavek trvalosti užitků, které les poskytuje, stal jedním ze základních postulátů. To postupně vedlo k vytváření technologií zakládání lesů, výchovy a obnovy lesních porostů, které stále více vyhovovaly požadavkům trvalosti produkce. Více než dvě staletí se však tento princip trvalosti nepodařilo zcela rozvinout do všeobecné platnosti (POLENO 1997). Současná koncepce trvale udržitelného lesního managementu v Krkonošském národním parku a v biosférické rezervaci Krkonoše / Karkonosze vychází z platných plánů péče pro českou a polskou část (z r. 1994 a 1996).

Lesy v Krkonošském národním parku jsou pod imisně ekologickým stresem (synergickým působením imisí, abiotických faktorů a biotických škůdců) již téměř pět desetiletí, jak lze předpokládat podle vzniku, polohy a velikosti emisních zdrojů. Západní část pohoří je imisemi zatížena pravděpodobně od roku 1972 v souvislosti s provozem elektráren poblíž východních německých a jihozápadních polských hranic. Tyto elektrárny ještě koncem osmdesátých let emitovaly ca 900 tis. t SO_2 ročně (BALCAR, VACEK, HENŽLÍK 1994).

Obr. 1: Vrcholové partie Krkonoš silně zasažené imisně ekologickou kalamitou (foto: J. Vondra).

Ve východních Krkonoších se zvýšené imisně ekologické zatížení předpokládá od roku 1959, kdy byla uvedena do provozu elektrárna v Poříčí u Trutnova (EPO II). Přírodu Krkonoš však ovlivňují i další emisní zdroje, jak je zřejmé z kalkulace podílu průmyslových oblasti i jednotlivých podniků na spadu síry v oblasti KRNAP (KURFÜRST et al. 1991).

První výraznější poškození smrkových porostů Krkonoš se projevilo po povětrnostních zvratech v březnu 1977. V důsledku působení imisí za spoluúčasti dalších negativních faktorů (patogenních organismů a extrémních povětrnostních vlivů) došlo v následujících letech k rozsáhlému odumírání lesa. Jednalo se převážně o stanovištně nevhodné - alochtonní smrkové porosty. Při takzvaných imisních kalamitních těžbách bylo v Krkonoších smýceno cca 7 000 ha lesních porostů (VACEK, LOKVENC, BALCAR, HENŽLÍK 1994). Naproti tomu autochtonní smrkové porosty, vyskytující se převážně v ochranných lesích, byly vůči imisím podstatně tolerantnější. Značnou toleranci proti imisím pak ve stoupajícím pořadí jevily smíšené, bukové a klečové porosty.

Přes probíhající a nadále očekávaný pokles emisí SO_2 bude i v příštích 10 - 15 letech chřadnutí lesa v Krkonoších pokračovat, i když určitá stagnace poškození porostů byla od r. 1988 - 89 zaznamenána (VACEK 1995). Zejména pak půdní prostředí bylo značně změněno a byly překročeny některé ekologické limity pro existenci ekologicky stabilních a vitálních lesních ekosystémů (obr. 1). Z těchto důvodů bylo přistoupeno k výzkumu dynamiky poškození lesních porostů v širších porostních a stanovištních souvislostech. Poznání strukturálních procesů v lesích pod imisně ekologickým stresem je nutné pro stanovení specifických zásad jejich obhospodařování.

Výsledkem odumření porostů je přechodně extrémně zvýšený objem tlejícího dřeva jako substrátu, na kterém probíhají přirozené procesy rozkladu a do prostředí jsou uvolňovány produkty rozkladu, které jsou významné pro obnovu ekosystémů. Imisní zatížení má zásadní vliv na mikrobiologické procesy v lesních půdách, dochází k narušení mykorrhiz, některé druhy z chemicky pozměněného prostředí ustupují až mizí.

Cílem této monografie je především exaktně popsat poškození bukových, smíšených (smrkobukových až bukosmrkových), smrkových a klečových porostů v Krkonoších (obr. 2) ve vztahu k dalším složkám a parametrům lesního ekosystému v zájmovém území, a to na základě jak pozemních šetření, tak i vyhodnocením družicových snímků. Důraz při tom je kladen na matematicko-statistické vyhodnocení

Obr. 2: Poloha Krkonoš v rámci tří biogeografických regionů (zelené hranice; Culek 1996), hranice PLO Krkonoše (černě) a rozsah Krkonošského národního parku (červeně). Zobrazena je síť hlavních vodních toků na území KRNAP.

získaných dat. Základem se stalo především vyhodnocení přechodových matic popisujících pravděpodobnost změny hodnocení defoliace jednotlivých stromů v určitých třídách defoliace. Přitom poškození stromové etáže porostů je obecně pojímáno jako jeden prvek změny lesního ekosystému vystaveného vlivu znečistění ovzduší v synergickém působení s dalšími vnějšími vlivy prostředí. Proto bylo vyhodnocení defoliace prováděno nejen na základě znalosti struktury dřevinné složky jednotlivých porostů, ale i ve vazbě na jejich půdní, fytocenologické a klimatické poměry včetně základních složek znečištění prostředí. Zdravotní stav porostu dřevin a vůbec celá struktura a dynamika tohoto porostu má principiální vliv na vývoj dalších biotických složek lesního ekosystému. Jejich poznání je tedy rozhodující pro studium diversity vegetace (jak je ukázáno dále) a různých dalších taxocenóz či obecně společenstev různých organismů v rámci lesních ekosystémů. To je i důvod, proč je v rámci projektu "Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě" (NPV II identifikace 2B06012) kladen takový důraz na sledování vývoje porostů dřevin. Význam takového sledování je též podržen obsahem mezinárodního ALTER-Net (EU Network of Excellence, GOCE-CT-2003 505298) projektu "Ecosystem functions and biodiversity in managed forest landscapes", v rámci něhož byla rovněž vyhodnocována předkládaná data. V letech 2003 - 2005 byla tato problematika řešena i v rámci výzkumného záměru MZe 002070201 – Stabilizace funkcí lesa v ekotopech narušených antropogenní činností v měnících se podmínkách prostředí.

Zkratky používané v této monografii jsou uvedeny v příloze 5.

2. Problematika zdravotního stavu lesních porostů

2.1 Stav poznání o vlivu imisí na lesní ekosystémy před imisně ekologickou kalamitou

2.1.1 Lesy a znečištění ovzduší

Znečištění ovzduší jako dílčí složka znečišťování a poškození přírodního prostředí byla před imisně ekologickou kalamitou rozebírána z nejrůznějších pohledů. Tato zásada platila také při hodnocení vztahu Krkonoš k imisím, jak se běžně označovalo působící znečištění ovzduší. Jen tak bylo možné se dopátrat základních znalostí, které byly potřebné pro řešení praktických úkolů (TESAŘ 1981).

Omezení problematiky na les mělo své opodstatnění. Zabýváme-li se lesem, postihujeme rozhodující homeostatický článek proti nepřirozeným zásahům do krkonošské krajiny. Ekosystém lesa, a některé jeho cenotické složky zvláště, byly silně náchylné na poškození imisemi. Proto byly velmi citlivým bioindikátorem přítomnosti znečištěnin v ovzduší.

Problematiku Krkonoš bylo třeba studovat nejen v souvislostech, do kterých je staví podobnost s ostatními pohořími, ale i z hlediska jejich zvláštnosti a jedinečnosti. Krkonoše se řadí k těm pohořím, která tehdy byly v severní polovině Čech a Moravy pod vlivem tzv. pozadí znečištění ovzduší. Jeho podstatnou složkou byl oxid siřičitý, popř. všechny sloučeniny síry. Krkonoše reprezentují Vysoké Sudety, které představují poměrně vyhraněný fytogeografický celek, a proto mají mnoho společného i v lesním hospodářství. Ze sudetských pohoří Krkonoše náleží k oblastem, ve kterých byl vliv imisí již v 70. letech minulého století výrazný. Tento vliv na ně tehdy doléhal a podle prognóz měl zesílit.

Jedinečné postavení u nás tehdy zaujímaly Krkonoše tím, že imise výrazně zasáhly především souvislý smrkový lesní vegetační stupeň a nedotkly se znatelně klečového stupně. Bylo zřejmé, že zde budou řešeny nové ekologické a praktické lesnické problémy. Krkonoše jsou územím nezměrných a nenahraditelných přírodních hodnot, nalezištěm jedinečných druhů rostlin a živočichů, vázaných na jedinečné ekosystémy, které v menší nebo větší míře vždy souvisely s existencí dřevinného vegetačního krytu. Ohrožení přírody imisemi koncem 70. let minulého století v základu začalo ohrožovat Krkonošský národní park (TESAŘ 1981).

Při využívání krkonošské krajiny v této době byla prvořadá těžba dřevní suroviny. Produkční lesní základna Krkonoš byla nemalá a její potenciální ztenčení by bylo z celostátního hlediska citelné. Ve srovnání s tím stála zemědělská rostlinná a živočišná produkce daleko v pozadí. Při stále stoupajících nárocích společnosti na množství a jakost vody se od Krkonoš očekával výraznější přínos i v tomto směru a vodohospodářský význam lesů zde nesporně poroste. Je třeba připomenout i velký význam Krkonoš pro rekreaci obyvatelstva státu a pro zahraniční turisty. Z těchto hlavních hledisek mělo každé narušení krkonošských lesů, a tím v podstatě celé přírody, vážné ekologické, ekonomické a sociální důsledky.

Přiznáme-li při ochraně a tvorbě krkonošské krajiny vůdčí úlohu lesům a lesnímu hospodářství, pak z výše uvedených vývodů vyplývaly základní otázky:

- Jaká byla tehdejší úroveň vlivu imisí a s jakými krajními následky je třeba v budoucnosti počítat.
- Co a kdy bylo potřebné proti tomuto vlivu učinit a co je možné od uskutečněných opatření očekávat.

Obě otázky spojovala další, jak je horský les schopen odolávat imisím, a u tuto otázku bylo třeba alespoň rámcově rozebrat. Při řešení této problematiky se z počátku vycházelo především z poznatků a zkušeností získaných v imisní oblasti EPO II v Poříčí u Trutnova (TESAŘ 1981).

2.1.2 Horský les pod imisně ekologickým stresem

Naše přirozené horské lesy tehdy byly tvořeny smrkem ztepilým z významné části a kulturní lesy vytvářela tato dře-

Obr. 3: V Krkonoších z lesních dřevin výrazně dominuje smrk ztepilý – dřevina citlivá na imisně ekologický stres (foto: J. Vondra).

vina zvlášť citlivá k imisím téměř výlučně (obr. 3). Z fyziologických a ekofyziologických pokusů jsme byli poučeni o tom, že vliv imisí na rostlinu zesiluje působení dalších faktorů, které zatěžují základní životní pochody, zejména vodní provoz. Skutečnost, že citlivosti smrku i jiných dřevin na imise přibývalo k vyšším vegetačním stupňům, nepochybně souvisí s tím, že se stoupající nadmořskou výškou vzrůstalo ekologické zatížení dřevin. Zejména tzv. vrcholový fenomén, souhrn růstových omezení lesa na horských hřbetech a hřebenech, na němž se rozhodující měrou podílí zvýšená větrnost, zvětšoval poškození imisemi. Zvýšená citlivost lesa na převýšených, vypouklých terénních tvarech existuje všude. Důsledky tohoto jevu jsou však nejpronikavější v horách, kde vrcholové úkazy jsou záležitostí rozsáhlých ploch.

Přídatného ekologického zatížení se smrkovým porostům dostávalo, když byla náhle porušena jejich výstavba. Po přírodních kalamitách nebo po nepřiměřených hospodářských zásazích byly stromy na otevřených stěnách a okolo mezer vystaveny stejnému komplexu ekofyziologických faktorů jako v dosahu vrcholového fenoménu. Navíc se takové stromy dříve vyvíjely v jiném prostředí a na nové nebyly adaptovány. Odkryté stromy trpěly náhlým odcloněním asimilačního ústrojí a zvýšeným pohybem vzduchu okolo korun. S touto skutečností se strom vyrovnával tím hůře, čím extrémnější byly celkové ekologické podmínky (TESAŘ 1981).

Schopnost stromů vyrovnat se s ekologickou zátěží záleželo také na původu porostu. Koruny stromů nepůvodních a na růstové podmínky neadaptovaných populací se zdánlivě bez příčiny prořeďovaly, byly lámány sněhem, ledovkou a námrazou, jednotlivé stromy a skupiny odumíraly a vypadávaly z porostní výstavby. Odtud se odvíjel řetěz poruch a otevírala se cesta ještě intenzivnějšímu působení všech nepříznivých činitelů. Masové zavádění smrku, trvající v Krkonoších přes sto let, pronikavě změnilo genetickou diversitu. Proto byl očekáván dynamičtější postup poškození smrkových porostů imisemi.

Narušení ekosystému lesa s převahou smrku imisemi postupovalo fázovitě, počínaje prvotními latentními fyziologickými poruchami přes rozklad až po rozpad. Mezní zatížitelnost lesa, kterou byla míněna taková intenzita imisního vlivu, jež nepřivodí rozpad struktury lesa, bylo možno stanovit jen s přihlédnutím k ekologickým podmínkám. Stejná dlouhodobá koncentrace nebo imisní dávka škodliviny měla pro smrk v blízkosti horní hranice rozšíření dalekosáhlejší následky než např. v jedlobukovém lesním vegetačním stupni, tj. v růstovém optimu smrku. Hodnota 20 $\mu g.m^{-3}$ SO_2, která platí jako tzv. pozaďová pro severní polovinu Čech a Moravy, nesporně mohla přivést ekologicky exponované smrkové porosty do druhé - rozkladné fáze.

Smrková kultura jako každá jiná monotypická kultura byla a je labilní. Je však nejsnadněji obnovitelná díky mimořádně široké ekologické amplitudě smrku. Přes všechny nepříznivé činitele byla jeho kultivace v horách nejzdařilejší za všech podmínek, ve všech lesních typech, pod porostem, na rozsáhlých pasekách i na přechodně bezlesých plochách.

Tíživým důsledkem smrkové kultury pro tehdejší dobu bylo, že z lesa byl vytlačen buk. Je to determinující dřevina přirozených lesů v jedlobukovém a smrkobukovém až bukosmrkovém lesním vegetačním stupni, který zaujímá podstatnou část plochy lesů. Buk v přirozených lesích i v průběhu smrkové kultury byl pro své biologické vlastnosti prvkem, který podle účasti plně zabezpečoval nebo aspoň posiloval stabilitu porostní výstavby. Tato úloha nebývale vzrůstala při působení imisí. Chování buku v posledních třiceti letech v Krušných horách, ale i v jiných oblastech se znečištěným ovzduším prokázalo, že ve srovnatelných růstových podmínkách má podstatně větší naději na přežití než smrk a jiné hospodářské dřeviny. Bohužel, ke specifikům Krkonoš patří i to, že nemají podobný pás bukových porostů v jedlobukovém stupni a nad ním jako Krušné a Jizerské hory, a většinou nebyl buk v těchto porostech ani přimíšen. To se nutně projevilo v dynamice imisní kalamity (TESAŘ 1981).

Třetí přirozenou dřevinou Krkonoš je jedle, z našich dřevin na imise relativně nejcitlivější. V posledních desetiletích z lesů vlivem souborů příčin ustupovala, a kde bylo podezření na imise, vůbec se s ní v pěstebním plánování nepočítalo.

Krkonoše tehdy byly relativně dostatečně zabezpečeny v klečovém stupni. Kleč byla tehdy považována za dřevinu značně tolerantní proti imisím, ačkoliv ani u ní nebylo možné vyloučit náhlé zhoršení zdravotního stavu.

V šíři ekologické amplitudy se smrku vyrovná jeřáb obecný a blíží se mu bříza; obě dřeviny jsou proti imisím mimořádně tolerantní. Bříza bělokorá není tolik uzpůsobena klimatickým podmínkám bukosmrkového a smrkového lesního vegetačního stupně, aby byla schopna nerušeného růstu. Z tohoto důvodu a proto, že nedosahuje fyzického věku smrku, se její porosty ani hospodářskou hodnotou, ani ostatními účinky v krajině nemohou rovnat aspoň smrkovým. Podstatně lépe je na tom bříza pýřitá a bříza karpatská. Tím spíš to platí o jeřábu, který se zde snadno uchytil i na silných vrstvách humusu, ale vytvářel jen řídké porosty.

Z uvedeného výčtu dřevin, ve kterém z dřevin stromovitého vzrůstu chyběl javor klen, jasan ztepilý, jilm horský, modřín opadavý (zdomácnělá dřevina) a borovice lesní, dřeviny pro Krkonoše zcela podřadné, bylo zřejmé, že o budoucnosti krajiny rozhodne, jak dlouho a v jakém stavu přetrvají stávající porosty a jak dalece se podaří smrk znovu kultivovat.

2.1.3 Úroveň vlivu imisně ekologického stresu na lesní ekosystémy a jejich možné následky

Vlivu imisí na krkonošské lesy se začala věnovat dílčí pozornost teprve počátkem 70. let minulého století. Soustavnější práce na jeho poznání byly započaty koncem roku 1978. V rovině průzkumu tyto práce přinesly vůbec první systematické poznatky o tehdejší úrovni působení imisí.

Z práce vyplynulo, že diagnostika vlivu imisí má četná úskalí, která se obcházejí vhodným výběrem postupů a rozsahem empirických dat. Všechny těžkosti vyplývají z toho, že obraz fenotypu hlavní dřeviny, v horských lesích smrku, téměř postrádá rysy specificky odrážející pouze působení imisí. Osvědčenou zásadou diagnostického postupu bylo použít tím více metod, navzájem se doplňujících a křížících, čím méně výrazný byl vliv imisí. Konkrétní přístup se zaujímal případ od případu. V Krkonoších bylo v té době k dispozici patero druhů údajů, které nemusely vyjadřovat jejich váhu:

1. Hodnocení aktuálního zdravotního stavu smrkových porostů

Ve smyslu tehdejší metodiky (KUČERA 1978) se hodnotily porosty starší 80 let, při jejich nepřítomnosti nejméně šedesátileté. V jednom porostu bylo okolo tří blízkých bodů, zásadně uvnitř porostu, podchyceno vždy po 50 stromech v uzavřených skupinách. Pokud byly body záměrně vybrány v porostní stěně, posuzovaly se odděleně s přihlédnutím k této podstatné skutečnosti. Vlastni hodnocení spočívalo v klasifikaci stromů zdravých, tj. těch, které měly nejméně 7 ročníků jehličí sytě zeleného, nezkráceného, v koruně nebyla patrna ztráta jehličí, a silně poškozených, tj. se silně prořídlými korunami a nejvýše dvěma ročníky jehličí, silně přebarveného až narezlého, zkráceného. Zbývající stromy slabě a středně poškozené byly zastoupeny ve stochastické závislosti na obou extrémních skupinách. Vlastní hodnocení ztěžovaly následky žíru obalečem modřínovým. Poněvadž jím byly postiženy nejmladší ročníky, podařilo se objektivně zachytit zdravotní stav s vyloučením tohoto vlivu.

Bylo však třeba vidět, že i ty změny vnějšího vzhledu jehličí a korun, které lze klasifikovat při prostém okulárním posouzení, byly komplexním odrazem působení všech ostatních, většinou abiotických, faktorů působících na les. Podchycení a co nejpřesnější objektivní vyjádření změn bylo však velmi užitečné. Zdravotní stav totiž poukázal na místa, kde byl smrkový les přirozeně ekologicky zvlášť zatížen a na nichž vlivem imisí dojde nejdříve k přetížení, které se projeví ještě výraznější změnou fenotypu až odumíráním stromů. Soustředění na co nejstarší porosty bylo výhodné proto, že se na nich všechny negativní vlivy nejvíce integrují, kdežto porosty mladší stojí spíše v ekologickém zákrytu.

K objektivnosti plošného obrazu poškození lesa v rozsahu celého horstva tehdy mělo přispět víceméně pravidelné rozložení hodnocených porostů v kilometrové síti. Dalším přínosem k objektivnosti bylo vyhodnocení dat pomocí počítače, při kterém se braly navíc v úvahu údaje o věku a zakmenění porostu, jejich expozici a umístění v lesním vegetačním stupni.

2. Analýza obsahu síry v jehličí smrku a kleče

Soustavný sběr se týkal kleče s ohledem na předpoklad, že klečový stupeň byl orograficky nejvíce vystaven imisím. Na některých místech ve styku kleče se smrkem byly souběžně sebrány i vzorky smrkového jehličí, ve snaze zajistit plynulost tohoto diagnostického postupu přes všechny vegetační stupně. Soustavněji pak byly vzorky smrkového jehličí sbírány od úpatí až na hlavní hřbet v severozápadní části Krkonoš a na Rýchorách a mimo to v příčných profilech ze slezského přes český hřbet až na jižní úpatí, po jednom v západní a východní části pohoří. Tak byla získána informace o 50 lokalitách smrku a 28 lokalitách kleče.

Podle závazné metodiky většinu vzorků sebral O. Schwarz ze Správy KRNAP. Dvouleté jehličí bylo sebráno na kleči z nejvyšších vystoupavých větví, na smrku z koncových výhonů na čtyřletých větvích. Smrkové jehličí bylo analyzováno v laboratoři Výzkumné stanice VÚLHM v Opočně, klečové na katedře analytické chemie VŠCHT v Pardubicích metodami, které zachycují veškerou síru.

3. Průzkum rozšíření lišejníků

Mapa rozšíření indikátorových skupin lišejníků, zpracovaná P. Andělem, poskytovala zásadní podklady pro vystopování vlivu imisí při velmi nízkých koncentracích, které ještě nemohly vyvolat viditelné změny ve fenotypu smrku. Lichenologický průzkum prokázal vysokou diagnostickou hodnotu i pro Krkonoše.

4. Znalost imisního zatížení

Krkonoším v této době chybělo soustavné přímé měření imisí, ze kterého by bylo možné vypočítat nebo spolehlivěji odhadnout velikost a intenzitu imisního působení. Měření celodenních průměrných koncentrací oxidu siřičitého, provozované společně správou KRNAP a výzkumnou stanicí v Opočně na Labské louce a Rýchorské boudě bylo zahájeno v r. 1980. Proto pro vyplnění mezery ve znalostech imisního zatížení nejen v Krkonoších byla v odborném středisku pro čistotu ovzduší Hydrometeorologického ústavu B. Štenglem vypracována meteorologická studie, poskytující pro Východočeský kraj mapu izolinií koncentrací SO_2 v roce 1977 a ve výhledu pro rok 1985.

5. Znalost přirozených růstových podmínek lesa

V ÚHÚL pobočce v Hradci Králové byla z analytických map lesních typů vytvořena mapa lesních vegetačních stupňů, která posloužila jako korekční pomůcka při konfrontaci údajů předcházejících postupů a k závěrečnému vyhodnocení. Mimoto při plánování lesnických opatření byly lesní vegetační stupně základním rámcem pro úvahy o druhové porostní skladbě, poněvadž představují relativně vyhraněné vegetační jednotky.

2.1.4 Nástin představ o imisním vlivu

Celkový obraz o ovlivnění Krkonoš imisemi se v této době teprve začal tvořit, když analytická fáze diagnózy skončila. Předběžně bylo možné uvést několik nesporných skutečností.

Západní Krkonoše tehdy byly imisemi výrazně ovlivněny a nepochybně jsou součástí imisního území Jizerských hor. Bylo prokázáno, že ovlivnění lesa imisemi souvisí s funkcí tzv. anemo-orografického systému (A-O systému) Mumlavy ve smyslu Jeníkově (1961). Je to lokální, poměrně stálé proudění vzduchu Mumlavským dolem mezi slezským a českým hřbetem. Tento systém se zmocňuje roztříštěných vzdušných mas zpod Jizerských hor a zanáší je výstupným proudem do nitra pohoří. Jeník (1961) na str. 107 uvádí: „ ... avšak není vyloučena určitá kontinuita vzdušného proudu usměrněného od Frýdlantské nížiny údolím Smědé na náhorní plató Jizerských hor mezi masiv Jizery a Smrku". To imise jako trasovací látka jen potvrzovaly. Severozápadní proudění, nesoucí imise z polsko-německých zdrojů v Turoszów - Berzdorf přes Jizerské hory, pronikalo přímo do osy A-O systému, který je hlavní vstupní branou imisí z toho směru. Okolo jeho osy, zvláště ve zrychlující vrcholové části, tehdy bylo největší poškození lesa a největší úbytek lišejníků. Podle poškození dřevin bylo možno rovněž sledovat obě větve, tj. severozápadní a jihovýchodní, náhorní části A-O systému. A-O systémem se imise dostávaly až do závěrečné turbulentní části Labského dolu a jím nutně postupovaly dále k východu. Existovalo tedy reálné nebezpečí, že tentýž přírodní úkaz, který dotvořil krkonošskou přírodu do jedinečnosti, bude spolupříčinou jejího ohrožení v samém základu.

Na Labské boudě byly měřeny koncentrace oxidu siřičitého, kolísající v měsíčním průměru mezi 10 až 30 $\mu g.m^{-3}$. Denní hodnoty dosahovaly při výrazném severozápadním proudění až 50 $\mu g.m^{-3}$ a ve spojení s teplotními inverzemi v lednu, únoru a září až 80 $\mu g.m^{-3}$. Ve srovnání např. s Lysou horou v Beskydech to byly koncentrace značné, zvláště uvážíme-li, že hlavní zdroj je vzdálen 45 km. Již z hlediska geofyzikálního to nebyly koncentrace zanedbatelné a ve spojení s panujícím komplexem ekologických činitelů byly pro smrk nebezpečné. Předpokládalo se však, že toto imisní zatížení a poškození nemohlo vzniknout jen imisemi z uvedeného směru. Bylo třeba posoudit možnost přístupových cest ze slezské části Jizerských hor a Podkrkonoší i z České kotliny.

Na nejvýchodnější okraj krkonošské horské soustavy - na Rýchory zasahovalo imisní území elektrárny v Poříčí, vyznačené jak obsahem síry v jehličí, tak i zhoršeným zdravotním stavem smrků a konečně i stavem lišejníkové flóry.

Od západu k východu vlivu imisí ubývalo. Vyplývá to z obsahu síry ve vzorcích kleče, které byly tehdy sebrány ve stejném počtu a za podobných orografických situací v západních a východních Krkonoších. Průměrný obsah ze západní části byl o polovinu vyšší než ve východní a hodnoty měly širší variační rozpětí. Předběžný obraz dokreslovaly analýzy smrkového jehličí, podle kterých se v této době relativně nejčistším prostorem Krkonoš jevilo jihovýchodní závětří Sněžky. Naopak pozoruhodné byly vysoké hodnoty ve vrcholové části A-O systému Bílého Labe nad Úpskou jámou. Neměly návaznost na sousední nízké hodnoty a zůstávala otevřena otázka, odkud imisní zatížení přichází; zda ze severu přes slezský hřbet nebo ze západu jako pokračování navazující soustavy proudění údolím Mumlavy, Labe a Bílého Labe. Přístup z České kotliny nebyl pravděpodobný, poněvadž tím směrem listové analýzy a lišejníky ukazovaly na téměř nulové zatížení. Nejmenované části pohoří se zdály být ovlivněny imisemi slabě (TESAŘ 1981).

2.1.5 Předpokládaný vývoj situace

Podle výsledků diagnózy tehdy byly krkonošské lesy ovlivněny imisemi již delší dobu; západní část Krkonoš nejméně od r. 1972, kdy německo-polský energetický komplex za Frýdlantským výběžkem byl uveden na stávající úroveň. Jevilo se pravděpodobnější, že vliv trvá již od r. 1963.

V severozápadní části pohoří se uzavřela počáteční fáze fyziologického oslabení smrku. Řetěz poruch ve vnitřních funkcích ekosystému horského lesa měl za následek, že porosty byly náchylné k mrazu, jak se ukázalo na jaře r. 1977, výrazným zimním vysycháním. Oslabení porostů pravděpodobně přispělo i k napadení smrkových porostů obalečem modřínovým.

Předpokládalo se, že nastupující fáze postupujícího poškození budou mít i při stávající imisní hladině rychlý spád a že postup rozkladu až rozpadu lesa bude o to dynamičtější, o co více byly porosty postiženy obalečem. Působením imisí se zrychlovalo stárnutí jehlic a navíc úplnou ztrátou dvou nejmladších ročníků strom pozbýval asi poloviny asimilačního ústrojí co do množství, ale téměř tři čtvrtiny co do fyziologické výkonnosti. Proto zvláště ve smrko-

vém a bukosmrkovém lesním vegetačním stupni, v ekologicky namáhaných místech se tehdy očekával do deseti let postupný rozpad dospělých porostů (TESAŘ 1981).

I ve středních a východních Krkonoších byl tehdy očekáván dynamičtější postup poruch až rozkladu porostní výstavby.

Určitým výsledkem diagnostické analýzy tehdy byla pásma ohrožení imisemi, tzn. jednotky charakterizované nejhorší fází, do které les v jejím rámci potenciálně dospěje. Bez nich jako prognostického rámce nebylo možné plánovat lesnická opatření. Bylo však třeba vědět, že platí pro danou úroveň imisního vlivu a jsou použitelná ještě tehdy, když se imisní zatížení zvýší, ale nebude přicházet ze směrů podstatně odlišných od tehdejších a nezmění se fyzikálně chemické složení imisí. V opačném případě musí být přehodnocena.

2.1.6 Opatření lesního hospodářství vůči působení imisí

Opatření proti imisím jsou souborem specifických zásahů pro ochranu lesa, uplatňovaných pěstební technikou a koordinovaných hospodářskou úpravou. Svým podílem však tehdy musela být zapojena každá teoretická i praktická disciplína.

Celý hospodářský postup tehdy byl přizpůsobováním nové situaci v lese. Ničím jiným ani nemohl být, protože imise vstupovaly do ekosystému lesa jako cizorodý, přitom však víceméně výrazně až pronikavě působící činitel, který rozrušoval až zcela rozbíjel dosavadní funkční mechanismy lesa i desetiletími prověřenou a zaběhnutou soustavu hospodářských opatření. Proto nelze lesní hospodářství ani vinit z poškození lesa, ani na něm bezpodmínečně požadovat opatření pro zajištění plně hodnotného lesa pro budoucnost. Tehdy se předpokládalo, že to v budoucnosti zajistí jedině přímá technická a správní opatření pro čistotu ovzduší.

Účelnými lesnickými opatřeními bylo třeba předcházet imisní kalamitě, tzn. začít s nimi ještě před činností emisních zdrojů. Musíme však konstatovat, že preventivní opatření v ucelené soustavě u nás nikde nebyla realizována. Proto odpověď na zásadní otázku, kterou jsme si tehdy kladli, zda má smysl v předstihu nějaká opatření uskutečňovat a jaká by to měla být, nebylo možno zodpovědět přímo. Bylo možno jen konfrontovat existující stav s takovým stavem, kdy by bylo to či ono uskutečněno. V podstatě šlo o dvě dílčí otázky: jednak která opatření a jak intenzívně je uplatnit a jednak jak brzy či kdy nejpozději začít.

Ze studia následných lesních hospodářských plánů z našich velkých imisních území a z imisní kalamity, kterou jsme mohli od samého počátku sledovat v okolí elektrárny v Poříčí, jsme usoudili, že existují velmi omezené možnosti přizpůsobení porostů, popř. lesa jako celku. Celkový výsledek však nebude pronikavý. Hlavní smysl případné soustavy preventivních výchovných a obnovních opatření byl v tom, že se v některých porostech uskuteční ve značném předstihu. Čím dříve se před působením imisí začne cílevědomě hospodařit, tím více mají tato preventivní opatření cenu trvalejšího přizpůsobení (TESAŘ 1981).

Lze těžko vyjádřit, jaký podíl na postupu imisní kalamity v našich oblastech mělo zanedbání výchovy porostů. Z empirických znalostí však víme, že lesní celky nedostatečně vychovávané měly rychlejší dynamiku rozpadu než vychovávané.

Výchova porostů má v celé hospodářské soustavě čelné postavení, poněvadž se vztahuje na podstatnou část věku existujících hospodářských porostů. Smyslem výchovy smrkových porostů bylo posilovat komplexní odolnost, tzn. proti všem abiotickým činitelům, hmyzím a houbovým škůdcům. Protože účinek imisí na porost se zesiluje náhlým mezernatým rozrušením zápoje, dosažením a udržením pravidelného pevného zápoje se nepřímo zvyšovala odolnost proti imisím. Kladného účinku výchovných zásahů na stabilitu porostu se dosahovalo dvojím způsobem. Jednak tím, že se soustavně odstraňovaly individuálním nebo skupinovým výběrem stromy se sníženou růstovou schopností, jednak se upravovalo druhové složení porostu ve prospěch odolnějších druhů. Druhý kladný účinek byl ten, že přiměřeným uvolňováním korun se podněcoval rozvoj asimilačního ústrojí v absolutním množství i v anatomické a fyziologické skladbě (TESAŘ 1981).

Pro výchovu horských smrkových porostů se tehdy jevily účelné probírky předbíhající průběh kalamity, tzn. především odstraňování potlačených stromů. Předpokládalo se, že musí být co nejsilnější, až na únosnou míru, aby se prostřednictvím uvolněného zápoje porost co nejdříve zpevnil a přebudovalo se asimilační ústrojí.

Intenzívní péči bylo účelné věnovat nejdříve porostům ve věku 30 až 60 let, pro jejichž zpevnění bylo třeba poměrně nejdelší doby, tj. asi 15 až 20 let, a bylo potřeba, aby byly přizpůsobeny do kulminace kalamity. Porosty do 25 až 30 let byly pro zpevnění nejpříznivější, ale poněvadž je bylo možno intenzívně vychovávat pěstováním volných korun i v době, kdy již odumíraly dospělé porosty, tak byly v pořadí naléhavosti až na druhém místě. Zvýšení odolnosti porostů starších 80, mnohdy i 60 let, bylo problematické. Zde pro zmírnění příští kalamity byl možný nejvýše jeden silný zásah, který jednorázově odstranil všechny stromy omezené v růstu a nezdravé. Byl pochopitelný požadavek především se intenzívně věnovat těm porostům, které byly nejvíce ohroženy.

Včasné obnovní rozpracování porostů, které byly k obnově určeny, bylo základním předpokladem pro úspěšné řešení časové a prostorové úpravy příštích porostů v průběhu dalšího imisního zatížení. Poněvadž ze všech porostů byly nejcitlivější staré porosty, byla urychlená obnova mýtních a hospodářsky přestárlých porostů ještě před kulminací kalamity úkolem, jehož splnění zmírní hospodářské těžkosti ve vlastní kalamitě. Zvlášť důležité bylo uvolnit podrosty a nárosty tak, aby se dokonale přizpůsobily volnému postavení před výraznějším působením imisí. Oba tyto dílčí úkoly bylo možno dobře zvládnout v deseti letech.

Snížená plodnost a postupná ztráta schopnosti dát životaschopná semena, a to zejména u buku a jedle, byla průvodním znakem působení imisí na dřeviny již při nejnižším imisním zatížení. I v Krkonoších bylo počítáno s tím, že semenné roky budou řidší a slabší. Proto bylo třeba využít všech možností, které pro obnovu lesa nabízí dosavadní semenivost porostů. S tím souvisela potřeba usilovných opatření k zachování místního genofondu smrku. K řešení této problematiky se muselo přistoupit bez jakéhokoliv prodlení. Jinak by byla obnova produkční základny lesa v budoucnosti ztracena.

Stabilita lesních komplexů se zajišťovala zabezpečením kritických míst vnější prostorovou úpravou, tj. vzájemným ekologickým krytím porostů v prostoru. Především to byly hlavní i vedlejší horské hřbety a sedla, obecně všechny vyvýšené terénní tvary, které byly ekologicky namáhané. Jejich zabezpečení mělo trvalou platnost za všech podmínek. Kritickými místy byly také porostní stěny, zvláště ty, které byly náhle odkryty. Ke škodě stavu lesa se nedoceňovaly klasické prostředky vnější porostní úpravy, jako je soustava odluk a rozluk, kterými se osamostatňují mýtní články. Existující fáze imisního vlivu by mělo být využito k takovému uspořádání pasečných postupů a orientace stěn, aby při vzestupu a kulminaci kalamity bylo kritických míst co nejméně. Účinek odluk a rozluk byl snad teoreticky jasný, avšak při projekci a realizaci jsme byli v rozpacích, zda se účinek dostaví. Při uvažovaných potřebných třiceti letech, snad by postačilo i dvacet, se tehdy předpokládalo, že se taková zpevňovací soustava v sudetských lesích vyplatí, zvláště bude-li zaměřena na osamostatnění a zpevnění porostů dnes starých 30 až 60 let (TESAŘ 1981).

Bezpečnost a trvalost produkce se zvyšovala vnější prostorovou úpravou, ale její základní osnova musela být posílena druhovým složením porostů a prostorovým rozmístěním dřevin (obr. 4). Tato otázka byla nezřídka rozhodující. Základem trvalé stability horského lesa byla účast buku na porostní výstavbě. I když jsme nemohli předpokládat, že růst buku zůstane bez nepříznivého ovlivnění imisemi, jeho chování v Krušných horách potvrzovalo, že na něm stavět lze. Buk patřil v předstihu všude tam, kde bylo třeba zajistit

Obr. 4: Některé proředěné smrkové porosty se ještě před nástupem imisí počátkem 70. let minulého století začaly podsazovat (foto: M. Mikeska).

kritická místa. Z hlediska ekologie nárostů bylo možné i v horách dosáhnout za 15 let jeho významného zastoupení. Bylo však třeba cílevědomého, soustředěného a rozhodného postupu, aby byly překonány nemalé biotechnické potíže, se kterými jsme se při kultivaci buku tehdy v praxi setkávali. Nepodaří-li se buk v potřebné míře kultivovat v období, kdy pro něj lze využít ekologické krytí vyššími porosty, v průběhu imisní kalamity se to již nezdaří a musí se hledat náhradní řešení, z hlediska celého výrobního procesu lesního hospodářství méně efektivní.

Náhradní řešení se vztahovala nejen k buku, ale především ke smrku, pokud by byl ohrožen silným imisním vlivem. Již tehdy přicházela v úvahu jeho náhrada ve smrkovém stupni, a to zejména klečí, ke které se samovolně přidružil jeřáb. V jedlobukovém a smrkobukovém lesním vegetačním stupni bylo v pořadí prvním náhradním řešením usměrňování nárostů a záměrná kultivace břízy. Účelně rozmístěná vzhledem k mezo- a mikroreliéfu v podobě pásových výsadeb umožní ve svém zákrytu vysazovat smrk ztepilý. Nejobtížnější řešení druhové skladby bylo v bukosmrkovém stupni, kde byly pro bukové výsadby drsné podmínky, a ani od břízy nebylo možno očekávat vytvoření trvalého zápoje (TESAŘ 1981).

Obnově lesa se stavěly do cesty mimo imise nepříznivé růstové a terénní podmínky a vlastní technologie zalesňování byly obtížnější a nákladnější než v Krušných a Jizerských horách.

2.2 Ekologická situace v lesích v období imisně ekologické kalamity

Nápadně se zhoršujícího stavu lesů v Krkonoších jsme svědky již od konce sedmdesátých let. Dynamický rozpad lesa, snižování jeho produkčních a selhávání ekologických a environmentálních funkcí a mizení genofondu dřevin, zde tehdy měly hrozivé ekologické a celospolečenské dopady (PEŘINA et al. 1984). Nejvíce postižené území ve střední Evropě – „černý trojúhelník“ – zahrnuje kromě Krušných a Jizerských hor i Krkonoše. Bylo zřejmé, že velkoplošné narušení těchto horských lesních ekosystémů má negativní ekologické důsledky i v celoevropském měřítku. Po vytěžení odumírajících porostů (7 000 ha od roku 1981) zde zpočátku nastupovaly problémy s obnovou lesa na rozsáhlých kalamitních holinách. Celkově nejhorší situace přetrvávala v ochranných horských lesích, které převážně z ekonomických důvodů byly dlouhodobě stranou lesnického hospodářského zájmu (TESAŘ 1993a). Ve vrcholových horských polohách, většinou technologicky nepřístupných, nebyly lesy z tohoto důvodu záměrně pěstovány a naopak byly často nabízeny jako lesy vhodné pro samovolný vývoj tehdy konzervativní ochraně přírody. Tím v 70. letech došlo k situaci, že např. ve vyšších polohách Krkonoš plošně výrazně převládaly souvislé, staré, převážně smrkové porosty, většinou se blížící fyzickému věku (VACEK et al. 1994). Tyto porosty se přirozeně rozpadaly bez dostatečné obnovy, která byla navíc výrazně poškozována a mnohdy až zcela decimována neúměrně vysokými stavy spárkaté zvěře (VACEK, SOUČEK 1995). V takovém stavu se tyto porosty dostaly pod imisně ekologický stres. Velmi dynamická a místy až celoplošná destrukce porostů je výsledkem disturbancí. Imise za spolupůsobení klimatických extrémů, hmyzích škůdců a houbových patogenů a následné těžení odumírajících či odumřelých porostů vytvářely značně nepříznivou ekologickou situaci pro vznik následných lesních porostů (VACEK, PODRÁZSKÝ 1995). Extrémní imisně ekologické podmínky rozsáhlých holin často dosahovaly parametrů klečového či alpínského vegetačního stupně (VACEK 1982).

Poškozené horské lesy se často vyskytovaly také na silně kamenitých - suťových stanovištích, ohrožených introskeletovou erozí (ŠACH, PAŠEK 1996; ŠACH 1999).

Výstavba a využívání lesní dopravní sítě, způsob obnovy, technologie těžby a soustřeďování dřeva, úklid těžebních zbytků a technologie přípravy půdy pro zalesňování při imisní kalamitě prostřednictvím eroze ohrožovaly produkční schopnost stanovišť a kvalitu vody v tocích (ŠACH 1990, 1994, 1995). Vzrůstaly obavy z povodní, protože Krkonoše i ostatní horské regiony v České republice představují rozhodující oblasti jejich vzniku (ŠACH, KANTOR, ČERNOHOUS 2000). Došlo také k výrazným změnám v hladině spodní vody a ve vodním režimu půd. Zpočátku často docházelo k zamokření odlesněných ploch, které bylo někdy řešeno až drastickým odvodňováním. Později naopak v důsledku změny mezoklimatu rozsáhlých holin i na neodvodněných lokalitách většinou nastalo jejich nadměrné vysychání.

2.3 Vývoj poškození lesních porostů pod vlivem imisí

Krkonošské lesy jsou ovlivňovány imisemi již delší dobu, jak lze předpokládat podle vzniku, polohy a velikosti imisních zdrojů. Západní část pohoří pravděpodobně od r. 1972 v souvislosti s provozem velkých elektráren v okolí Žitavy. Ve východních Krkonoších se zvýšení imisně ekologického zatížení předpokládá od roku 1959, kdy byla uvedena do provozu elektrárna (EPO II) u Trutnova. Bylo však počítáno i s vlivem dalších emisních zdrojů, jak je zřejmé z kalkulace podílů průmyslových oblastí i jednotlivých podniků na spadu síry v oblasti Krkonoš (KURFÜRST et al. 1991):

Turów, Hirschfelde	18,5 %
Lužice	21,8 %
Belchatów	3,6 %
Walbrzych	1,1 %
Počerady	3,6 %
Tušimice I-II	6,4 %
Prunéřov I-II	7,1 %
Komořany	1,5 %
Trutnov - Poříčí	1,0 %
Opatovice	0,9 %
Chvaletice	4,4 %
Mělník I-III	4,6 %
Litvínov CHEZA	1,8 %
Leipzig, Halle, Dresden	6,9 %
Ostatní zdroje	16,8 %

První výraznější poškození smrkových porostů Krkonoš se projevilo po klimatickém zvratu v březnu 1977, dále pak i počátkem roku 1979 a v souvislosti s kalamitou obaleče modřínového (*Zeiraphera diniana* Gn.). Poškození bylo nejprve patrné na lokalitách: Mrtvý vrch, Jakšín, Kamenec, Keprník, Plešivec (LZ Harrachov, obr. 5), Lahrovy boudy, Pláně, Černá hora (LZ Vrchlabí), Pomezní boudy, Lučiny (LZ Horní Maršov). Vývoj poškození lesů v oblasti Krkonoš lze doložit výsledky pravidelných šetření Ústavu pro hospodářskou úpravu lesů na území bývalých lesních závodů (LZ) Harrachov, Vrchlabí a Horní Maršov (tab. 1).

Tab. 1: Plocha porostů (ha) na území bývalých lesních závodů Harrachov, Vrchlabí a Horní Maršov zasažených různým stupněm poškození v letech 1980 - 1993 (*Vacek et al. 1994*).

Rok	Celkem	Plocha podle stupňů poškození						
		0-0/I	I	II	IIIa	IIIb	IVa	IVb
1980	66700	57474	4760	3111	980	375	0	0
1981	66700	56876	7510	3651	1071	509	82	1
1982	66394	52480	6141	5839	1278	568	88	0
1983	66328	46705	10310	6150	2060	946	149	8
1984	66328	41716	15130	5438	2573	1275	188	8
1985	66640	37027	16548	8520	3389	1105	298	17
1986	66563	36245	15899	8426	3822	1694	459	18
1987	66453	33143	16611	9925	4567	1695	494	18
1988	66149	33643	15752	10332	4676	1227	516	3
1989	66144	33423	15821	10741	4601	1343	512	3
1990	66073	33399	15912	10698	4509	1069	483	3
1991	66362	33429	15913	10697	4568	1329	426	0
1992	66362	33429	15913	10697	4568	1329	426	0
1993	65924	37267	15568	8017	3420	1375	277	0

Obr. 5: Smrkový porost silně poškozený vysokými koncentracemi SO_2 v kombinaci se zimním vysycháním v předjaří r. 1981 (foto: S. Vacek).

Obr. 6: Odumřelé stromové patro smrkového porostu v důsledku působení imisně ekologického stresu (foto: O. Schwarz).

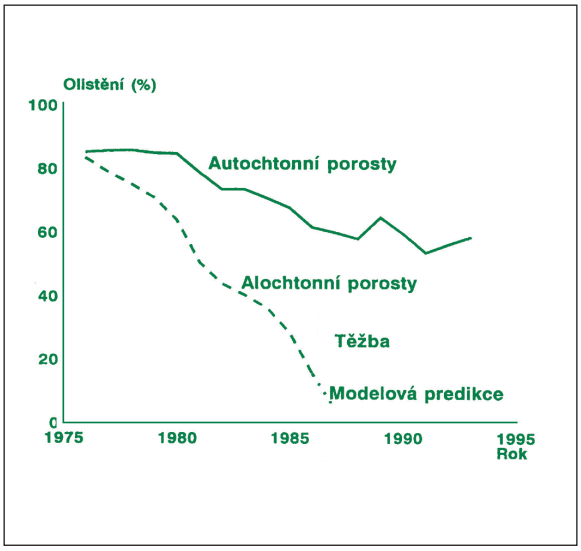
Oblast Krkonoš tehdy představovala pouze část území uvedených lesních závodů. I zde však pásma ohrožení A a B byla téměř jen v Krkonoších, a proto můžeme považovat trend změn v rozloze porostů poškozených IIIa, b a IVa, b stupněm poškození za dynamiku úhynu lesů této oblasti.

Rozloha lesních porostů vykazujících silný a vyšší stupeň poškození (IIIa, b + IVa, b) činila v roce 1980 celkem 1 355 ha, porostů vytěžených bylo v té době ca 149 ha. K prudkému nárůstu poškozených porostů došlo v roce 1983, kdy zde bylo 3 163 ha silně poškozených porostů, vytěženo bylo 517 ha. Rozloha silně poškozených porostů kulminovala v roce 1987 stavem 6 774 ha, po vytěžení ca 1 269 ha. V dalších letech se výměra porostů poškozených stupni IIIa, b a IVa, b již (těžbou) mírně snižovala a r. 1993 činila 5 072 ha. V důsledku imisního poškození (kombinovaného s dalšími stresovými faktory, zvláště hmyzem) bylo v Krkonoších vykáceno celkem ca 7 000 ha lesních porostů (Vacek 1992a).

Hlavní příčinou chřadnutí smrku v Krkonoších tehdy byly imise a nejvíce zasaženými porosty byla severozápadní a severovýchodní část pohoří. Hraniční hřeben byl více poškozen než ostatní části území. Dále byl doložen výrazný vliv A-O systémů na poškození lesních porostů imisně ekologickými vlivy. Po deseti letech, tj. v r. 1989 byl výše uvedený průzkum opakován (cf. Vacek, Vašina 1991). Z výsledků klasifikace je patrný základní vztah, tj. přibývání poškození se stoupající nadmořskou výškou. Celkově nejvíce byl poškozen smrkový lesní vegetační stupeň a sestupně méně stupeň bukosmrkový, smrkobukový a nejméně jedlobukový (obr. 6).

Od uvedeného základního trendu existovaly některé odchylky. V mozaice poškození totiž převládala vazba na klimaticky exponované nebo naopak kryté porosty (Vacek 1984). Proto dna údolí byla méně poškozena než zvláště exponované vrcholové polohy. Je třeba poukázat na další činitele, kteří pozměňovali základní vztah. Z nich mělo podstatný vliv vzájemné uspořádání (ekologické krytí) porostů i porostních skupin a jejich genetická charakteristika (Vacek 1986, 1986a, 1986c, 1992). Cizí smrkové populace měly za srovnatelných podmínek horší zdravotní stav. Výrazně urychlená dynamika defoliace alochtonního smrkového

porostu ve srovnání s porostem autochtonním na výzkumných plochách v Sedmidolí (1 220 m n. m.) je patrná na obr. 7. Průměrná roční defoliace v letech 1976 - 1986 u autochtonního porostu činila 2,4 % a u alochtonního 7,0 %, tj. pokles olistění u alochtonního porostu byl 2,9krát vyšší. Podle modelové predikce lze předpokládat, že alochtonní porost by úplně odumřel v r. 1988 a naproti tomu autochtonní porost začal postupně regenerovat a v r. 1993 dosáhl průměrného olistění 59 %.



Obr. 7: Vývoj olistění autochtonních a alochtonních smrkových porostů v Krkonoších (Vacek, Vašina 1991).

2.4 První celoplošný průzkum zdravotního stavu lesních porostů

Vzhledem k nastupující dynamice poškození byl v roce 1979 výzkumnou stanicí VÚLHM v Opočně za spolupráce KRNAP a Východočeských státních lesů proveden celoplošný průzkum zdravotního stavu (v kilometrové síti) a diagnóza vlivu imisí na lesní porosty Krkonoš (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1982), který předcházel obnově lesních hospodářských plánů s platností od r. 1982.

V dosahu zřetelného znečištění ovzduší tehdy byly Krkonoše již po delší dobu. Tři sousedící elektrárny v prostoru Turoszów - Berzdorf na polském a německém území byly svými asi 430 tis. t SO_2 ročně vypouštěnými do ovzduší nejmohutnějšími zdroji ve střední vzdálenosti; největší z nich je od severozápadního okraje Krkonoš vzdálena asi 40 km. I když vezmeme v úvahu malou četnost severozápadního směru větru, kterým se imise z těchto zdrojů tehdy mohly ke Krkonoším dostat, byla emise z relativně blízkého okolí pohoří na české straně ve srovnání s uvedenou zahraniční emisí nepatrná. V pásu přiléhajícím k pohoří od západu přes jih k jihovýchodu, širokém 20 km, činila roční emise asi 46 tis. t SO_2 a z toho 20 tis. t připadalo na jediný zdroj elektrárnu v Poříčí. Proto této emisi byla více než rovnocenná emise ze zdrojů, které z hlediska vydatnosti považujeme za středně vzdálené od Krkonoš. Byly to zdroje ve středním Polabí v okolí Pardubic a Hradce Králové o celkové vydatnosti 100 až 150 tis. t, v celém Středočeském kraji 280 tis. t a v Severočeském asi 800 tis. t. Připočteme-li k tomu daleký donos znečištěnin ze západu přes severozápad až na východ, pak nepřekvapí, že koncentrace SO_2 ve volném ovzduší nad Krkonošemi tehdy byla v dlouhodobém průměru kalkulována již v rozmezí tzv. zvýšeného pozadí okolo 10 až 20 $\mu g.m^{-3}$. Tyto koncentrace za příhodných podmínek pro vznik poškození ovlivňovaly růst a zdravotní stav smrku.

Výše uvedené skutečnosti opravňovaly s ohledem na fyzicko-geografickou povahu Krkonoš k předpokladu o vlivu imisí (obr. 8). Podezření na tento vliv vzniklo již dříve, když lesnici poukazovali na zhoršený zdravotní stav

Obr. 8: První symptomy poškození smrkových porostů imisemi ve východních Krkonoších se začaly objevovat počátkem 70. let minulého století (foto: J. Vondra).

smrku, což bylo potvrzeno i dílčími expertizami. Poškození se uvádělo v souvislosti s podobným, avšak daleko silnějším poškozením v sousedních Jizerských horách. Týkalo se to jak nápadného zrezivění jehlic smrku v předjaří r. 1977, tak i kalamitního žíru obaleče modřínového. Postupně byly potvrzeny hypotézy, že primární příčinou bylo oslabení porostů imisemi.

2.4.1 Způsob průzkumu a diagnózy

Pro povahu působení plynných znečištěnin v ovzduší je rostlinný organismus zvlášť citlivý, a proto obecně každý rostlinný druh může sloužit k indikaci vlivu imisí. Je však třeba znát jeho standardní chování na dané lokalitě a zároveň symptomatické odchylky v růstu a vývinu vyvolané vlivem imisí. Smrk je na imise velmi citlivý, poškození však postrádá specifické okulárně postižitelné symptomy. Např. stejný charakter a stupeň defoliace korun může mít mimo imise ještě další příčiny. Avšak tyto změny mají velkou indikační hodnotu, pokud se prokáže, že jejich příčinou jsou imise. Také obecné rozšíření smrku, zejména v horách, tehdy předurčovalo k mapovému vylišování pásem poškození, což bylo v zájmu lesního hospodářství, pro které byly smrkové porosty základním hospodářským objektem. Bylo to i k užitku krajinné ekologie, neboť jednotky vylišované na základě chování smrku mohly vyjadřovat potenciální působení imisí, a proto mohly být vztaženy na kterýkoliv další objekt působení (rostlina, živočich, člověk, stavba, zařízení; přírodní i kulturní ekosystém).

Studium vlivu imisí v krajině tehdy obsahovalo dvě metodické fáze, na jejichž pořadí v podstatě nezáleží:

- průzkum zdravotního stavu zvolené rostliny nebo porostů,
- potvrzení (diagnózu), že zjištěný stav je způsoben imisemi, popř. stanovení míry vlivu.

Používala se tehdy řada metod na biometrickém, fyziologickém, biochemickém, popř. jiném základě. Jejich výsledek byl vesměs relativní, tzn. že zjištěné hodnoty bylo nutné srovnat se základní hodnotou. Tímto způsobem se pouze konstatovala přítomnost nebo nepřítomnost vlivu anebo se v empirických, popř. exaktně vyhodnocených stupních vyjádřila jeho gradace.

Práce zahrnovala průzkum zdravotního stavu smrkových porostů a aplikaci dvou diagnostických metod:

- chemického rozboru jehličí smrku a kleče na obsah síry,
- průzkumu rozšíření lišejníků citlivých na imise.

Cílem tohoto průzkumu bylo nejen konstatovat přítomnost vlivu imisí, ale zjištěný stav vyjádřit ve stupních tak, aby bylo možné odvodit účelné jednotky ohrožení imisemi (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1982).

Hodnocení zdravotního stavu smrkových porostů podle stavu olistění

Za účelem určení lokalit pro hodnocení zdravotního stavu smrkových porostů byla lesnická mapa v měřítku 1 : 25 000 překryta pravidelnou kilometrovou sítí. V blízkosti každého průsečíku sítě byl vyhledán smrkový porost starší 80 let. Pokud se takový porost nenašel, byl vybrán mladší, nejméně však 60letý. Soustředění na nejstarší porosty bylo nutné proto, že se na nich vlivy imisí projevovaly nejzřetelněji, na rozdíl od porostů mladších, které navíc rostly v ekologickém zákrytu.

Reprezentativní (základní) bod okolo průsečíku sítě se umísťoval zásadně do nitra porostu, asi 50 m od okraje, kde s jistotou dozněly tzv. okrajové jevy, tj. ztráta jehlic v důsledku působení souboru ekologicko-fyziologických faktorů porostní stěny. V každém bodu se porost hodnotil ve třech skupinách vzdálených od sebe na desítky metrů. Tímto opakováním se měla podchytit případná proměnlivost zdravotního stavu porostů. Okolo středového stromu, který byl trvale fixován barevnou značkou, byla hodnocena uzavřená skupina padesáti stromů. Porosty byly klasifikovány celkem na 412 lokalitách v době od 18. 9. do 14. 10. 1979.

Pro hodnocení bylo použito základních principů klasifikačního postupu J. Kučery (Kučera 1978). Hlavním úkolem terénního pracovníka bylo identifikovat a do manuálu zanášet počty stromů zdravých a silně poškozených. Ostatními stromy se blíže nezabýval.

Za zdravý strom byl považován ten, který měl sytě zelené nezkrácené jehličí, na přechodu horní a střední části koruny bylo nejméně 7 ročníků jehličí. Při pohledu z bočního odstupu se koruna jevila beze ztrát jehlic, nehledě na přirozené propadávání jehlic u kmene. Za silně poškozený byl považován strom, jehož jehlice byly silně přebarvené až narezlé, spíš podprůměrné délky a byly přítomny jen dva ročníky jehličí, popř. se zbytky třetího. Koruna byla v celé délce prořídlá. Do této kategorie se zařazovaly všechny stromy uvedené indikace a horšího vzhledu včetně souší starých nanejvýš tři léta. Aby se vyloučil rozdílný výklad, ve sporných případech poškození byl rozhodující stav olistění na přechodu horní a střední třetiny koruny, kde také obvykle dochází k prvním nápadným změnám (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1982).

Při hodnocení bylo dobře možné vyloučit důsledky žíru obaleče modřínového, jelikož napadá nejmladší jehlice; zásahem abiotických faktorů včetně imisí odumírají naopak jehlice nejstarší. V záhlaví manuálu odečtu stromů hodnotitel uváděl další charakteristiky lokality a porostu.

Při kancelářském zpracování byly charakteristiky hodnocených bodů (počet stromů zdravých, silně poškozených a ostatních, zakmenění, věk, expozice a sklon) zapsány do

databáze. Uvedená vstupní data byla zaznamenána na děrné štítky. Podobnost hodnocených bodů byla vypočtena na základě standardizované Euklidovské distance. Výpočet byl proveden na počítači IBM 370/135 za použití numerického klasifikačního programu BMDP2M. Při syntéze výsledků se vycházelo z dendrogramu a z grupovaných iniciálních vzdáleností mezi jednotlivými body.

Listové analýzy na obsah síry

K listovým analýzám byly odebrány vzorky smrku a kleče v období říjen - listopad 1979. Největší hustota lokalit byla v A-O systému Mumlavy a na Rýchorách, tj. v místech předpokládaného nejsilnějšího vlivu imisí. Celkem bylo u smrku analyzováno 193 vzorků z 50 lokalit, u kleče 88 vzorků z 28 lokalit, přičemž na 11 lokalitách byl současně analyzovány vzorky smrku i kleče.

Vzorky smrku byly odebírány v mlazinách až tyčkovinách ze dvouletých výhonů na čtvrtém přeslenu odshora. U kleče byly vytrhávány svazky z loňských výhonů na vystoupavých větvích. Porosty obou dřevin byly vybírány na minerálních půdách, půdy zrašelinění a rašeliny se opomíjely. Za vzorníky byly ve smrku vybírány stromy z hlavní úrovně s volnými korunami, v kleči byly vzorky odebírány z osluněné části keřů.

Chemické rozbory se uskutečnily v laboratoři VS Opočno ve vzorcích smrku a na katedře analytické chemie VŠCHT v Pardubicích ve vzorcích kleče. Jehličí smrku bylo mineralizováno kyselinou chloristou a po odloučení křemičitanů byla síra vysrážena chloridem vápenatým. Ve vodě nerozpustná sraženina síranu vápenatého se po náležitém vymytí a vypálení v muflové peci stanovila vážkově. Vzorky kleče byly spáleny v kyslíkovém prostředí v baňce podle Schonigera a spaliny sorbovány do peroxidu vodíku. Síra se stanovila titrací chloristanem barnatým za použití thorinu jako indikátoru. Všechny výsledky se uvádějí v procentech suché hmoty (TESAŘ, ANDĚL, SCHWARZ, VACEK 1982).

Vzhledem k rozdílným hladinám síry u smrku a kleče v důsledku použití různých metod, byly uvažovány obě dřeviny zvlášť. Proměnlivost hodnot mezi vzorníky a lokalitami byla vyhodnocena analýzou variancí. Pomocí Duncanova testu pak bylo rozhodnuto o vytvoření tříd hodnot, které jsou uvedeny v tab. 2.

Tab. 2: Hladiny síry v dvouletém jehličí smrku ztepilého a borovice kleče (% sušiny;* TESAŘ et al. 1982*).

Smrk	Kleč	Hladina
< 0,121	< 0,021	normální
0,121 - 0,160	0,021 - 0,040	mírně zvýšená
0,161 - 0,200	0,041 - 0,060	zřetelně zvýšená
0,201 - 0,240	0,061 - 0,080	silně zvýšená
> 0,240	> 0,080	vysoká

Rozšíření lišejníků

Lišejníky patří k nejznámějším organismům, které citlivě reagují na přítomnost kontaminantů v ovzduší a u kterých je možné tuto vlastnost využívat k bioindikačním účelům. Imise narušují metabolické pochody, především fotosyntézu a dýchání, dochází ke zpomalení až zastavení růstu a postupnému odumírání. Tento mechanismus je v podstatě obdobný jako u ostatních rostlin, avšak přesto epifytické lišejníky, které jsou nejčastěji využívány k bioindikaci, vykazují k imisím mnohem vyšší citlivost. Příčiny této citlivosti lze spatřovat v kombinaci řady faktorů, z nichž základní jsou:

- zvýšený přístup imisí v důsledku splachování látek srážkovou vodou po kmeni,
- anatomická stavba stélky, kdy vzhledem k absenci nepropustné kutikuly látky pronikají přímo do stélky,
- pasivní vodní režim,
- nízká intenzita metabolismu, která snižuje regenerační schopnosti,
- symbiotická povaha lišejníků, kdy rovnováha mezi fykobiontem a mykobiontem může být změnou podmínek snadno narušena.

Pod vlivem imisí se mění metabolické pochody, snižuje se vitalita a stélky postupně odumírají. Vzhledem k odlišné citlivosti různých druhů se mění složení lišejníkové vegetace na daném území. Všechny tyto reakce lze použít k bioindikaci, z čehož vyplývá široké spektrum používaných postupů:

- fyziologické – měří změny fyziologických reakcí,
- morfologické anatomické – popisují změny na stélkách v důsledků odumírání,
- floristicko-chorologické, mapují rozšíření vybraných indikačních druhů,
- fytocenologické – hodnotí celkový stav společenstva lišejníků pomocí syntetických indexů,
- chemicko-analytické, využívají schopnosti lišejníků kumulovat imise a používají je jako materiál k analýze.

Při využívání lišejníků k bioindikaci imisní zátěže je třeba si uvědomit, co je vlastně předmětem indikace. Jako u všech bioindikátorů tohoto typu nelze pomocí lišejníků hodnotit okamžitý stav čistoty ovzduší. Lišejníky jsou modelovým organismem, který reaguje na určitou integrovanou kvalitu ovzduší na dané lokalitě. Tato integrace je:

- látková – na lišejníky jako na všechny organismy působí vždy celá směs chemických látek v ovzduší;
- koncentrační – ovzduší představuje velmi dynamický a proměnlivý systém, kde koncentrace jednotlivých složek se mohou měnit v krátkých časových intervalech v závislosti na chodu emisního zdroje a meteorologických podmínkách. Je zde možnost vzniku krátkodobých maxim, která mohou mít pro živé organismy dalekosáhlé a někdy i letální následky;

- časová – doba působení imisí. Na organismy negativně působí i dlouhodobé chronické působení imisí o nižších koncentracích, které mohou ležet i pod úrovní normativů.

Proto využití lišejníků k indikaci imisní zátěže představuje aplikaci terénního modelového systému, kde podstatnou stránkou pro získání vhodných výsledků je standardizace a dodržování metodického postupu. Z tohoto pohledu je třeba pohlížet i na konečnou interpretaci výsledků, která je směřována k hodnocení vztahů se zdravotním stavem porostů a predikcí dalšího vývoje.

Použitá floristicko-fytocenologická metodika byla založena na rozšíření vybraných indikačních druhů různé citlivosti a celkovém složení lišejníkové vegetace na určených standardizovaných stanovištích. Při používání této metody byla zásadním a nejdůležitějším problémem standardizace stanoviště. Její nedůsledné dodržování mohlo vést ke značnému zkreslení výsledků. Bylo třeba standardizovat ze dvou hledisek:

- podle základních životních podmínek pro lišejníky (substrát, světlo, vlhkost atd.),
- podle možnosti přístupu imisí k lišejníkům (exponovanost stanoviště, umístění v terénu vůči převládajícím směrům větru atd.).

Za základ pro bioindikaci byly brány 4 extrémní typy lokalit značené O, Q, U, Z, které byly v terénu dobře definovatelné a vzájemně srovnatelné.

Typ O - vrcholy hor nad hranicí lesa v klečovém vegetačním stupni, nadmořská výška asi 1200-1500 m; substrát: *Picea abies* - zakrslé osamělé stromy v klečových porostech. Jde o extrémně exponovaná stanoviště, odkrytá působení imisí ze všech směrů, nechráněná ani terénem, ani stromy v blízkosti.

Typ Q - vrcholy hor pod hranicí lesa, ve smrkovém vegetačním stupni; nadmořská výška asi 900-1300 m, substrát: *Picea abies* - středně staré a staré živé stromy. Stanoviště byla chráněna před působením imisí pouze zápojem okolních stromů.

Typ U - nezalesněné lokality v údolí; osídlená místa, horské vesnice a letoviska; substrát: listnaté stromy (*Fraxinus excelsior*, *Tilia* sp., *Acer pseudoplatanus*, *A. platanoides*, *Sorbus aucuparia* aj.) středního a staršího věku, osaměle rostoucí, neovlivněné lidskou činností (postřiky, nátěry atd.). Tento typ měl značný význam pro posouzení účinků místních zdrojů imisí a dopravy.

Typ Z - údolí, zalesněné lokality podél horských potoků; substrát: *Fagus sylvatica* - středně staré a staré stromy na dně údolí, nejčastěji na suťových svazích a březích potoků; nutno dbát na dostatek světla a vyloučit silně zastíněné stromy. Jde o extrémně chráněný typ stanoviště, jak terénem, tak zápojem okolních stromů. Pro průnik imisí měla velký význam orientace údolí. K doplnění základní charakteristiky byla studována lišejníková vegetace i na přechodných a jiných typech stanovišť a nejmenovaných substrátech.

Výskyt jednotlivých druhů lišejníků na stanovištích byl zaznamenáván podle semikvantitativní stupnice (hodnota f, viz tab. 21). Vitalita jednotlivých druhů byla hodnocena podle pětičlenné stupnice (hodnota v, viz tab. 22).

Lokality typu O a Q byly hodnoceny metodou IAP, tj. podle indexu čistoty ovzduší (Le Blanc, de Sloover 1970)

$$IAP = \frac{\sum_{i=1}^{n} Q_i f_i}{10}$$

kde n je celkový počet nalezených druhů na daném stanovišti, Q je ekologický index každého druhu lišejníku, udávající průměrný počet doprovodných druhů na všech stanovištích, kde se daný druh nacházel a f je výše zmíněná hodnota pokryvové stupnice.

Lokality typu U a Z byly hodnoceny metodou indikačních druhů. Při vyhodnocování jsou v této práci uvažovány pouze tzv. makrolišejníky, tj. druhy se stélkou lupenitou nebo křovitou (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1982).

2.4.2 Výsledky průzkumu a diagnózy

Obsah síry v jehličí

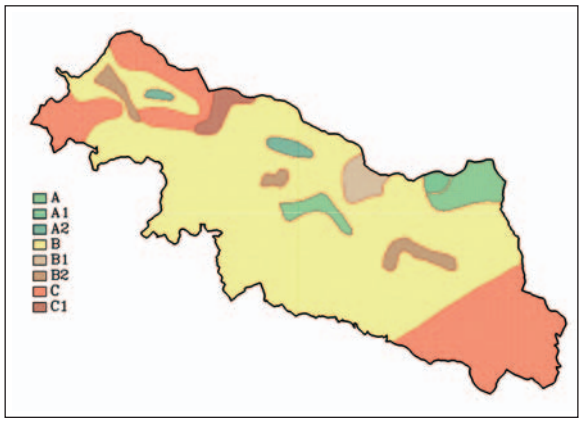
Podle indikace obsahem síry v jehličí smrku s výhradou, že lokality nebyly v území rozprostřeny rovnoměrně, tak byly v Krkonoších vylišeny tři základní prostory. Západní část byla ohraničena hranou Labského dolu, Zlatým návrším k Medvědími a hřbetem sbíhajícím k Žalému. Zde byl na 25 analyzovaných lokalitách ve 21 případech zaznamenán zřetelně až silně zvýšený, popř. vysoký obsah síry. Zbývající dvě nižší hodnoty (nejnižší 0,149) byly zaznamenány na hranici mezi touto západní a sousední částí. Absolutně nejvyšší hodnoty byly zjištěny v severozápadním křídle; navazují na podobné hodnoty v Jizerských horách. Byly zejména na slezském a českém hřbetu, které ohraničují tzv. vodící část, a v závěru údolí Mumlavy, která je tzv. zrychlující částí A-O systému Mumlavy.

Střední část Krkonoš, podchycená 12 lokalitami, se jevila jako nejméně ovlivněná. Na východě byla ohraničena Sněžkou a hřebenem sbíhajícím přes Růžovou horu k jihovýchodu a patřil k ní celý masív Černé hory. Silně zvýšená hladina na jižním úpatí Kozích hřbetů byla výjimečná a asi souvisela s lokálním imisním zatížením ze Špindlerova Mlýna. Všechny ostatní hodnoty byly nižší a pouze v této části Krkonoš byla dvakrát zaznamenána dokonce normální hladina.

Východní část byla vymezena úzce a místa odběru byla soustředěna do dvou prostorů. Na všech 5 lokalitách na Horní Malé Úpě a na 8 lokalitách ve vrcholové části Rýchor a hřbetech svažujících se k jihovýchodu, byla zaznamenána s výjimkou jedné lokality zřetelně až silně zvýšená hladina. Nebylo možno doložit, zda oba dílčí prostory byly zatíženy imisemi stejného původu, nebo zda dosah imisí EPO končí na Rýchorách a na Horní Malé Úpě působí imise z jiného směru.

Pokud je vůbec možné operovat se střední hodnotou všech lokalit jako s jakýmsi oblastním průměrem, je třeba mít na paměti hustotu lokalit, pak západní část byla charakterizována hodnotou 0,197 %, střední 0,156 %, popř. 0,140 % při vyloučení odlehlé hodnoty u Špindlerova Mlýna a 0,208 % ve východní části.

Systematické poznatky o imisním zatížení nejvyšších poloh Krkonoš poskytoval obsah síry jehličí kleče, jehož vzorky byly až na malé výjimky sebrány rovnoměrně po celém klečovém stupni a ve východní i západní části v podobném typu terénu. Výsledky jasně dokumentovaly působení A-O systému Mumlavy při zanášení imisí do nitra pohoří a vysokou hodnotou v pramenné oblasti Bílého Labe naznačovaly, že A-O systém Bílého Labe by mohl být pokračováním přenosové cesty imisí ze západu. V imisním zatížení obou prostorů v dosahu zmíněných A-O systémů byl však velký rozdíl. Východní část vykazovala v průměru všech lokalit (oblastní průměr) poloviční obsah síry. Jako celkově nejčistší prostor klečového stupně a pravděpodobně celých Krkonoš byl indikován jižní a jihovýchodní svah Sněžky; podobná informace byla získána ze smrkového jehličí. Analýza kleče naznačovala, že poškození pohraničního hřbetu je způsobeno spíš imisemi ze severu. Od Výrovky k Liščí hoře, tj. směrem do Čech, byla totiž hladina síry podstatně nižší, ba dokonce normální (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1982).



Obr. 9: Bioindikace podle rozšíření lišejníků v PLO Krkonoše. Oblast: A – čistá, A1, A2 – téměř velmi čistá, B – slabě znečištěná, B1 – se zhoršenou čistotou, B2 – v okolí sídel, C – středně znečištěná, C1 – se zhoršenou čistotou (upraveno podle* Tesař et al. 1982*).

Rozšíření lišejníků

Uskutečněný průzkum zachytil rozdílnou diversitu lišejníkové vegetace, způsobenou ústupem určitých druhů, trvajícím zřejmě delší dobu. Nerovnovážný stav lichenoflory tehdy napovídal, že tento ústup trvá a zdá se být odrazem zhoršené čistoty ovzduší v poslední době. Mezi blízkými místy se totiž nalézaly prudké zlomy v kvalitě lišejníkové vegetace. Na tomto základě by bylo možné území rozložit v pestrou mozaiku. Poněvadž však v této etapě šlo o zásad-

Tab. 3: Přehled vytyčených oblastí a podoblastí a jejich zařazení do celkové klasifikace čistoty ovzduší (*Tesař et al. 1982*).

Skupina	Celkový stupeň čistoty	Stupeň zasažení imisemi v rámci území KRNAP							
		nejméně			středně			nejvíce	
		oblast	podoblast		oblast	podoblast		oblast	podoblast
		A	A1	A2	B	B1	B2	C	C1
C	vysoce znečištěné								
I	silně znečištěné							X I	O I
II	středně znečištěné				X I	O I	O I	O II	O
III	slabě znečištěné	X I		X I	O I	O	O I	X	
IV	čisté	O II	O I	O II	O II		X		
V	velmi čisté	X	O	X	X				
VI	„bez vlivu imisí“								
Přibližná rozloha území KRNAP v %		6			76			18	

Vysvětlivky: O - hlavní skupina, X - vedlejší skupina, I - hlavní tendence, II - vedlejší tendence.

ní vyjádření, byly v území vylišeny tři zřetelně rozdílné oblasti a v jejich rámci bylo ve specifických podmínkách vymezeno několik podoblastí (obr. 9). Jejich umístění v obecné klasifikaci stupně čistoty ovzduší, vzájemná návaznost a dynamický charakter je zřejmý z tab. 3.

Oblast A - nejméně zasažená imisemi; byla v sedmičlenné stupnici čistoty zařazena do IV. skupiny - území čisté. Nacházely se zde i zbytky druhů skupiny V - území velmi čisté. Tato plošně velmi omezená místa byla vymezena jako dvě podoblasti. Nejčistší nalezená část studovaného území - podoblast A1 - se nacházela na Obřím hřebenu ke Svorové hoře a v údolí Jeleního potoka až po soutok s Koulovým potokem. Zde byly i v hojnějším počtu nalezeny také na živých substrátech zástupci skupiny V (*Usnea* sp., *Bryoria* sp.). Tato skupina čistoty při vrcholovém, dosti exponovaném postavení ukazovala na celkově nižší imisní zatížení. Podoblast A2 ležela ve vysloveně zakrytých polohách hlubokých údolí Mumlavy, Labe a Bílého Labe. Druhy skupiny V se vyskytovaly jen v úlomcích. Výrazné odumírání lišejníků v Mumlavském dole signalizovalo rychlý a patrný vzestup koncentrací imisí. Tehdy se předpokládalo, že podobných fragmentů bude při podrobném průzkumu nalezeno více.

Oblast B - středně zasažená imisemi byla plošně největší; je to oblast přechodná a měla široké rozpětí lišejníkové vegetace. Celkově byla charakterizována jako III. skupina - slabě znečištěná, ale vyskytovaly se v ní lokality znečištění IV. skupiny, II. skupiny - silně znečištěné a výjimečně i V. skupiny. Poněvadž to byly spíše bodové lokality bez návaznosti na větší plošné celky ostře rozdílných skupin v těsné blízkosti, nebylo možné je uvažovat samostatně. V rámci této oblasti byly vylišeny dvě podoblasti. Podoblast B1 zasluhovala zvláštní vymezení; v rozsáhlé ploše základní oblasti byla charakteristická zhoršeným spektrem lišejníkové vegetace odpovídající přechodu skupiny III. - II., pouze v prostoru Čertovy louky se nacházela vyvinutá lišejníková vegetace skupiny IV. Vytvářela ostrov v prostoru Luční a Studniční hory, údolí Bílého Labe od pramene až k Bílé louce a okolo Stříbrné bystřiny. Pro vymezení samostatné oblasti tehdy přispívala i přítomnost zóny 1, tj. oblasti s výrazným odumíráním lišejníků. Bylo otázkou, lze-li připustit vliv místního zdroje - Luční boudy, která leží přímo v centru podoblasti. Podoblast B2 byla charakteristická pro hlavní sídla (Harrachov, Špindlerův Mlýn, Pec pod Sněžkou, Velká Úpa); podobně jako první podoblast byla charakterizována přechodem mezi skupinami III a II. V údolních zakrytých polohách byl ústup lišejníků méně dynamický, a proto se zde zachytily ještě lišejníky IV. skupiny. Byl zde patrný vliv místních zdrojů imisí a především výrazné negativní působení automobilové dopravy.

Oblast C - nejvíce zasažená imisemi; v souhlase s logickými předpoklady byla rozšířena ve vrcholových partiích západní části Krkonoš a na Rýchorách. Byla řazena do II. skupiny čistoty - středně znečištěné. Místa s přechodem do I. skupiny, silně znečištěné, byla vymezena jako podoblast C1 v pásu Kotle přes Pančavskou a Labskou louku na Vysoké kolo. Podle této indikace se jednalo o nejvíce postižené území v Krkonoších. V oblasti bylo nejvíce lokalit s prudkým vymíráním lišejníků, což signalizovalo postupující vliv imisí (TESAŘ, ANDĚL, SCHWARZ, VACEK 1982).

Hodnocení dynamiky - zóna 1

Oblasti, kde se nacházelo jen velmi málo odumírajících druhů lišejníků, byly charakteristické poměrně vyrovnanou, stálou hladinou znečištění ovzduší. Naproti tomu prudké odumírání lišejníků ukazovalo, že situace se zde zhoršuje a množství exhalátů rychle narůstá. Sledování vitality tedy umožňovalo usuzovat na dynamiku celého procesu a mělo značný význam v prognostice.

Zóna 1 vymezovala místa, kde docházelo k výraznému odumírání lišejníků. Převaha těchto lokalit byla v oblasti C a dále v podoblasti B2. Existence zóny 1 v obci Strážné napovídala, že zhoršenou situaci lze očekávat i v jižní části území.

Vliv dopravy - zóna 2

Během průzkumu bylo sledováno nápadné odumírání lišejníkové vegetace podél silnic a cest s automobilovým provozem. Přestože tento jev byl pozorován jen v těsné blízkosti vozovek, nelze jej podceňovat, protože byl průvodním jevem nejen hlavních turistických automobilových tras, ale i řady cest sloužících dopravě ve stavebnictví, zásobování a lesním hospodářství (např. Mumlavský důl, dolní část údolí Jeleního potoka, cesta Hříběcí bouda - Bufet Na rozcestí).

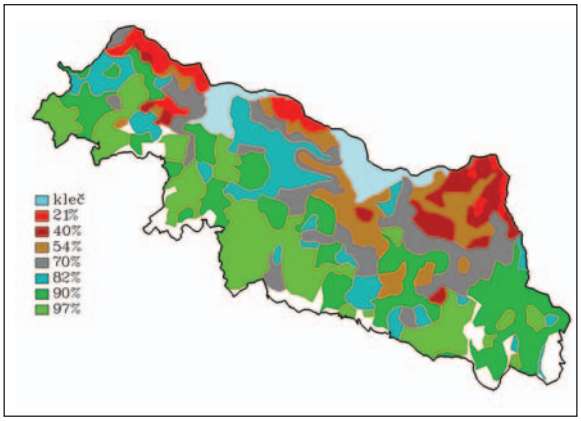
Zdravotní stav smrkových porostů podle stavu olistění

Vnější vzhled korun je odrazem komplexního působení všech faktorů projevujících se podobně. Klasifikace mýtných smrkových porostů podle stavu olistění je nejdříve průzkumem zdravotního stavu a teprve po uvážení výše uvedených výsledků diagnózy je současně i velkoplošnou indikací vlivu imisí.

Na základě zhodnocení stavu olistění smrku s vyloučením vlivu obaleče modřínového bylo matematicko-statisticky vylišeno 7 skupin zdravotního stavu. Ty byly charakterizovány rozpětím a průměrným procentem zdravých, popř. silně poškozených stromů (tab. 4). Zakreslením skupin podle příslušných hodnocených bodů do mapy a přiměřenou interpolací s přihlédnutím ke konfiguraci terénu se celé

Tab. 4: Charakteristika skupin zdravotního stavu smrkových porostů v r. 1979 (Tesař et al. 1982).

Skupina	% zastoupení stromů zdravých		% zastoupení stromů silně poškozených		Průměrné poškození	Výměra lesa	
	rozpětí	AVG	rozpětí	AVG		ha	%
1	100 - 92	96,6	0-2	0,14	0,2	6 585	21,7
2	96 - 81	89,3	0-4	0,89	0,4	7 435	24,5
3	92 - 69	81,9	0-7	2,70	0,5	4 460	14,7
4	78 - 59	69,7	0-8	4,20	0,6	4 355	14,4
5	73 - 48	54,2	2-13	5,10	0,8	3 300	10,9
6	51 - 27	39,9	0-14	3,90	1,0	1 795	5,9
7	36 - 3	21,1	3-23	9,60	1,3	2 395	7,9
Celkem					0,57	30 325	100



Obr. 10: Poškození dospívajících a dospělých smrkových porostů (podíl stromů zdravých s olistěním nad 95 %) na podzim 1979 v PLO Krkonoše (upraveno podle (Tesař et al. 1982).

území mozaikovitě rozčlenilo v pásma aktuálního poškození (obr. 10). Je nutné zvlášť zdůraznit, že to byla pásma relativní, platná pro daný okamžik, pro daný výběr indikačních lokalit a pro situaci, jako by celé území bylo pokryto mýtnými smrkovými porosty.

Z obr. 10 je patrný základní vztah - přibývání poškození s nadmořskou výškou. Celkově nejvíce byl tehdy zasažen smrkový vegetační stupeň, ovšem s některými výhradami. V mozaice pásem poškození převládá totiž vazba na klimaticky exponované nebo naopak kryté prostory. Proto dna údolí a dolů byla méně poškozená než zvlášť exponované výspy. Je třeba též poukázat na další činitele, které základní vztah pozměňují. Z nich má podstatný vliv vzájemné uspořádání porostů a jejich genetická charakteristika. Průzkum ukázal a i údaje odjinud potvrzují, že cizí smrkové populace měly za stejných podmínek horší zdravotní stav.

Západní Krkonoše byly výrazně poškozeny a nepochybně patřily k imisnímu území, jehož jádrem byly Jizerské hory. Ovlivnění lesa imisemi zde souviselo s funkcí A-O systému. Tento systém se zmocňuje vzdušných mas z Jizerských hor a zanáší je výstupným proudem do nitra pohoří. Imise z polsko-německých elektráren, nesené severozápadním prouděním, pronikají přímo do osy A-O systému jako vstupní branou. Okolo osy, zvláště ve zrychlující vrcholové části, tehdy bylo největší poškození lesa, v závětrném prostoru Labského dolu se poškození skokem zmenšovalo.

Ve střední části Krkonoš bylo poškození celkově nejmenší. Druhý rozlehlý poškozený prostor byl v severovýchodním cípu pohoří. Hlavním původcem poškození mohly těžko být imise z výše uvedených zdrojů, poněvadž v poloze tohoto prostoru chyběla návaznost poškození na západní Krkonoše, nehledě na to, že bylo nutné počítat se slábnoucím vlivem v této vzdálenosti.

Při pohledu z jiného směru bylo zřejmé, že poškození ubývalo od státní hranice na severu k jihu. Podle toho, jak se poškození zesilovalo za sedlem Špindlerovky do Sedmidolí a za sedlem pod Svorovou horou na Horní Malou Úpu, se dalo soudit, že původcem poškození byly imise přicházející ze severu a tato sedla byla vstupními cestami. Na pohraničním hřbetu byl smrkový stupeň více poškozen než např. v masívu Černé hory, který je exponován do České kotliny a k imisnímu území EPO. Na Rýchorách, které jsou v dosahu imisí z EPO, byl tehdy zdravotní stav smrku velmi dobrý (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1982).

S použitím empirického, matematicko-statisticky ověřeného vztahu (Kučera 1978) bylo možno podle zastoupení zdravých a silně poškozených stromů klasifikovat skupiny zdravotního stavu stupněm poškození (imisemi) ve zlomcích čtyřstupňové klasifikace, začínající nulou pro nedotčené porosty. Na tomto základě se všechny lesní porosty Krkonoš členily podle poškození, jak uvádí tab. 4.

2.4.3 Vymezení předběžných pásem ohrožení imisemi

Pásma ohrožení imisemi byla ve všech ohrožených částech ČR postupně vylišována v pojetí, že jsou to územní celky, kde vliv imisí v interakci s ostatními faktory, zejména meteorologickými, vyvolává víceméně homogenní podmínky pro vznik poškození a rychlost jeho dalšího vývoje (Jirgle, Kučera 1972). Čtyři pásma byla tehdy charakterizována dobou, po kterou jsou schopny přežívat mýtné porosty smrku, tj. celkovou dobou od počátku působení imisí do rozpadu lesa. Podle toho byla životnost v pásmu A 20, B 40, C 60 a D 80 let.

Spolehlivé vylišení pásem bylo tehdy možné jen na základě mnohaletého sledování dynamiky poškození na trvalých zkusných plochách nebo opakovanou inventarizací jiných lesních částí. Pásmo ohrožení pak platilo pro víceméně setrvalou úroveň imisního zatížení.

Nebezpečí imisí bylo však možné posuzovat i z opačného konce. Stanovila se tzv. imisní kapacita lesní složky v kraji-

ně (TOLLINGER, ŠÍMA 1979) a jí odpovídající zóny (pásma) se vytvořily podle míry překročení kritické hranice. Tato pásma bylo pak možná použít jak pro plánování opatření k přizpůsobení lesa, tak i pro plánování zatížitelnosti krajiny, rozmístění zdrojů znečištění.

Protože práce měla být využita přímo pro plánování lesního hospodářství, byli autoři resortem vázáni dodržet určenou diferenciaci lesů podle ohrožení, tj. pásmy A až D.

Hlavní metodický problém byl v tom, jak využít zjištěných pásem poškození pro odhad dynamiky rozkladu porostů, jinými slovy, jak převést relativní pásma poškození na absolutní, třebas jen předběžná pásma ohrožení. Současně muselo být posouzeno, do jaké míry jsou za zdravotní stav odpovědny imise. Výsledkům indikačních metod nebyla přikládána systematicky stejná váha. Naopak místo od místa byla zvažována míra shody výsledků a pátráno, které faktory způsobují jejich případný nesoulad.

Roční posun poškození byl kalkulován na základě trvání a vydatnosti německo-polských emisních zdrojů a podle právě dosaženého stupně poškození. Pro průměrné poškození 1,3, kterého v r. 1979 dosáhla nejhorší, tj. 7. skupina zdravotního stavu (tab. 4), činí 0,11. Tato hodnota byla mírně nad teoretickou hodnotou posunu pro pásmo B (nejvyšší možné poškození, klasifikované známkou 4, děleno životností 40 let dává roční posun 0,10). Dynamika pro 6. skupinu však vyšla již mírně pod hodnotu pásma B. Obě kategorie však byly spojeny a z podstatné části zařazeny do pásma B s ohledem na očekávané zvýšení imisního zatížení v blízké době.

Podobnou kalkulací jsme došli k převodu 5. pásma poškození do pásma ohrožení C, protože při průměrném poškození 0,7 vycházel roční posun 0,06, tedy téměř takový, jaký teoreticky odpovídá pásmu (nejvyšší poškození 4 děleno 60 lety životnosti dává roční posun 0,07). S uplatněním stejných předpokladů jako v případě 6. skupiny v pásmu B byla přiřazena 4. skupina z podstatné části do pásma C.

Zbývající skupiny se převáděly do pásma D. V některých prostorech západních Krkonoš tehdy byly porosty sotva poškozené. Lichenologická indikace i listové analýzy však ukázaly na výrazné ovlivnění imisemi. S přihlédnutím k vegetačním stupňům a terénní exponovanosti bylo i v nich vylišeno pásmo C. Opakem byl případ východních Krkonoš. Lichenologická indikace byla téměř v rozporu s neuspokojivým zdravotním stavem smrkových porostů a ani listová analýza neukázala na všech místech tak vysoký obsah síry jako při stejném poškození v západních Krkonoších. I když přístupová cesta imisí ani jejich pravděpodobná velikost tehdy nebyla zcela zřejmá, bylo třeba i zde s ohledem na současný stav porostů vymezit pásmo C a B podle stejných kritérií jako v západních Krkonoších. Jen na krytých částech jižních úbočí Krkonoš na LHC Vrchlabí bylo nutno na základě dostupných údajů vyloučit asi 1-100 ha části lesa bez jakéhokoliv ohrožení.

Podle diagnózy bylo zřejmé určité zvýšení vlivu imisí v okolí větších sídlišť (Harrachov, Rokytnice, Špindlerův Mlýn, Pec). Intenzita však nebyla taková, že by se k ní muselo přihlížet. Pro vylišení pásem ohrožení zde byla určující velikost imisí v regionálním měřítku (TESAŘ, ANDĚL, SCHWARZ, VACEK 1982).

Na základě ročního posunu poškození byla zjištěná pásma poškození smrku převedena na absolutní, i když jen předběžná pásma ohrožení tehdejším imisním zatížením. V pásmu B s celkovou životností smrkových porostů 40 let tehdy bylo 7 % rozlohy území, v pásmu C s životností 60 let 23 %; zbývající rozloha z celkové výměry 32 tis. ha lesa byla v pásmu D s životností omezenou na 80 let.

Uvedené výsledky byly východiskem pro dokonalejší průzkum a diagnózu opakovanou v účelném časovém odstupu a základem pro hlubší výzkum vlivu imisí na ekosystémy Krkonoš.

2.5 Dynamika poškození lesních porostů pod imisně ekologickým stresem v letech 1979 - 1989

Intenzita působení imisí se v Krkonoších se v období let 1979 - 1989 různila zejména podle vegetačních stupňů, konfigurace terénu, uspořádání, původu a věku porostu i jeho dřevinné skladby. Tehdy se předpokládalo, že v extrémních imisně ekologických poměrech pásma ohrožení A, popř. i části pásma B (zejména v oblasti vrcholového fenoménu) bude smrkové hospodářství v nejbližších desetiletích omezeno. Zde v průběhu imisně ekologické kalamity musely být zajištěny alespoň mimoprodukční funkce lesa porosty přípravných i cílových dřevin. Na zcela převažující zbývající ploše (především v pásmu ohrožení D a C), potenciálně vyhrazené smrkovému hospodářství, jeho provozováni záleželo především na dosažení ekosystémové stability. Pro její dosažení byla nutná kvalitativně nová péče o půdu a nový systém integrované ochrany lesa. Rozhodující však zůstalo důkladné hospodářsko-úpravnické a pěstebně-ochranné zabezpečení vlastních smrkových porostů, tj. dosažení maximálního efektu ekologického kryti vnějším prostoro-

vým uspořádáním a vnitřní prostorovou výstavbou porostů. Proto záleželo na důsledné realizaci uceleného systému dílčích opatření usměrňujících vývoj celého ekosystému pro získání požadovaných užitků z lesa (cf. PEŘINA ET AL. 1984; TESAŘ 1989).

2.5.1 Makroskopické změny na smrku vyvolané imisně ekologickými vlivy

Na působení imisí v ovzduší je smrk ztepilý zvláště citlivý (cf. DÄSSLER ET AL. 1981) a proto může sloužit k indikaci vlivu znečištěného ovzduší. Je však třeba znát jeho standardní chování na dané lokalitě a zároveň symptomatické odchylky v růstu a vývinu vyvolané vlivem imisí. Makroskopické změny na smrku tehdy nepůsobily jen imise, ale i řada nepříznivých abiotických a biotických činitelů. Tak např. jehlice v korunách smrku se prořeďovaly z nejrůznějších příčin. Redukovaly je přímo hmyzí škůdci a za mimořádných okolností houbová onemocnění. Větší či menší část jich odumřela a opadala následkem vážných fyziologických poruch. Tyto poruchy se dostavovaly běžně po stresu, do kterého se rostlinný organismus dostával neobvyklou konstelací faktorů teplota a voda v atmosférickém a půdním prostředí (HILL 1967; TRANQUILLINI 1979). Oproti těmto přirozeným ekologickým činitelům byly imise novým, pro rostlinný organismus naprosto cizím faktorem, který působil ve stále větším rozsahu a se zvyšující se intenzitou (obr. 11).

Vážné fyziologické poruchy u smrku vyvolané zvýšeným imisně ekologickým zatížením se projevovaly karenčními jevy převážně na špičkách dvou- až tříletého jehličí, patrnými především na horní straně větví. V pokročilém stadiu docházelo k rezivění jehličí, k opadu starších ročníků jehličí a k řídnutí korun stromů. Smrk pak měl místo normálních 7-9 (11) ročníků jehličí zpravidla jen 3 až 4 ročníky a postupně ještě méně. Jehličí nových výhonů se zkracovalo a často se zkracovaly i letorosty. Po silné ztrátě jehličí se v příznivějších imisně ekologických letech někdy vytvářely regenerační výhony. V pokročilejší fázi pak stromy odumíraly a porosty se prořeďovaly (VACEK 1986a).

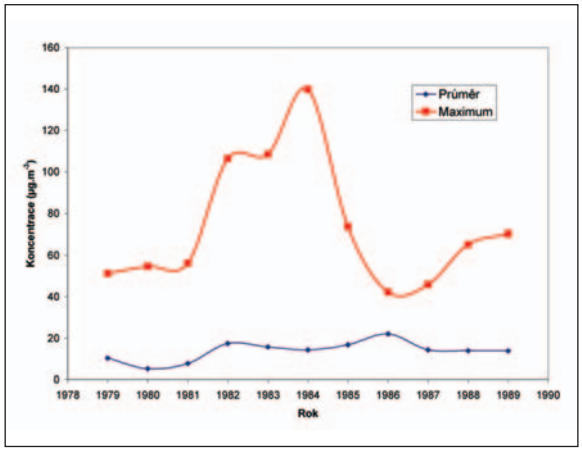
Při tehdejší imisní kalamitě v lesích bylo pro lesní hospodářství a ochranu přírody jednou z nejdůležitějších otázek, jaký je a jaký bude její další vývoj, tj. jak rychle a jakým způsobem bude probíhat dynamika poškození porostů a následné odumírání stromů.

2.5.2 Zatížení ekosystému imisemi

Krkonošské lesy byly ve sledovaném období 1979 - 1989 ovlivňovány imismi již delší dobu, jak vyplývá z kapitoly 2.3. Rozhodujícími zdroji emisí zde tehdy byly tepelné elektrárny,

Obr. 11: Na počátku imisně ekologické kalamity byly některé smrkové porosty v Krkonoších ve stadiu rozpadu (foto: M. Mikeska).

spalující nekvalitní uhlí z Hornolužické pánve na pomezí SRN a Polska, s roční produkcí asi 900 tis. t $S0_2$. Emise z relativně blízkého okolí pohoří na české straně byla proti této nepatrná. V pásu přiléhajícím k pohoří od západu přes jih k jihovýchodu, širokém 20 km, činila roční emise asi 40 tis. t $S0_2$ a z toho 10 tis. t připadalo na elektrárnu v Poříčí u Trutnova. Tato emise byla více než rovnocenná emisi ze zdrojů, které z hlediska vydatnosti považujeme za středně vzdálené od Krkonoš. Byly to především zdroje v okrese Pardubice o celkové vydatnosti asi 145 tis. t a v okrese Mělník asi 180 tis. t. Připočteme-li k tomu dálkový přenos znečištěnin, pak nás nepřekvapí, že koncentrace SO_2 zde v dlouhodobém průměru byla kalkulována v rozmezí zvýšeného imisního pozadí, tj. 10 až 25 $\mu g.m^{-3}$. Na stanici Labská bouda se průměrná roční koncentrace $S0_2$ tehdy pohy-



Obr. 12: Průměrná roční a maximální průměrná denní koncentrace $S0_2$ $\mu g.m^{-3}$ ze stanice Labská Bouda (1320 m n.m.) - (VACEK, VAŠINA 1991).

bovala převážně v dolní polovině tohoto rozpětí a na stanici Harrachov a Hříběcí boudy v jeho horní polovině. Maximální průměrné denní hodnoty $S0_2$ v jednotlivých letech kolísaly od 43 do 202 $\mu g.m^{-3}$ (obr. 12). Koncentrace fluóru se na stanici Medvědín pohybovaly mezi 0,1-0,3 $\mu g.m^{-3}$.

2.5.3 Způsob průzkumu a diagnózy

Za účelem opakovaného hodnocení zdravotního stavu smrkových porostů po deseti letech (1979 - 1989) byl původní rozsah 412 porostů v pravidelné kilometrové síti zúžen na 63 lokalit. Jednotlivé porosty byly vybírány z hlediska mikroklimatického, dendrologického, fytocenologického a pedologického tak, aby reprezentovaly celé spektrum imisně ekologických poměrů lesní oblasti Krkonoše. Vyhledávány byly porosty starší 80 let. Reprezentativní skupina 50 hodnocených stromů (v r. 1979, 3krát 50 stromů) se umísťovala zásadně do nitra porostů, minimálně 50 m od okraje, kde dozněly tzv. okrajové jevy, tj. ztráta jehlic v důsledku působení souboru ekofyziologických faktorů porostní stěny. Poblíž každé reprezentativní skupiny byly zároveň odebírány vzorky jehličí a kůry (peridermu) na chemické analýzy.

Poškození stromů bylo klasifikováno podle olistění (v pojetí TESAŘE, TEMMLOVÉ 1971), které je dostatečně objektivním kritériem pro posuzování zdravotního stavu porostů. Olistění definují jako podíl skutečné kvantity asimilačního aparátu z potenciálního množství, tj. nejvyššího, jaké by živá část koruny měla v optimálních místních růstových podmínkách. Je to tedy poměrná veličina vystihující celkový vjem o množství jehličí v koruně, které je dáno větvením druhého řádu, počtem ročníků jehličí, hustotou a délkou jehlic. Defoliace byla chápána jako reciproční doplněk olistění do 100 %.

V rámci zvýšení homogenity odhadu olistění byly porosty po metodickém sjednocení klasifikovány pouze dvěma autory (cf. VACEK, VAŠINA 1991), na rozdíl od předcházejícího průzkumu, do kterého bylo zapojeno 18 osob, a to v průběhu září a října 1989. Olistění bylo odhadováno na celé desítky procent a posléze členěno na 11 tříd olistění, 6 stupňů defoliace a stupně poškození stromů (tab. 5). Stupně poškození stromů imisně ekologickými faktory pak byly základem pro stanovení stupňů poškození porostů (viz kapitola 2.4, tab. 6). Z diagnostických metod byly aplikovány analýzy jehličí a kůry na obsah síry, křemíku a těžkých kovů (kadmia, olova, mědi, niklu a zinku). K listovým analýzám byly odebírány směsné vzorky v období leden - únor 1989, a to z náletů nebo v mlazinách ze dvouletých výhonů na třetím až pátém přeslenu od shora. Za vzorníky byly na dané lokalitě vybíráni nejméně tři úrovňoví jedinci s volnými korunami. Odběr kůry o ploše 100 cm^2 (10 x 10 cm) byl proveden ve výčetní výši na severní straně 63 dospělých úrovňových stromů.

Chemické rozbory se uskutečnily v laboratoři VS Opočno (S, Si) a v Agrochemickém podniku v Hradci Králové (Cd, Pb, Cu, Ni, Zn). Stanovení S a Si v jehličí i kůře bylo provedeno Balksovou gravimetrickou metodou. Organický materiál byl mineralizován kyselinou chloristou. Po vysrážení kyseliny křemičité a vyžíhání byl vážen oxid křemitý.

Tab. 5: Charakteristika poškození stromů imisně ekologickými faktory (VACEK, VAŠINA 1991).

Olistění %	Třída olistění	Stupeň odlistění	Stupeň poškození stromů MLVH	VÚLHM *)
91-100	10	0	0 - strom zdravý	0 - strom zdravý
81- 90 71- 80	9 8	1	1 - strom mírně poškozený	1 - strom mírně poškozený
61- 70 51- 60	7 6	2	2 - strom středně poškozený	2 - strom středně poškozený
41- 50 31- 40	5 4	3	3 - strom silně poškozený	
21- 30 11- 20 1- 10	3 2 1	4	4 - strom odumírající	3 - strom silně poškozený
0	0	5	5 - strom odumřelý	

*) podle KUČERY (1978)

Tab. 6: Charakteristika poškození porostů imisně ekologickými faktory (VACEK, VAŠINA 1991).

Stupeň poškození porostů		Zastoupení silně poškozených stromů (olistění 0-30 %)
MLVH	VÚLHM	%
0 - porosty zdravé	0	0 (100 % stromů zdravých)
0/1 - porosty s prvními příznaky poškození	0,1 - 0,5	0 (méně než 100 % stromů zdravých)
I - porosty méně poškozené	0,6 - 0,9	1 - 5
II - porosty středně poškozené	1,0 - 2,1	6 - 30
IIIa - porosty silně poškozené	2,2 - 2,7	3 - 50
IIIb - porosty velmi silně poškozené	2,8 - 3,2	51 - 70
IVa - porosty odumírající	3,3 - 3,9	71 - 100
IVb - porosty odumřelé	4,0	100 (100 % stromů odumřelých)

Po odloučení křemičitanů byla síra vysrážena chloridem barnatým. Ve vodě nerozpustná sraženina síranu barnatého se po náležitém vymytí a vypálení v muflové peci stanovila vážkově. Výsledné hodnoty jsou uváděny v procentech suché hmoty. Organický materiál na rozbor těžkých kovů byl vysušen při 105 °C a spalován postupným nárůstem teploty od 200 do 500 °C během 21 hodin. Popel byl zkropen destilovanou vodou a po přidání kyseliny dusičné a chlorovodíkové byl vysušen a žíhán v peci při 550 °C po dobu 2 hodin. Vychladlý popel byl zkropen kyselinou dusičnou a chlorovodíkovou a v uzavřeném prostředí vystaven působení ultrazvuku. Mikroprvky byly stanoveny metodou AAS a použitím deuteriové korekce pozadí (VACEK, VAŠINA 1991).

Výsledky průzkumových a diagnostických metod hodnocení zdravotního stavu smrkových porostů byly podrobeny matematicko-statistické analýze. Proměnlivost hodnot mezi jednotlivými lokalitami i v rámci nich byla vyhodnocena analýzou variance. Závislost změn hodnocených charakteristik v roce 1979 a 1989 byla hodnocena metodou analýzy kontingenčních tabulek. Při zjišťování vztahů mezi jednotlivými charakteristikami bylo použito regresní analýzy.

2.5.4 Výsledky zdravotního stavu smrkových porostů v letech 1979-1989

V roce 1979 byl výzkumnou stanicí v Opočně proveden již zmíněný první celoplošný průzkum zdravotního stavu smrkových porostů a byla vyhlášena pásma ohrožení k obnově lesních hospodářských plánů s platností na léta 1982 - 1991. Z práce vyplynulo, že hlavní příčinou chřadnutí smrku v Krkonoších byly imise a nejvíce zasaženými prostory severozápadní a severovýchodní část pohoří. Hraniční hřeben tehdy byl více poškozen než ostatní části území. Dále byl doložen pronikavý vliv A-O systémů na poškození porostů imisně ekologickými vlivy (cf. TESAŘ, ANDĚL, SCHWARZ, VACEK 1982; VACEK 1982). Toto šetření bylo opakováno ÚHÚL v roce 1980 a 1985 podle metodiky VÚLHM i MLVH ČSR. Výsledky průzkumu ÚHÚL z roku 1980 byly téměř shodné s poznatky hodnocení VS Opočno z roku 1979 a proto je neuvádíme. Výjimkou byl pouze názor na vyšlení pásem ohrožení C a D (tab. 7). Zajímavé byly však výsledky průzkumu z r. 1985 (tab. 8). V pásmu ohrožení B se tehdy nacházelo celkem 795 ha porostů starších 80 let se zásobou 146 500 m^3 hroubí bez kůry. Průměrný roční posun poškození činil 0,24 stupně podle KUČERY (1978), což odpovídá posunu v pásmu ohrožení A. Průměrný stupeň poškození byl 2,98 (tj. IIIb v horní třetině), tzn. že porosty přecházely do stadia imisních těžeb. Pásmo ohrožení C zahrnovalo celkem 5952 ha porostů starších 80 let se zásobou 1 664 200 m^3 hroubí bez kůry. Průměrný roční posun poškození činil 0,27 stupně, tj. vyšší hodnota než v pásmu ohrožení B. Průměrný stupeň poškození byl 2,32, tj. asi střed stupně poškození IIa. Pásmo ohrožení D se nacházelo na 5 213 ha porostů starších 80 let se zásobou 2 071 700 m^3 hroubí bez kůry. Průměrný roční posun poškození činil 0,16 stupně, což odpovídá střední hodnotě posunu v pásmu ohrožení B. Průměrný stupeň poškození byl 1,51, tzn. že se blížil středu poškození II.

Tab. 7: Plošný podíl pásem ohrožení imisemi v Krkonoších (VACEK, VAŠINA 1991).

Rok	Zastoupení pásem ohrožení (%) *)			
	B	C	D	celkem
1979	7,0	23,1	66,6	96,7
1980	6,4	45,8	47,8	100,0
1985	36,6	56,9	6,5	100,0

**) Celková rozloha porostní půdy je 32 251 ha.*

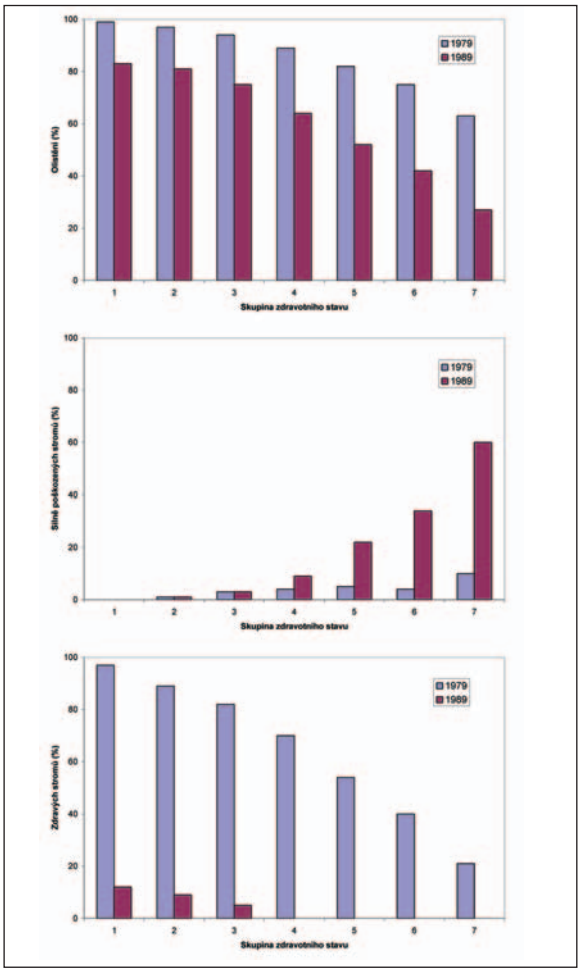
Tab. 8: Charakteristika pásem ohrožení v lesních hospodářských celcích Krkonoš (průměrné hodnoty) - (VACEK, VAŠINA 1991).

Lesní hospodářský celek	Rok šetření	Pásmo ohrožení			
		B	C	D	celkem
		procento silně poškozených stromů (stupeň poškození porostů MLVH)			
Harrachov	1980	20,1 (II)	5,6 (II)	2,3 (I)	5,7 (II)
	1985	69,5 (IIIb)	35,3 (IIIa)	18,1 (II)	34,2 (IIIa)
Vrchlabí	1980	-	8,3 (II)	2,6 (I)	3,9 (I)
	1985	-	44,0 (IIIa)	14,7 (II)	32,7 (IIIa)
Maršov	1980	25,5 (II)	5,4 (II)	0,6 (I)	3,7 (I)
	1985	49,8 (IIIa)	31,7 (IIIa)	13,5 (II)	4,0 (II)

Průměrný stupen poškození v Krkonoších činil 1,09, což je na hranici mezi stupni poškození II a IIIa. Pod výrazným vlivem imisí bylo celkem 11 960 ha porostů starších 80 let se zásobou 3 882 400 m^3 hroubí bez kůry. Hlavní problém lesního hospodářství představovaly ochranné lesy hospodářského souboru 02 (vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace), kde bylo poškozeno stupněm IIIb a IVa 1 048 ha porostů starších 80 let se zásobou 209 700 m^3 hroubí bez kůry (VACEK, VAŠINA 1991).

Změny ve skupinách zdravotního stavu

Na základě zhodnocení stavu olistění smrkových porostů s vyloučením vlivu obaleče modřínového a lýkožrouta smrkového bylo za použití shlukové analýzy v roce 1979 vyšlíšeno 7 skupin zdravotního stavu porostů. Ty byly charakterizovány především rozpětím a průměrným procentem stromů zdravých a silně poškozených. V současné době již skupiny zdravotního stavu nemají opodstatnění, avšak v počátcích celoplošného průzkumu (např. v Krkonoších a Orlických horách), kdy se formulovala kritéria hodnocení zdravotního stavu porostů, byly metodickým přínosem. Nicméně z vývojového hlediska je poučné porovnání změn



Obr. 13: Podíl stromů zdravých a silně poškozených a průměrné poškození ve skupinách zdravotního stavu v r. 1979 a 1989 (Vacek, Vašina 1991).

v zastoupení stromů zdravých, silně poškozených a průměrného olistění v těchto skupinách po 10 letech (1979-1989), které vyplývá z tab. 9 a je znázorněno na obr. 13.

Výrazně se snížilo zastoupení stromů zdravých i průměrné olistění (podle analýzy variance vysoce průkazné na hladině $P < 0{,}001$) a naopak se zvýšilo zastoupení stromů silně poškozených (průkazné s pravděpodobností chyby $P < 0{,}01$). Zhoršení zdravotního stavu je zřejmé i z posunu spektra stupňů poškození porostů (v r. 1979 - 0 až II, v r. 1989 - 0/1 až IIIb) a průměrné roční defoliace (1,7 - 3,6 %).

Stav a vývoj olistění

Při studiu olistění byla pozornost věnována především zhodnocení změn v průměrném olistění v různých podmínkách prostředí smrkových porostů, porovnání vývojových trendů olistění autochtonních a alochtonních porostů a rozdělení četnosti stromů ve třídách olistění.

Z výsledků klasifikace je patrný základní vztah, tj. přibývání poškození se stoupající nadmořskou výškou. Celkově nejvíce byl tehdy poškozen smrkový lesní vegetační stupeň a sestupně méně stupeň bukosmrkový, smrkobukový a nejméně jedlobukový. Tento trend je patrný z tab. 10 - 11. Celkově se zvýšila těsnost vztahu mezi olistěním a nadmořskou výškou (v r. 1979 lineární korelační koeficient $r = -0{,}72$; v r. 1989 $r = -0{,}95$). Průměrné olistění se v nižších polohách (do 800 m) v letech 1979 - 1989 pohybovalo v rozpětí 96 - 80 % (roční zvýšení defoliace o 1,6 %), ve středních partiích (800-1000 m) bylo 93 - 72 % (roční zvýšení defoliace o 2,1 %) a ve vyšších částech pohoří (nad 1000 m) činilo 83-54 % (roční zvýšení defoliace o 2,4 %).

Z testování třírozměrné kontingenční tabulky log-lineárním modelem vyplývá, že ve většině případů nemohl být zamítnut model AB, BC, kde A je rok hodnocení, B je olistění a C je nadmořská výška, tzn. statisticky významná změna olistění v čase a s nadmořskou výškou. Statisticky významná změna olistění v čase (model AB, C) byla zjištěna ve všech případech. Závislost olistění roku hodnocení i na nadmořské výšce byla výrazně negativní.

Od tohoto základního trendu existovaly některé odchylky. V mozaice poškození převládala totiž vazba na klimaticky exponované nebo naopak kryté prostory. Proto dna údolí byla méně poškozená než zvlášť exponované vrcholové polohy. Je třeba poukázat i na další činitele, které základní vztah pozměňovaly. Z nich mělo podstatný vliv vzájemné uspořádání (ekologické krytí) porostů i porostních skupin a jejich genetická charakteristika (Vacek 1981, 1986a, b, c). I tento průzkum potvrdil, že cizí smrkové populace měly za srovnatelných podmínek horší zdravotní stav. Výrazně urychlená dynamika defoliace alochtonního smrkového

Obr. 14: Na dynamice poškození smrkových porostů v západních Krkonoších se v polovině 80. let minulého století značnou měrou podílel lýkožrout smrkový (foto: M. Mikeska).

Tab. 9: Charakteristika skupin zdravotního stavu smrkových porostů v letech 1979 a 1989 (průměrné hodnoty) - (Vacek, Vašina 1991).

Skupina zdrav. stavu	Rok											
	1979							1989				1979-89
	% zastoupení stromů		stupeň poškození		výměra lesa		olistění	% zastoupení stromů		stupeň poškození	olistění	roční odlistění
	zdravých	silně poško-zených	VÚLHM	MLVH	ha	%	%	zdravých	silně poško-zených	MLVH	%	%
1	97	0	0,2	0(0/I)	6585	21,7	99	12	0	0/I	83	1,6
2	89	1	0,4	I(0/I)	7435	24,5	97	9	1	I	81	1,6
3	82	3	0,5	I	4460	14,7	94	5	3	I	75	1,9
4	70	4	0,6	I	4355	14,4	89	0	9	II	64	2,5
5	54	5	0,8	I	3300	10,9	82	0	22	II	52	3,0
6	40	4	1,0	(II)	1795	5,9	75	0	34	IIIa	42	3,3
7	21	10	1,3	II	2395	7,9	63	0	60	IIIb	27	3,6
Celkem					30325	100,0						
AVG	65	4	0,6				90	4	18		68	2,5

Tab. 10: Průměrné hodnoty olistěni smrkových porostů v letech 1979 a 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Lesní hospodářský celek	Statistická charakteristika	Procento olistění nadmořská výška							
		do 800		801-1000		nad 1000		celkem (500-1240)	
		rok							
		1979	1989	1979	1989	1979	1989	1979	1989
Harrachov	n	4	4	11	11	7	7	22	22
	AVG	95	81	96	73	81	48	91	67
	vk (%)	2	3	4	15	17	31	11	26
Vrchlabí	n	5	5	6	6	9	9	20	20
	AVG	99	79	92	72	86	50	91	63
	vk (%)	3	5	4	13	11	19	9	40
Maršov	n	8	8	7	7	6	6	21	21
	AVG	96	80	88	71	82	67	89	73
	vk (%)	5	5	9	11	13	13	10	12
Harrachov	n	17	17	24	24	22	22	63	63
	AVG	96	80	93	72	83	54	90	68
	vk (%)	4	4	7	13	13	25	10	22

Tab. 11: Průměrné hodnoty ročního odlistění smrkových porostů v letech 1979 až 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Lesní hospodářský celek	Statistická charakteristika	Procento odlistění nadmořská výška (m)			
		do 800	801 - 1000	nad 1000	celkem (500- 1240)
Harrachov	n	4	11	7	22
	AVG	1,4	2,6	3,3	2,4
Vrchlabí	n	5	6	9	20
	AVG	2,0	2,0	3,6	2,8
Maršov	n	8	7	6	21
	AVG	1,6	1,7	1,5	1,6
Celkem	n	17	24	22	63
	AVG	1,6	2,1	2,4	2,2

porostu ve srovnání s porostem autochtonním na výzkumných plochách v Sedmidolí (1120 m n. m.) je patrná z obr. 7. Průměrné roční zvýšení defoliace v letech 1976 - 1986 u autochtonního porostu činila 2,4% a u alochtonního

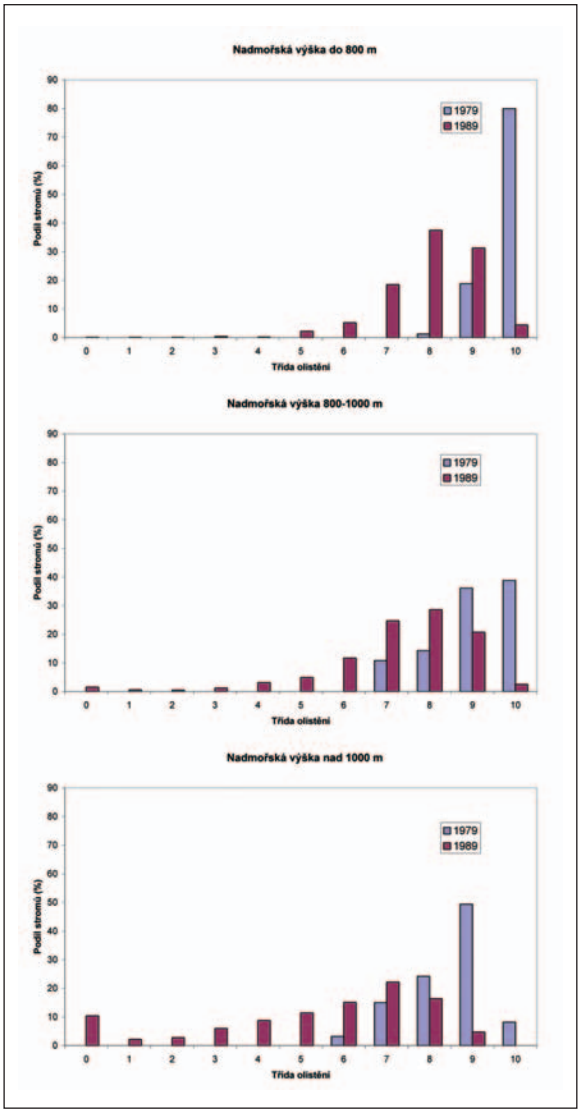
Tab. 12: Četnost jedinců ve třídách olistění a průměrné olistění smrkových porostů v r. 1979 (Vacek, Vašina 1991).

Statistická charakteristika	n	Nadm. výška (m)	Třída olistění						Průměrné olistění
			0-5	6	7	8	9	10	%
AVG			0,0	0,0	0,0	1,2	18,8	80,0	97,9
vk (%)	6	do 800	0,0	0,0	0,0	4,8	17,4	7,2	1,6
AVG			0,0	0,0	10,8	14,3	36,1	38,8	90,3
vk (%)	6	800-1000	0,0	0,0	26,4	22,5	16,3	13,2	3,3
AVG			0,0	3,2	15,0	24,2	49,4	8,2	84,4
vk (%)	6	nad 1000	0,0	43,9	23,7	16,3	11,1	31,0	5,1
AVG			0,0	1,1	8,6	13,2	34,8	42,3	90,9
vk (%)	18	630-1220	0,0	176,4	74,5	29,7	15,8	18,4	11,2

7,0 %, tj. pokles olistění u alochtonního porostu byl 2,9krát vyšší. Podle modelové predikce lze předpokládat, že alochtonní porost by úplně odumřel v roce 1988 a naproti tomu autochtonní porost začal v roce 1989 výrazně regenerovat a dosáhl průměrného olistění 64,2 %.

V západních Krkonoších (oblast Mumlavského dolu, 1130-1180 m) imisně ekologicky kritickými byla léta 1984, 1986 a 1987. V posledně dvou uváděných letech se na výrazné (asi 7-8 %) roční defoliaci značnou měrou podílel lýkožrout smrkový (obr. 14). Ke zvýšení průměrného olistění (asi o 3 % ročně) naopak došlo v letech 1988 a 1989, kdy defoliace porostu kolísala okolo 53 %. Průměrné roční zvýšení defoliace ve sledovaném období činilo 2,8 %. V průběhu let značně vzrostla variabilita (variační koeficient) olistění, a to z 15 % v roce 1979 na 62 % v roce 1989.

Ve středních Krkonoších (oblast Labského dolu, 1050-1220 m n. m.) imisně ekologicky kritickými byla léta 1981 (roční zvýšení defoliace asi 10 %), 1986 a 1988. V letech 1986 až 1988 se na snížení olistění nemalým vlivem podílel lýkožrout smrkový. Ke zvýšení olistění (asi o 3 % - na 57 %) zde došlo v roce 1989, a to pravděpodobně po předcházející velmi mírné zimě, v níž porosty nebyly výrazně zatěžovány negativními ekofyziologickými jevy, zejména pak zimním vysycháním. Průměrné roční zvýšení



Obr. 15: Podíl stromů ve třídách olistění podle výškových stupňů v roce 1979 a 1989 (Vacek, Vašina 1991).

defoliace se v hodnoceném období pohybovalo okolo 2,6 %. Variační koeficient defoliace se zvýšil z 11 na 81 % (Vacek, Vašina 1991).

Dynamika defoliace ve východních Krkonoších (oblast Koule a Střední hory, 1140 až 1250 m n. m.) měla podobný trend jako ve střední části pohoří. Větší odlišností je, že zde v roce 1981 nedošlo k tak výrazné defoliaci, která byla 2,5krát nižší. Průměrný roční nárůst defoliace ve sledovaném desetiletém období kolísal okolo 2,3 %. Lze tedy konstatovat, že rychlost destrukce těchto porostů klesala od západu (LHC Harrachov) k východu (LHC Maršov).

Posuzovat poškození porostů pouze podle průměrného olistění či defoliace bez dalších rozborů je jen jediným hlediskem, a to samo o sobě nedovolí postihnout celou podstatu působení imisí. Představu o mechanismu poškození v různě imisně ekologicky exponovaných porostech nám tehdy doplňovalo zhodnocení změn v zastoupení jedinců ve třídách olistění v určitém časovém odstupu.

Četnosti stromů ve třídách olistění podle nadmořské výšky jsou uvedeny v tab. 12 - 13 a znázorněny na obr. 15. V roce 1979 do 800 m výrazně dominovaly stromy 10. třídy olistění (80 %), od 800 do 1000 m 9. a 10. třídy (36,1 a 38,8 %) a nad 1000 m 9. třídy (49,4 %). Přitom jedinci ve třídách 0 - 5 nebyli v žádném ze tří výškových stupňů zastoupeni. Toto rozložení četností plně odpovídá počátkům makroskpicky patrného působení imisně ekologických vlivů v oblasti ekosystému horských smrkových porostů s poměrně drsným mezoklimatem v nejvyšších polohách (nad 1000 m).

Úplně jiný charakter mělo rozložení četnosti stromů ve třídách olistění v roce 1989. Velmi výrazně klesl podíl jedinců v nejvyšších třídách olistění (zejména pak ve třídě 10 - stromy zdravé) ve prospěch tříd nižších. Relativně značné četnosti dosáhly třídy 0 až 3, tj. kategorie stromů silně poškozených. Ve výšce nad 1000 m třída olistění 0 (stromy odumřelé) dokonce dosáhla 10,4 % zastoupení. S nadmořskou výškou se mortalita zvyšovala; letalita postupovala progresivně většinou až při silném poškození.

Závislost olistění na věku, zakmenění a expozici na tomto souboru dat (u klasifikovaných dospělých porostů o stáří 80 až 210 let) nebyla prokázána.

Tab. 13: Četnost jedinců ve třídách olistění a průměrné olistění smrkových porostů v r. 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Statistická charakteristika	n	Nadmořská výška (m)	Třída olistění											Průměrné olistění %
			0	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	
AVG	17	do 800	0,1	0,1	0,1	0,4	0,2	2,2	5,2	18,5	37,5	31,3	4,4	79,9
vk (%)			412	412	412	223	412	83	85	47	20	33	115	4,2
AVG	24	800-1000	1,5	0,6	0,5	1,2	3,1	4,9	11,7	24,7	28,6	20,7	2,5	72,4
vk (%)			159	257	213	208	95	97	87	52	40	85	146	13
AVG	22	nad 1000	10,4	2,2	2,8	6,0	8,8	11,4	15,1	22,2	16,4	4,7	0,0	53,8
vk (%)			87	123	104	73	64	44	53	42	97	139	0,0	25
AVG	63	500-1240	4,1	1,0	1,2	2,6	4,3	6,4	11,0	22,0	27,4	17,9	2,1	67,9
vk (%)			169	200	182	147	119	88	80	49	54	92	179	22

Tab. 14: Obsah těžkých kovů, síry a křemíku v jehličí smrku podle výškových stupňů v r. 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Statistická charakteristika	n	Nadm. výška (m)	Obsah prvku Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	Si	S
			mg.kg-1					%	
AVG	17	do 800	0,240	0,761	1,95	1,52	33,7	0,490	0,166
vk (%)			36	47	15	39	40	39	22
AVG	24	800-1000	0,234	0,729	1,89	1,58	29,4	0,400	0,184
vk (%)			45	44	18	55	47	28	15
AVG	22	nad 1000	0,149	0,835	2,01	1,30	27,1	0,359	0,180
vk (%)			44	47	18	28	35	44	20
AVG	63	500-1240	0,205	0,775	1,92	1,43	29,6	0,410	0,178
vk (%)			47	45	22	45	42	39	19

Tab. 15: Obsah těžkých kovů, síry a křemíku v kůře smrku podle výškových stupňů v r. 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Statistická charakteristika	n	Nadm. výška (m)	Obsah prvku Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	Si	S
			mg.kg-1					%	
AVG	17	do 800	1,268	14,437	4,34	1,38	140,8	0,197	0,089
vk (%)			55	109	23	57	49	70	45
AVG	24	800-1000	0,966	12,670	4,11	1,31	110,8	0,180	0,090
vk (%)			72	129	42	56	44	66	67
AVG	22	nad 1000	1,165	13,600	4,52	1,48	120,0	0,161	0,059
vk (%)			62	154	30	68	73	73	49
AVG	63	500-1240	1,113	13,802	4,26	1,37	112,7	0,178	0,079
vk (%)			63	127	36	61	57	69	60

Tab. 16: Obsah těžkých kovů, síry a křemíku v jehličí smrku podle lesních hospodářských celků v r. 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Statistická charakteristika	n	Nadm. výška (m)	Obsah prvku Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	Si	S
			mg.kg-1					%	
Harrachov	22	AVG	0,221	0,901	1,97	1,69	28,4	0,448	0,182
		vk (%)	46	37	22	53	40	30	20
Vrchlabí	20	AVG	0,175	0,666	2,04	1,43	26,3	0,411	0,178
		vk (%)	50	61	11	34	40	32	16
Maršov	21	AVG	0,219	0,753	1,85	1,33	34,8	0,367	0,173
		vk (%)	44	37	16	35	40	52	20

Tab. 17: Obsah těžkých kovů, síry a křemíku v kůře smrku podle lesních hospodářských celků v r. 1989 (Vacek, Vašina 1991).

Statistická charakteristika	n	Nadm. výška (m)	Obsah prvku Cd	Pb	Cu	Ni	Zn	Si	S
			mg.kg-1					%	
Harrachov	22	AVG	0,754	13,327	4,25	1,16	108,8	0,142	0,080
		vk (%)	85	133	36	53	83	63	66
Vrchlabí	20	AVG	1,339	4,515	4,57	1,51	128,6	0,150	0,070
		vk (%)	49	144	25	60	42	64	31
Maršov	21	AVG	1,301	13,700	4,09	1,37	131,9	0,237	0,087
			52	100	40	53	43	64	66

Získané poznatky tehdy potvrdily hypotézu, že odolnost smrku je relativní vzhledem k celkovým porostním a ekologickým poměrům a imisnímu zatížení. Při dlouhodobějším působení se stromy vyvíjely autonomně proto, že zásah imisí je především fyziologický. Z toho důvodu nebyla odezva ve vývinu jednotlivého stromu úměrná ani časově následná výkyvům imisí. Na účinky imisí na strom, které lze většinou označit jako primární, se napojovali další škodliví abiotičtí a biotičtí činitelé. V hodnocených letech to byl především lýkožrout smrkový, jehož vlivem se zesilovalo výsledné poškození a zvětšovala letalita stromů. Když k tomu připojíme nezvratnou skutečnost, že prosperita smrkových porostů včetně autochtonních populací je v imisních oblastech determinována malou genotypovou rezistencí smrku ztepilého, tak se tehdy jevilo, že v imisních územích našich hor nebude možné počítat se záchranou přírodních smrkových lesů v původním rozsahu (Vacek, Vašina 1991).

Diagnóza vlivu imisí

V souvislosti se stále rychleji postupující industrializací a chemizací společnosti v 80. letech minulého století rostlo i nebezpečí znečišťování biosféry různými kontaminanty. Z tohoto důvodu tehdy nabývaly stále většího významu chemické analýzy organického materiálu na obsah jednotlivých škodlivin.

Z diagnostických metod studia zdravotního stavu smrkových porostů pod vlivem imisí byl kladen důraz na rozbor jehličí na obsah síry, jelikož tento prvek byl analyzován též při hodnocení stavu porostů v roce 1979. V roce 1989 byly v jehličí dále stanoveny křemík a některé těžké kovy (Cd, Pb, Cu, Ni a Zn). Stejné rozbory jako v jehličí byly v roce 1989 uskutečněny v kůře (peridermu). Výsledky analýz kůry nám totiž vypovídají o průměrném zatížení dané lokality škodlivými či cizorodými látkami v průběhu 2 až 3 desetiletí, naproti tomu rozbory jehličí charakterizují současnou imisní exponovanost hodnoceného porostu. Výsledky rozborů jsou uvedeny v tab. 14 - 17.

Z analýzy síry v jehličí vyplývá, že její průměrný obsah v r. 1989 nevýrazně klesal od západu na východ (0,182 - 0,173 %, tj. zřetelně zvýšená hladina; tab. 16) a mírně stoupal s nadmořskou výškou (tab. 14). Naproti tomu největší obsah síry v kůře byl zjištěn na LHC Maršov, střední na LHC Harrachov a nejnižší na LHC Vrchlabí (tab. 17). Tyto výsledky v relativních hodnotách plně odpovídají rozboru jehličí z roku 1979. S nadmořskou výškou měl pak obsah síry v kůře klesající trend (tab. 15). Výsledky rozboru kůry na obsah síry podporovaly domněnku o třicetiletém vlivu elektrárny v Poříčí u Trutnova na lesy východních Krkonoš. Lokálními zdroji byly v minulosti pravděpodobně více ovlivňovány porosty nižších než vyšších poloh (nad 1 000 m n.m.). Značně těsný negativní korelační vztah byl zjištěn mezi obsahem síry v jehličí a olistěním (r = -0,86) a naopak nevýrazný pozitivní mezi obsahem síry v kůře a olistěním (r = -0,64).

Při testování významnosti rozdílů v zastoupení v jednotlivých třídách hladin obsahu síry v jehličí v roce 1979 a 1989 pomocí metody kontingenčních tabulek byly průkazné rozdíly zjištěny pouze u hladiny mírně zvýšené a zřetelně zvýšené, tzn. nebyly prokázány u hladiny normální, silně zvýšené a vysoké. V rámci hladiny mírně a zřetelně zvýšené došlo pouze k dílčímu posunu z mírně do zřetelně zvýšené hladiny. Celkově však nelze konstatovat, že by obsah síry v jehličí byl při opakovaném hodnocení po deseti letech vyšší.

Podobně jako u obsahu síry v jehličí byl největší obsah křemíku zjištěn na LHC Harrachov (0,448 %) a nejnižší na LHC Maršov (0,367 %; tab. 16). Listové analýzy na obsah síry a křemíku tak plně potvrdily výsledky průzkumové metody (klasifikace olistění) a shodně konstatovaly, že imisní exponovanost a následné poškození porostů klesá od západu na východ. Bylo zjištěno, že obsah křemíku v jehličí relativně přesně vystihuje imisní exponovanost dané oblasti, avšak pouze v přibližně stejné nadmořské výšce. Se stoupající nadmořskou výškou obsah křemíku výrazně klesal (tab. 14). Největší obsah křemíku v kůře byl naopak zjištěn na LHC Maršov (0,237 %) a nejmenší na LHC Harrachov (0,142 %; tab. 17). To potvrzuje domněnku o zřetelném třicetiletém vlivu elektrárny v Poříčí u Trutnova na lesy východních Krkonoš. Obsah křemíku v kůře ve výškovém gradientu měl relativně podobný trend jako v jehličí (tab. 15).

Kadmium spolu se zinkem a niklem je lehce přemístitelné. Rostliny je přijímají především z půdy, ale i přímo ze znečištěného ovzduší. V normální výměně látkové se Cd u rostlin nevyskytuje. Prostředí jím zamořuje metalurgický a chemický průmysl. Podle údajů ze stanice ČHMÚ Svratouch se v atmosférickém spadu nachází v průměru 0,3 $kg.km^{-2}.rok^{-1}$ kadmia. Šindelářová (1988, s. 55) jako normální obsah Cd v sušině rostlin udává 0,05 - 0,2 $mg.kg^{-1}$. U kontrolních vzorků smrku ze Šumavy se obsah kadmia v jehličí v kůře ve sledovaném období pohyboval kolem 0,1 $mg.kg^{-1}$. Přibližně stejný obsah kadmia v jehličí (asi 0,22 $mg.kg^{-1}$) byl zjištěn na LHC Harrachov a Maršov a výrazně nižší na LHC Vrchlabí (tab. 16). Se stoupající nadmořskou výškou jeho obsah klesal (tab. 14). Značně vysoký obsah kadmia v kůře byl zjištěn na LHC Vrchlabí a Maršov (asi 1,3 $mg.kg^{-1}$); na LHC Harrachov byl asi 1,7krát nižší (tab. 17). Ze získaných výsledků je zřejmé, že obsah kadmia v jehličí i kůře u vzorků smrku z Krkonoš byl tehdy výrazně zvýšený (Vacek, Vašina 1991).

Olovo vykazuje vysoký stupeň potenciální toxicity pro živočichy, ale nízký pro rostliny. Hlavním zdrojem kontaminace tímto prvkem dlouhodobě bylo spalování pohonných hmot, obsahujících přídavek alkylovaných derivátů olova. Podle údajů ze stanice ČHMÚ Svratouch se v atmosférickém spadu nachází v průměru 9,3 $kg.km^{-2}.rok^{-1}$ olova. Šindelářová (1988) za normální obsah Pb v rostlinách uvádí 0,1 - 5 $mg.kg^{-1}$. U vzorku smrku ze Šumavy obsah olova v jehličí kolísal kolem 0,3 a v kůře 4,7 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Největší obsah olova v jehličí byl zjištěn na LHC Harrachov (0,90 $mg.kg^{-1}$) a nejmenší na LHC Vrchlabí (0,66 $mg.kg^{-1}$; tab. 16). Při zjišťování závislosti mezi obsahem olova v jehličí a olistěním byla zjištěna poměrně těsná závislost (r = -0,77). Se stoupajícím poškozením porostů imisně ekologickými vlivy stoupal i obsah olova v jehličí. Obsah olova v kůře na jednotlivých LHC kolísal v rozmezí 13,3 - 14,5 $mg.kg^{-1}$ (tab. 17). Ze získaných výsledků vyplývá, že obsah olova v jehličí i v kůře smrku v Krkonoších byl tehdy značně zvýšený (Vacek, Vašina 1991).

Měď je důležitým stopovým prvkem pro rostliny, přičemž pásmo mezi optimální koncentrací a toxicitou je poměrně úzké. Do životního prostředí se dostává především při zpracování měďnatých rud a ve formě pesticidů. Podle údajů ze stanice ČHMÚ Svratouch se v atmosférickém spadu nachází 9,6 $kg.km^{-2}.rok^{-1}$ mědi. Šindelářová (1988) za normální obsah Cu v rostlinách udává 2 - 12 $mg.kg^{-1}$. U vzorku smrku ze Šumavy obsah mědi v jehličí v průměru činil 2,6 $mg.kg^{-1}$ sušiny. Obsah mědi v jehličí se v jednotlivých LHC Krkonoš pohyboval okolo 1,8 - 2,1 $mg.kg^{-1}$ (tab. 14). Obsah mědi v kůře v jednotlivých LHC i výškových stupních byl celkem vyrovnaný a kolísal v rozmezí 4,0 - 4,6 $mg.kg^{-1}$ (tab. 15 a 17). Mezi obsahem mědi v kůře a olistěním byla prokázána výrazná negativní závislost (r = - 0,71) a mezi obsahem médi v jehličí a olistěním nevýrazná negativní závislost (r = - 0,65). Na základě získaných výsledků lze konstatovat, že obsah mědi v jehličí i v kůře se tehdy pohyboval v normálních mezích (Vacek, Vašina 1991).

Nikl je dalším z prvků toxických pro rostliny. Do atmosféry se dostává především spalováním paliv, obsahujících organické sloučeniny niklu. Podle údajů ze stanice ČHMÚ Svratouch se v atmosférickém spadu nachází 1,8 $kg.km^{-2}.rok^{-1}$ niklu. Šindelářová (1988) za normální obsah niklu v rostlinách uvádí 0,4 - 3,0 $mg.kg^{-1}$. U vzorků smrku ze Šumavy obsah niklu v jehličí činil 1,4 $mg.kg^{-1}$ a v kůře 1,6 $mg.kg^{-1}$. Obsah niklu v jehličí i v kůře u smrku v Krkonoších byl v jednotlivých LHC i výškových stupních relativně vyrovnaný a pohyboval se v rozmezí 1,1 - 1,7 $mg.kg^{-1}$ (tab. 14 - 17). Ze získaných údajů vyplývá, že obsah niklu v jehličí i v kůře se v Krkonoších tehdy pohyboval v rozmezí normální hladiny (Vacek, Vašina 1991).

Rovněž zinek je lehce přemístitelný. Do ovzduší se dostává při metalurgickém zpracování a je složkou mnoha chemických přípravků ochrany rostlin. Podle údajů ze stanice Svratouch se v atmosférickém spadu nachází 53 $kg.km^{-2}.rok^{-1}$ zinku. Šindelářová (1988) za normální obsah zinku v rostlinách udává 15 až 150 $mg.kg^{-1}$. U vzorku ze Šumavy obsah zinku v jehličí činil 14,2 $mg.kg^{-1}$ a v kůře 53,8 $mg.kg^{-1}$. Obsah zinku v jehličí se v jednotlivých LHC a výškových stupních Krkonoš pohy-

boval v průměrném rozmezí 26 - 35 mg.kg^{-1} (tab. 14 a 16). V kůře jeho obsah kolísá v rozpětí 108 - 141 mg.kg^{-1} (tab. 15 a 17). Z výsledků lze usuzovat, že obsah zinku v jehličí i v kůře ve sledovaném období byl u smrku v Krkonoších zhruba v normálních mezích, i když je třeba podotknout, že ve vzorcích kůry z Krkonoš bylo nalezeno asi 2,3krát více zinku než v kůře ze Šumavy (VACEK, VAŠINA 1991).

2.6 Symptomy poškození asimilačního aparátu a klasifikace olistění hlavních dřevin

2.6.1 Smrk

Při hodnocení olistění kladou TESAŘ a TEMMLOVÁ (1971) důraz na morfologický typ koruny. Základním z jeho určujících znaků morfologické proměnlivosti a současně z hlediska olistění je typ větví. Je určen charakteristickým poměrem délkového a tloušťkového přírůstu větví prvního řádu a úhlem jejich nasazení ke kmeni, dále uspořádáním větví druhého řádu a schopností tvořit náhradní (sekundární) výhony (cf. VACEK 1983). Typy větví smrku je vhodné určovat podle klíče SAMKA (1964). Vychází v něm ze tří základních obecně uznávaných typů větvení - hřebenitého, ježovitého, deskovitého a jejich vzájemných kombinací.

Při hodnocení bylo nutno zvažovat dvě skutečnosti, které mají značný vliv na výsledné hodnoty olistění. Do věku 40 - 50 let porostu existuje dosti značná nevyhraněnost znaků morfologické proměnlivosti smrku (SCHMIDT-VOGT 1972). Druhou daleko závažnější skutečností pro porosty středního věku a starší je to, že mnohaletým působením imisí se pozměňuje charakter větví druhého řádu (VACEK 1986). Zejména pak k deskovitému typu větvení mohou být mylně přiřazováni jedinci ježovitých typů, k ježovitým typům jedinci hřebenitých typů a podobně. Takoví jedinci tyto znaky získali druhotně vlivem poruch v tvorbě letorostů (cf. LESINSKI, WESTMAN 1987, 1989; LESIŃSKI, LANDMANN 1988). Splývající větve druhého řádu u hřebenitých smrků rychle odumírají a zbývající jsou soustředěny do úzké horizontální vrstvy kolem hlavní větve, což ve většině případů vede k mylnému označení typu větvení. V takových případech je rozhodujícím znakem tvar a úhel nasazení větví prvního řádu, podmiňující základní a charakteristický habitus koruny (VACEK 1990).

Paleta vnějších příznaků (symptomů) poškození je u smrku obecného poměrně široká, ať už jde o akutní či chronická poškození (VACEK 1992a). Z praktického hlediska jsme se v návaznosti na práci VACKA, VAŠINY (1991) zabývali především chronickým poškozením jedinců smrku na základě klasifikace olistění. Vycházeli jsme z poznatků, že olistění je v daných podmínkách prostředí úhrnným výsledkem spolupůsobení různých imisně ekologických faktorů a jednoznačnou charakteristikou vitality stromu (cf. VACEK 1986b).

Symptomy poškození smrku (dospívajících a dospělých smrkových porostů) byly studovány v průběhu let 1976 - 1990 celkem na 16 trvalých výzkumných plochách a 63 krátkodobých plochách v různých imisně ekologických podmínkách prostředí (pásmo ohrožení B a C) 5. až 8. lesního vegetačního stupně v Krkonoších. Podrobný popis výzkumných ploch a imisně ekologických podmínek uvádí VACEK (1990).

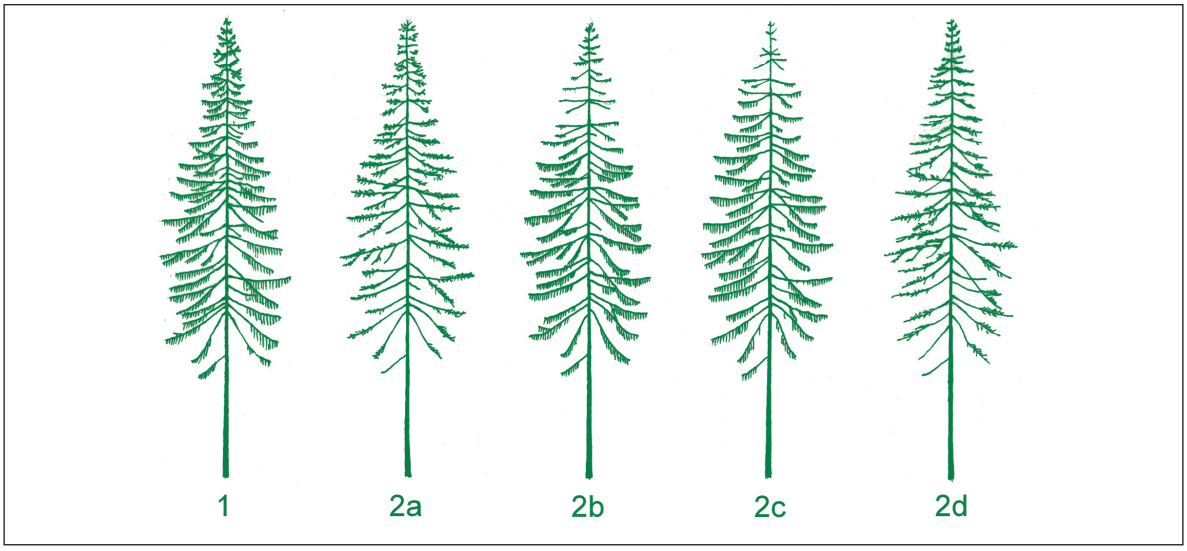
Změny v olistění byly diferencovány z hlediska:

- vjemu celkového habitu koruny, především se zaměřením na rozložení, resp. poškození asimilačního aparátu jedinců, bez ohledu na jejich morfologickou variabilitu (tj. podle typů defoliace koruny);
- trendu mortalitních či regeneračních procesů u jednotlivých morfologických typů koruny, resp. typů větvení (hřebenitého, ježovitého a deskovitého).

Typy olistění a změny v defoliaci smrku

Základní čtyři typy defoliace smrku ve srovnání s jedincem plně olistěným jsou schematicky znázorněny na obr. 16 (VACEK 1992).

U rovnoměrného typu defoliace docházelo k relativné stejnoměrnému opadu jehličí v průběhu celé koruny. Tento typ defoliace byl v Krkonoších v průběhu 80. a 90. let minulého století univerzální, resp. dosahoval největší četnosti. Z hlediska klasifikace kvantity olistění byl vzhledem k charakteru asimilačního aparátu nejméně obtížný. Oknovitý typ defoliace je charakterizován plným odlistěním spodní části horní třetiny koruny (obr. 17). Tento typ defoliace tehdy signalizoval převážné značně urychlenou následnou dynamiku poškození. Často přecházel ve vrcholový typ defoliace, který má typicky plně odlistěnou (odumřelou) terminální, resp. vrcholovou část koruny. Dva posledně uvedené typy defoliace nám při hodnocení olistění (celkového olistění) mnohdy činily metodické potíže, proto bylo u nich nezbytné klasifikovat též parciální olistění. U obvodového typu defoliace docházelo ke zvýšenému opadu jehličí a mnohdy až k odumírání konců větví 1. řádu při obvodu celé koruny. Jedinci tohoto typu defoliace byli často z hlediska výsledné hodnoty olistění podceňováni: převážné se tehdy nacházeli v ekotonu horní hranice lesa.



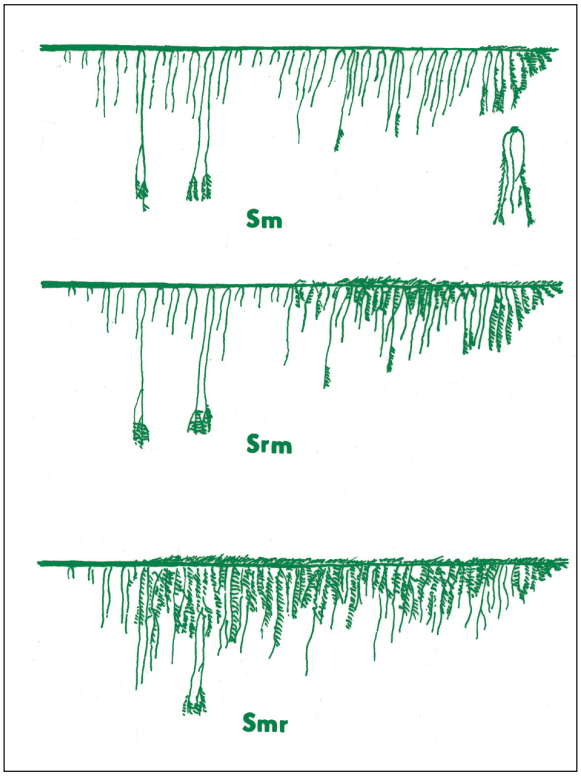
Obr. 16: Typy olistění, resp. odlistění korun jedinců smrku (1 - strom plně olistěný, 2a - rovnoměrný typ odlistění, 2b - oknovitý typ odlistění, 2c - vrcholový typ odlistění, 2d - obvodový typ odlistění) - (*Vacek 1992*).

Při klasifikaci olistění bylo třeba klást důraz na morfologickou proměnlivost stromu, zejména pak na typ větvení. Proto byly trendy mortalitních či regeneračních procesů zkoumány podle jednotlivých typů větvení smrku - hřebenitého, ježovitého a deskovitého. Přitom se vycházelo ze skutečnosti, že mnohaletým působením imisí se pozměňuje charakter větvení druhého řádu (Vacek 1992).

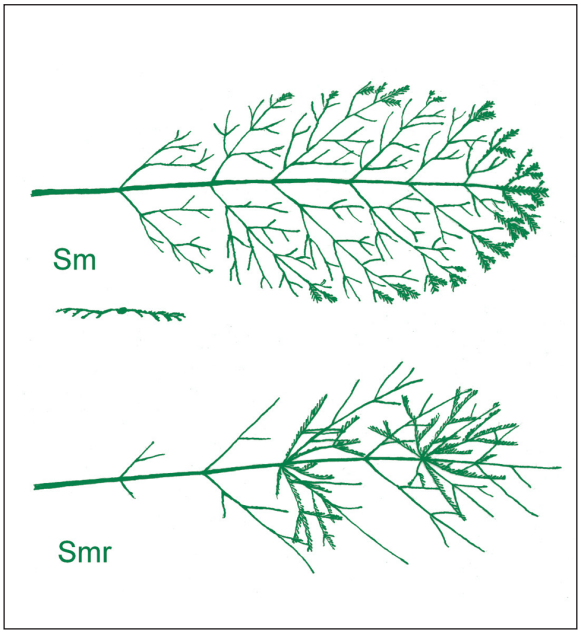
Typické změny v olistění hřebenitého, ježovitého a deskovitého typu větvení jsou podle charakteru vývojových (mortalitních či regeneračních) procesů schematicky znázorněny na obr. 18 - 20. Jedná se o skupinu mortalitní, regeneračně mortalitní, mortalitně regenerační a regenerační. U jedinců skupiny mortalitní se vyskytovaly pouze destruktivní projevy bez jakýchkoliv příznaků regeneračních. Skupina regeneračně mortalitní byla charakterizována převahou symptomů mortalitních a malým podílem znaků (prvopočátky projevů) regeneračních, zejména v horní třetině koruny. Skupina mortalitně regenerační byla určena značnou převahou znaků regeneračních a malým podílem symptomů (výrazným ústupem projevů) mortalitních. Skupina regenerační se vyznačovala pouze příznaky regeneračními a úplnou absencí destrukčních symptomů. K těmto skupinám bylo přistupováno z dynamického hlediska s ohledem na celkové či parciální olistění v jednotlivých letech.

Nejzazší možnost pro počátek regeneračních procesů byla na spodní hranici kritického olistění. Obecně lze říci, že u hřebenitého typu je to olistění asi 70 %, u ježovitého asi 60 % a u deskovitého asi 50 % (Vacek 1990). Směrem k ekotonu horní hranice lesa se tyto hodnoty ještě mírně snižovaly. Podstatně lépe tedy regenerovaly deskovité typy větvení (obr. 20) než ježovité typy (obr. 19) a nejhůře typy hřebenité (obr. 18). Souvisí to pravděpodobně s jejich ekologickým optimem a imisně ekologickou exponovaností větví druhého řádu. Hřebenité typy jsou totiž smrky nejnižších

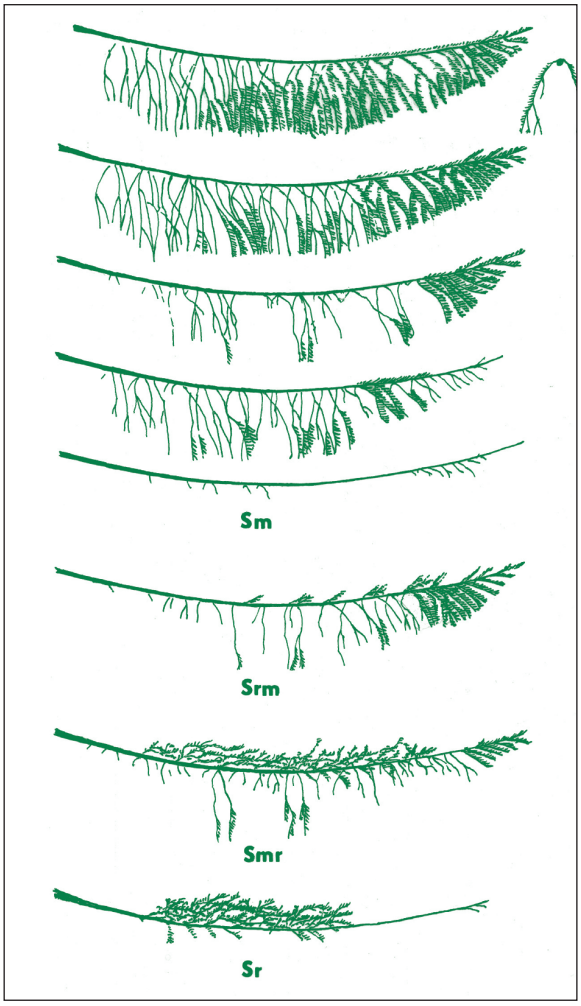
Obr. 17: Počínající oknovitý typ odlistění smrku ztepilého (foto: O. Schwarz).



Obr. 18: Změny v olistění hřebenitého typu větvení smrku (Sm - skupina mortalitní, Srm - skupina regeneračně mortalitní, Smr - skupina mortalitně regenerační) - (Vacek 1992).

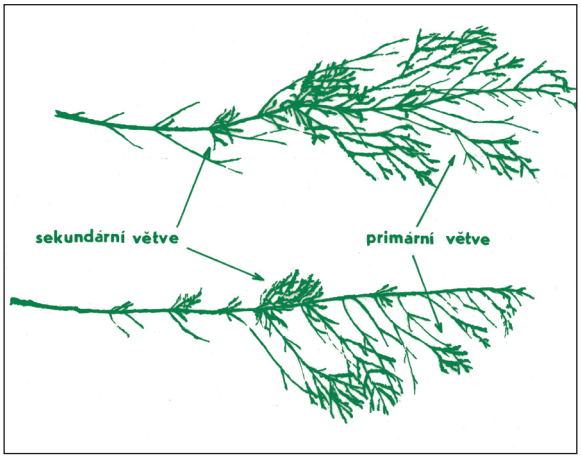


Obr. 20: Změny v olistění deskovitého typu větvení smrku (Sm - skupina mortalitně Smr - skupina mortalitně regenerační) - (Vacek 1992).



Obr. 19: Změny v olistění ježovitého typu větvení smrku (Sm - skupina mortalitní, Srm - skupina regeneračně mortalitní, Smr - skupina mortalitně regenerační, Sr - skupina regenerační) - (Vacek 1992).

poloh, deskovité nejvyšších partií a největší ekologickou valenci ke stávajícím podmínkám prostředí, a tím i zastoupení, mají jedinci ježovitých typu větvení, kteří se vyskytují v celém výškovém gradientu (cf. Vacek 1983). Stručně lze uvést, že čím kratší a horizontálněji umístěné větve druhého řádu jedinci mají, tím méně jsou imisně ekologickými vlivy poškozováni a lépe regenerují a čím delší a vertikálněji umístěné větve druhého řádu jedinci nesou, tím více jsou poškozováni a hůře regenerují. Charakter regenerace (tvorby sekundárních větví) deskovitého a ježovitého typu větví smrku je znázorněn na obr. 21. V průběhu vývoje poškozené vertikální větve druhého řádu odumírali a po čase opadávali. Tvorba nových (sekundárních) větví druhého řádu již v převážné většině případů neprobíhala ve směru vertikálním, ale ve směru horizontálním. V důsledku toho v oblas-



Obr. 21: Charakter regenerace (tvorby sekundárních větví) u deskovitého a ježovitého typu větvení smrku - (Vacek 1992).

tech s dlouhodobým imisním zatížením mizel základní rozlišovací znak morfologické proměnlivosti, resp. typu větvení smrku. V průběhu vývoje tak postupné všichni jedinci zdánlivě nabývali vzhledu deskovitých typů (Vacek 1992).

Diference v regeneračních schopnostech nebo v poškození jedinců různých morfologických typů byli nejvýraznější v porostním okraji. Tato skutečnost souvisí s celým komplexem klimatických činitelů, jejichž skladba a chod jsou typické pro porostní okraj (tzv. fenomén porostního okraje). Tento fenomén znamená pro rostlinu životně nepříznivou situaci, protože teplota (záření), vlhkost a proudění vzduchu v okruhu jeho působení ztěžují regenerační procesy. Souhrnně lze říci, že ekofyziologicky přetížený organismus byl na imise zvlášť citlivý.

2.6.2 Buk

Nejzávažnějším problémem lesního hospodářství i ochrany přírody v 90. letech minulého století byl bezesporu nepříznivý účinek imisně ekologických vlivů na lesní ekosystémy. Fytotoxické imise však nepůsobili jen na lesy, ale poškozovali všechny ekosystémy Krkonoš. Nasvědčují tomu např. údaje každoročně zjišťované v rámci Mezinárodního kooperačního programu hodnocení a monitorování účinků znečištění ovzduší na lesy (ICP-Forests). Převážná většina států v Evropě měla v r. 1990 imisemi poškozeno více než 40 % lesů.

Pro zlepšení zdravotního stavu lesů bylo nezbytné především snižování emisí, ale i včasná objektivní diagnostika poškození porostů. Imise totiž ovlivňují fyziologické procesy lesních dřevin podstatně dříve, než se tento vliv zjevně projeví makroskopicky, tj. zbarvením a sníženým olistěním (Materna 1986). Na základě četných výzkumných aktivit bylo vypracováno mnoho metodik a kritérií hodnocení poškození lesů imisemi. Výsledkem mezinárodního úsilí bylo vypracování společné metodiky hodnocení změn asimilačního aparátu korun stromů podle zbarvení a defoliace (materiál Sanasilva 1986). I když tato metoda má nesporné přednosti (zejména je jednoduchá), získané výsledky jsou zatíženy subjektivní chybou, která vzniká při odhadu olistění (cf. Innes 1988a 1988b; Athari, Krammer 1989; Račko 1989; Vacek 1990a; Štefančík, Cicák 1991). Zatím, než byly dopracovány perspektivní ekofyziologické metody, objektivně odrážející podmínky prostředí na růst (cf. Marek, Kratochvílová, Janouš 1989), se pro klasifikaci zdravotního stavu jako nejvhodnější jevily stupnice složené z více kvantitativních a kvalitativních znaků. Tyto znaky by měly být nasměrovány tak, aby pokud možno podchytily symptomy imisního poškození dřevin a odlišily je od běžných karenčních jevů způsobených klimatickými činiteli či biotickými škůdci apod.

Buk lesní je v odborné literatuře řazen ke dřevinám středně tolerantním vůči imisím (cf. Antipov 1979; Dässler et al. 1981; Balcar 1983; Vacek 1990) a proto může sloužit k indikaci vlivu znečištěného ovzduší. Je však třeba znát jeho standardní chování v konkrétních imisně ekologických poměrech a zároveň symptomatické odchylky v růstu a vývinu vyvolané vlivem imisí. Pro objektivní posouzení vlivu imisí (popř. i dalších faktorů) se teoreticky jako nejvhodnější tehdy jevila srovnávací metoda, tj. porovnávání sledovaného parametru s podmínkami, kde tento znak nepůsobí. V oblasti terénního výzkumu lesních ekosystémů pod vlivem imisí byla tato metoda značně problematická, protože každý organismus na jednotlivých ekotopech je vždy pod vlivem několika činitelů. Ty odrážejí všechny změny, které výrazně ovlivňují fungování lesního ekosystému a v konečném důsledku i jeho stabilitu. Ve veličinách stromové složky se tedy odrážely nejen faktory, které působí jen určitou dobu (např. imise), ale i všechny vlastnosti daného stanoviště, které ovlivňovaly lesní ekosystém, zejména pak stromové patro od počátku jeho vzniku, popř. během jeho růstu a vývoje (cf. Štefančík 1991). Srovnávací metodu lze proto s úspěchem použít pouze u komorových laboratorních pokusů (Pasuthová 1985).

Poškození u buku nepůsobí jen imise, ale i mnoho nepříznivých abiotických činitelů (sucho, mráz) i biotických škůdců, např. z hmyzu mšice buková (*Phyllaphis fagi* L.), červec bukový (*Cryptococcus fagi* BAER.) atd. Protože imise mohou působit v kombinaci s těmito abiotickými činiteli a biotickými škůdci, bylo tehdy stanovení tolerance vůči imisím obtížné (Vacek 1993).

Na rozdíl od jehličnatých dřevin, kde byly relativně podrobně propracovány metody hodnocení zdravotního stavu podle znaků asimilačního aparátu a koruny, u buku

nám srovnatelné poznatky chyběly. Většinou se hodnotily jen příznaky akutního poškození, např. poškození listů v době rašení, nekrózy listů, jejich předčasný opad apod. (cf. HUTTERMANN, GEHRMANN 1982; ACKERBAUER 1985; ROLOFF 1985; LONSDALE 1986; MERG, FEIG, GODBOLD, HÜTTERMANN 1989). Šlo tedy o hodnocení znaků snadno patrných, které ale mohou být v další vegetační periodě již neznatelné. Nebylo proto možné podle nich studovat dynamiku poškození. Mnohem obtížnější bylo hodnotit zdravotní stav buku při chronickém poškození, tj. posouzením celkového olistění, zvláště při tak velké morfologické proměnlivosti, kterou buk vykazuje (cf. VACEK 1987). Habitus koruny, typy a formy větvení korun při hodnocení defoliace tehdy bral v úvahu ROLOFF (1987, 1988), ATHARI, KRAMER (1989), MÖHRING (1989), WESTMAN (1990) a ŠTEFANČÍK (1991).

Symptomy chronického poškození asimilačního aparátu buku v různých imisně ekologických podmínkách Krkonoš včetně metodického přístupu tehdy již popsali JURÁSEK (1983), VACEK (1985, 1986a, 1986b, 1989, 1990a, 1991) a VACEK, JURÁSEK (1985). Při klasifikaci olistění stromů vycházeli tito autoři ze znalosti morfologické stavby koruny, zejména pak z rozložení listů na brachyblastech a auxiblastech v jednotlivých částech koruny a z podílu odumřelých větví. Upozorňovali též na důležitost volby termínu hodnocení olistění. Nesprávně zvolený termín klasifikace může totiž značně zkreslit výsledky poškození bukových porostů (cf. ŠTEFANČÍK, CICÁK 1991). Zdravotním stavem buku na základě olistění se v rámci studia struktury a vývoje původních bukových populací v Krkonoších zabývali VACEK, BALCAR, JURÁSEK (1984), VACEK, VAŠINA, MAREŠ (1987) a VACEK, VAŠINA, BALCAR (1988), VACEK (1993). Zřejmý byl i vliv znečištěného ovzduší na reprodukční orgány a reprodukční procesy buku v imisních oblastech. Obvykle se opožďoval nástup prvních fenofází (tj. fáze rozvíjení listů) a docházelo k předčasnému opadu listů, čímž se zkracovala vegetační perioda jedinců (cf. STIRBAN et al. 1987; VUTOV, PENEV 1987; ŠTEFANČÍK 1991; ŠTEFANČÍK, CICÁK 1991). Jen částečně byl tehdy u buku v Krkonoších prozkoumán vliv imisně ekologických faktorů na výskyt mrazových kýl a dřevokazných hub (cf. JURÁSEK 1983; JURÁSEK, VACEK 1987) a zcela otevřeným problémem dosud zůstával výskyt jeho hmyzích škůdců. Pouze o poškození buku červcem bukovým pojednal JURÁSEK, VACEK (1983).

Ekologickou analýzou vlivu imisí na ekosystém původních bukových populací měly být tehdy získány poznatky především o tom, jak jsou narušovány nebo měněny vztahy uvnitř dřevinné složky ekosystému, která tvoří jeho podstatu. Analýza vlivu imisí vycházela z dendroekologických reakcí jednotlivých stromů v rámci textury porostů. Základní metodickou otázkou bylo rozhodnout, jak kvantifikovat poškození jedinců buku. Měly to být znaky snadno zjistitelné na všech stromech bez náročných měření a dobře reprodukovatelné. Vycházeli jsme z toho, že by to měly být okulárně postižitelné symptomy či znaky nebo jejich soubor týkající se asimilačního aparátu, který je imisemi zasažen v první řadě a jehož změny propůjčují koruně širokou škálu podob. Po předběžném šetření bylo v r. 1980 vybráno olistění, které se zdálo být dostatečně objektivním kritériem pro posuzování vitality či zdravotního stavu korun buku. Vystihuje celkový vjem o množství listů v koruně, které je dáno morfologií větvení, popř. charakterem růstu a tvarem (metlovitostí) hlavních a postranních větví, tvorbou proventivních výhonů, podílem odumřelých větví, rozložením listů na brachyblastech a auxiblastech v jednotlivých částech koruny, jejich barvou, velikostí a deformacemi. Defoliace byla chápána jako reciproční doplněk olistění do 100 %.

Do roku 1984 (tj. prvních 5 let) hodnocení zdravotního stavu vycházela z klasifikace VACKA, JURÁSKA (1985), která byla od r. 1985 upravena a doplněna do následující podoby (VACEK 1993):

Metodika hodnocení poškození buku

I. Olistění koruny

A. Olistění. Odhadovalo se na celé desítky procent a následovně bylo rozděleno na šest empirických stupňů defoliace, které odpovídají stupňům poškození stromů imisně ekologickými faktory a byly základem pro stanovení stupňů poškození porostů (cf. tab. 4 a 5, Metodický návod pro klasifikaci lesních porostů imisemi, Věstník MLVH ČR, částka 5-6 ze dne 15. 3. 1988). Posuzována byla celá koruna. Proventivní výhony na kmeni se neuvažovaly.

B. Profilová defoliace (odlistění v charakteristických částech koruny). Defoliace korun nebyla stejnoměrná. Silně, středně a slabě defoliované části zabíraly různé pozice a délky. Z tohoto důvodu byla vedle olistění hodnocena profilová defoliace, tj. odlistění v jednotlivých charakteristických částech koruny. Skupiny profilové defoliace: 0 - žádná, 1 - v horní části koruny, 2 - ve střední části koruny, 3 - ve spodní části koruny, 4 - v průběhu celé koruny, 5 - po obvodu koruny a 6 - kolem kmene, popř. hlavních větví. U každé skupiny se na celé desítky odhadlo procento defoliace.

II. Hustota koruny (odumírání větví)

S poškozováním koruny docházelo ke ztrátě listů a k odumírání, lámání a opadu větví, čímž se snižovala hustota koruny. Důležité bylo rozlišit přirozený opad, např. spodních větví v hustých porostech, od opadu v důsledku poškození.

A. Profilová mortalita větví (skupiny profilové mortality větví byly stejné jako u profilové defoliace). U každé skupiny, v níž se vyskytovala, se s přesností na 5 % odhadl podíl odumřelých větví z pravděpodobného původního (normálního) větvení.

III. Vývoj větví

Růst větví byl posuzován u periferních větví slunné části koruny.

A. Vývoj hlavní osy (během posledních 5 let). Skupiny vývoje hlavní osy: 0 - normální růst (auxiblasty přirůstají minimálně 10 cm za rok), 1 - redukovaný růst (většina ročních přírůstů byla tvořena auxiblasty kratšími než 10 cm, ale dosud větvenými - s brachyblasty), 3 - silně redukovaný růst (převážně se vytvářely jen brachyblasty, často bývaly obloukovitě prohnuté, auxiblasty ročně přirůstaly maximálně 2 cm; obr. 22 - 23).

B. Vývoj postranních větví (během posledních 5-10 let). Skupiny vývoje postranních větví: 0 - normální růst (nejdelší postranní větve každého ročního přírůstů byly hlavně z auxiblastů s několika postranními větvemi 2. řádu), 1 - redukovaný růst (všechny postranní větve byly krátké, byly hlavně z brachyblastů, ale auxiblasty se dosud vyskytovaly, i nejdelší postranní větve měly málo větví 2. řádu), 2 - silně redukovaný růst (postranní větve byly téměř jen z brachyblastů - často obloukovitě prohnutých, výjimečně se vyskytující auxiblasty nebyly již vůbec větvené).

IV. Vývoj (typ) větvení

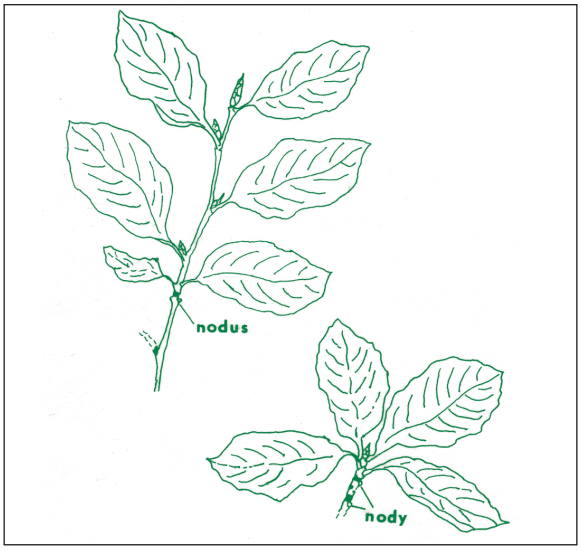
Posuzoval se převládající typ, popř. vývoj periferních větví slunné části koruny.

A. Větvení (během posledních 5-10 let). Skupiny větvení: 0 - normální větvení (minimálně 2 řády mladých postranních větví, staré postranní větve běžně se 3 řády), 1 - redukované větvení (1-2 řády postranních větví, většina postranních větví nebyla již větvena), 2 - silně redukované větvení (postranní větve 1. řádu byly větveny jen zřídka).

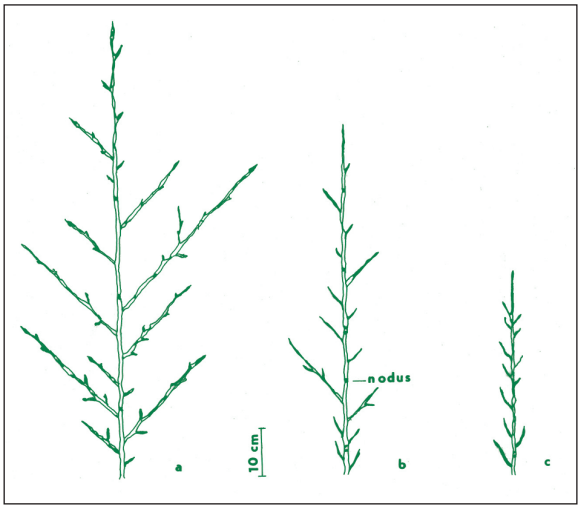
B. Metlovitost se vytváří v důsledku narušení apikální dominance hlavní osy. Metlovité větve se skládaly převážně z množství obloukovitě prohnutých brachyblastů (obr. 24). Byly charakteru zakrslých větví a od okolních větví dobře rozlišitelné díky ojedinělé postranní větevnatosti. Metlovitost se udávala jako podíl z počtu větví v koruně s přesností na 5 %. Hodnotila se opět podle charakteristických částí koruny (skupiny metlovitosti byly stejné jako u profilové defoliace).

V. Olistění proventivních výhonů

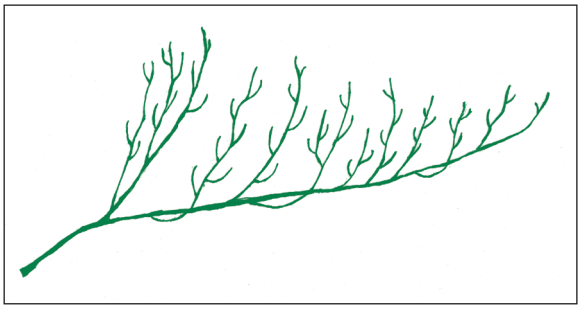
Proventivní výhony jsou slabé výhony kratší než 1 m na kmeni nebo silných větvích. Olistěné proventivní výhony na



Obr. 22: Typy ročních výhonů u buku: auxiblast (dlouhý výhon—vlevo), brachyblast (zkrácený výhon—vpravo) a jejich charakteristické olistění - (Vacek 1993).



Obr. 23: Růst větví buku (a — normální růst, b — redukovaný růst, c — silně redukovaný růst). Větev a je stará 5 let, b i c 10 let - (Vacek 1993).



Obr. 24: Postranní větev buku metlovitého vzrůstu - (Vacek 1993).

kmeni se nezahrnovaly do olistění (celkového olistění). Hodnotilo se zvlášť olistění proventivních výhonů na kmeni a v koruně, a to v procentech existujícího asimilačního aparátu (s přesností na 5 %).

VI. Poškození listů

A. Barevné zrněny (chlorózy) se uváděly v procentech z celkového množství listů (s přesností 10 %). Skupina chloróz: 0 - tmavá zeleň, 1 - světlá zeleň, 2 - jasná žluť.

B. Barevné změny (nekrózy) se uváděly v procentech z celkového množství listů (s přesností 10 %). Skupiny nekróz: 0 - bez poškození, 1 - okrajové poškození, 2 - bodové poškození, 3 - celoplošné poškození.

C. Velikost se udávala v procentech z celkového množství listů (s přesností 10 %). Skupiny velikosti listů: 0 - normální, 1 - silně redukovaná (většina listů byla menší než 50 % normální velikosti).

D. Tvarové deformace se udávaly v procentech z celkového množství (s přesností 10 %). Skupiny tvarových deformací: 0 - bez poškození, 1 - deformace ve směru podélné osy, 2 - deformace ve směru příčném.

VII. Hodnost (úroda bukvic)

Skupina plodnosti: 0 - neúroda, 1 - slabá úroda (ojedinělý výskyt bukvic na větvích v periferní části koruny), 2 - střední úroda (nerovnoměrný výskyt bukvic na většině větví v periferní části koruny), 3 - bohatá úroda (hojný výskyt bukvic na většině větví v průběhu celé horní části koruny).

VIII. Poškození kmene

A. Mízotok. Skupiny poškození kmene mízotokem: 0 - žádné, 1 - slabé (počáteční stadium), 2 - silné (výskyt je většinou vázán na silné napadení kmene červcem bukovým nebo poškození mrazem).

B. Mrazové kýly. Skupiny poškození kmene mrazovými kýlami: 0 - žádné, 1 - slabé poškození (úzké a krátké podélné trhliny do 5 mm šířky a do 50 cm délky), 2 - střední poškození (podélné trhliny delší než 50 cm nebo širší než 5 mm), 3 - silné poškození (chybějící nebo opadlá kůra v okolí mrazových trhlin). Zacelené rány se nebraly v úvahu.

IX. Poškození stromů škůdci (hmyzem, houbami atd.)

Zaznamenával se vliv škůdce, zasažená část stromu (např. kmen, listy apod.) a rozsah či význam napadení (1 - slabé napadení, pravděpodobně neškodné napadení, 2 - střední napadení, dočasné ovlivňování vitality stromu, 3 - silné napadení, dlouhodobé ovlivňování vitality stromu, 4 - velmi silné napadení, které vede k odumření stromu).

Zvlášť podrobně byla sledována závislost olistění na morfologickém typu koruny, poněvadž tato problematika, sama o sobě složitá, je v imisních oblastech dále komplikována (cf. VACEK 1985). Při klasifikaci morfologické proměnlivosti jsme se přidržovali členění podle VACKA (1987).

Každoročně od poloviny srpna do půlky září (podle charakteru vegetační periody) byl hodnocen zdravotní stav buku - olistění koruny, hustota koruny, vývoj větvení, olistění proventivních výhonů, plodnost a poškození kmene. V souvislosti s plodivostí byly též zkoumány změny v počtu semenáčků nejmladších věkových kategorií. Každoročně byly blíže zkoumány odumírající stromy a stromy s výrazným trendem defoliace. V průběhu roku pak byly sledovány symptomy poškození asimilačního aparátu (barevné změny a tvarové deformace listů), výskyt hmyzích a houbových škůdců. Vždy po pěti letech byly měřeny tloušťky a výšky stromů, výšky nasazení zelené koruny, stupně uvolnění koruny, korunové projekce a byly odebírány vývrty.

Zpracování a hodnocení experimentálních dat z TVP se uskutečnily s použitím metod standardní matematické statistiky (cf. REISENAUER 1970; ANDĚL 1978) i matematického modelování na bázi přechodových matic (cf. ROBERT'S 1976; LEPŠ, VACEK 1986a).

Symptomy poškození buku podle stupňů defoliace

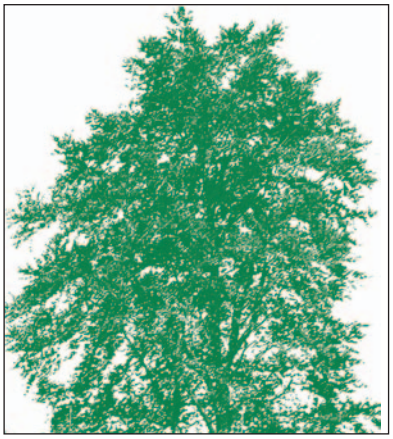
Šest empirických stupňů defoliace bylo popsáno podle převládajícího výskytu symptomů poškození stromů imisně ekologickými faktory (VACEK 1993):

Stupeň defoliace 0 (olistění 91 - 100 %) - strom zdravý (obr. 25)

Celá koruna (její jednotlivé charakteristické části) je plně olistěná. Koruna je dobře vyvinutá (hustá), má kompaktní charakter s obvyklým uspořádáním, tvarem a velikostí rámusů (větví), ramulusů (větévek), auxiblastů (prodloužených výhonů), brachyblastů (zkrácených výhonů). Větve (zejména ve spodní části koruny) odumírají pouze v důsledku přirozeného vývinu v hustých porostech. Proventivní výhony v koruně ani na kmeni se nevyskytují. Listy mají běžnou barvu, velikost a tvar (v rámci morfologické variability). V klimaticky příznivých letech bývá bohatá úroda bukvic. Poškození kmenů mrazem ani stromů škůdci se většinou nevyskytuje.

Stupeň defoliace 1 (olistění 71 - 90 %) - strom mírně poškozený (obr. 26)

Koruna má nestejnoměrné olistění, které bývá nejvýraznější ve střední části koruny, popř. na přechodu střední a spodní části koruny. Nejstarší brachyblasty směrem od kmene nebo větví jsou již často odlistěné, a tím budí dojem různorodě propadaných míst v koruně. V důsledku poškození, popř. odlistění brachyblastů a zřídka i auxiblastů, se vyskytují první suché větévky. Podíl odumřelých větévek z pravděpodobného původního (normálního) větvení se



Obr. 25: Buk lesní - stupeň odlistění 0 - (Vacek 1993).

Obr. 26: Buk lesní - stupeň odlistění 1 - (Vacek 1993).

Obr. 27: Buk lesní - stupeň odlistění 2 - (Vacek 1993).

Obr. 28: Buk lesní - stupeň odlistění 3 - (Vacek 1993).

Obr. 29: Buk lesní - stupeň odlistění 4 - (Vacek 1993).

Obr. 30: Buk lesní - stupeň odlistění 5 - (Vacek 1993).

pohybuje kolem 5 %. Hlavní osa má normální růst; vývoj postranních větví je již pomístně redukovaný. Koruna je dosud normálně větvená a bez metlovitých větví. Preventivní výhony nejsou ani v koruně, ani na kmeni. Listy předčasně neopadávají, mají obvyklou barvu, velikost a tvar. Jen v suchých letech se listy ojediněle obloučkovitě prohýbají ve směru podélné osy. V klimaticky příznivých letech dosud bývají střední až bohaté úrody bukvic. Pomístně se nachází slabé poškození kmenů mrazem a stromů škůdci.

Stupeň defoliace 2 (olistění 51 - 70 %) - strom středně poškozený (obr. 27)

V jednotlivých charakteristických částech koruny je již značně snížené olistění. Koruna působí dojmem shlukovitého olistění (jednotlivé větve v koruně, popř. jejich části, jsou dosud plně nebo téměř plně olistěné, což výrazně kontrastuje s celkově již prořídlou korunou). Nejvýrazněji shlukovitá bývá střední, méně již spodní a horní část koruny. Výrazně stoupá podíl odlistěných a opadlých brachyblastů a dochází i k odlisťování auxiblastů. Podíl odumřelých větévek i větví se celkové pohybuje kolem 5 - 20 %. Odumřelé větve se vyskytují i v horní části koruny. Hlavní osa má již občas redukovaný růst, i když stále převládá růst normální. Postranní větve jsou již z velké části redukované. Silně redukovaný růst postranních větví se dosud neobjevuje. Koruna má převážně normální větvení, avšak s menším podílem redukovaného větvení. Jednotlivě (kolem 5 %) se vyskytují první metlovité větve. Na přechodu kmene a spodní části koruny se ojediněle objevují první proventivní výhony. Listy mají sklon k předčasnému opadávání, pomístně se na nich vyskytují nekrotické skvrny nebo jsou chlorotické. Zejména ve spodní části koruny již obvykle lokálně dosahují menší velikosti. V horní části koruny bývají listy často (zejména v suchých letech) obloučkovitě prohnuté ve směru podélné osy. V klimaticky příznivých letech se vyskytují

Obr. 31: Stupeň odlistění 2 buku lesního na počátku imisně ekologické kalamity (foto: K. Matějka).

i středně bohaté úrody bukvic. Pomístně se vyskytuje mízotok u kmenů, slabé až střední poškození kmenů mrazem a poškození stromů škůdci (zejména červcem bukovým a dřevokaznými houbami).

Stupeň defoliace 3 (olistění 31 - 50 %) - Strom silně poškozený (obr. 28)

V jednotlivých charakteristických částech koruny je již značně snížené olistění. Koruna působí dojmem shlukovitého olistění (jednotlivé větve v koruně, popř. jejich části, jsou dosud plně nebo téměř plně olistěné, což výrazně kontrastuje s celkově již prořídlou korunou). Nejvýrazněji shlukovitá bývá střední, méně již spodní a horní část koruny. Výrazně stoupá podíl odlistěných a opadlých brachyblastů a dochází i k odlisťování auxiblastů. Podíl odumřelých větévek i větví se celkové pohybuje kolem 5 - 20 %. Odumřelé větve se vyskytují i v horní části koruny. Hlavní osa má již občas redukovaný růst, i když stále převládá růst normální. Postranní větve jsou již z velké části redukované. Silně redukovaný růst postranních větví se dosud neobjevuje. Koruna má převážně normální větvení, avšak s menším podílem redukovaného větvení. Jednotlivě (kolem 5 %) se vyskytují první metlovité větve. Na přechodu kmene a spodní části koruny se ojediněle objevují první proventivní výhony. Listy mají sklon k předčasnému opadávání, pomístně se na nich vyskytují nekrotické skvrny nebo jsou chlorotické. Zejména ve spodní části koruny již obvykle lokálně dosahují menší velikosti. V horní části koruny bývají listy často (zejména v suchých letech) obloučkovitě prohnuté ve směru podélné osy. V klimaticky příznivých letech se vyskytují i středně bohaté úrody bukvic. Pomístně se vyskytuje mízotok u kmenů, slabé až střední poškození kmenů mrazem a poškození stromů škůdci (zejména červcem bukovým a dřevokaznými houbami).

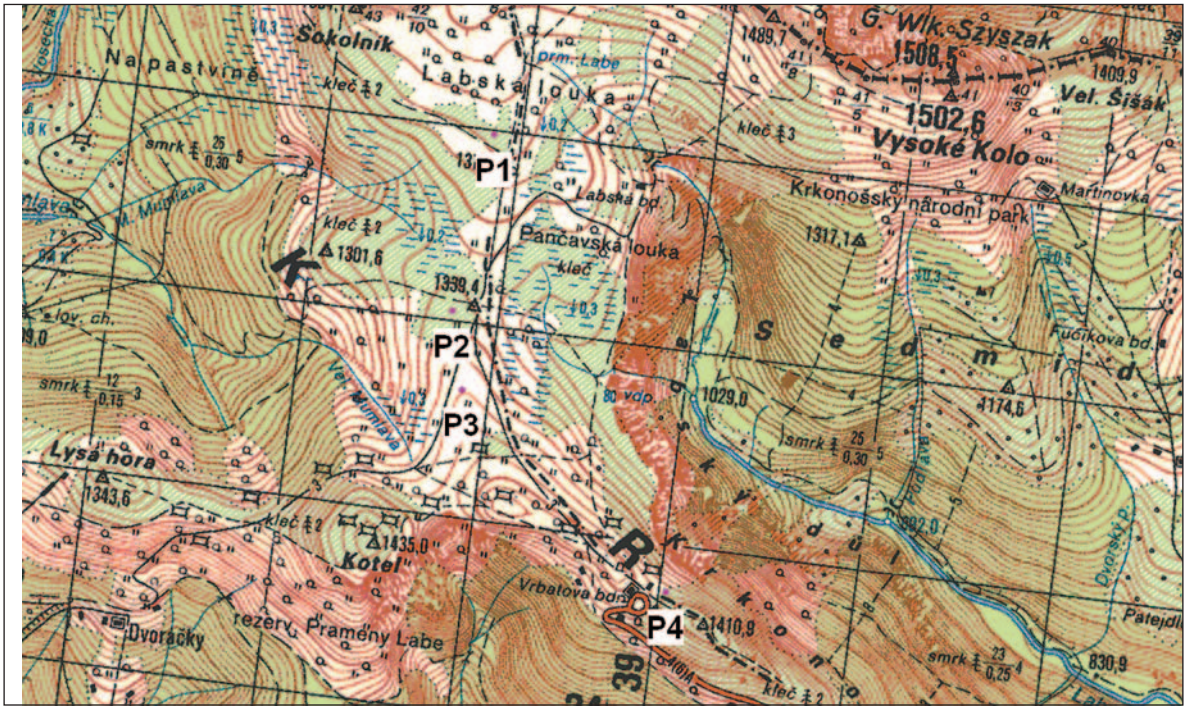
Stupeň defoliace 4 (olistění 1 - 30 %) - strom odumírající (obr. 29)

V jednotlivých charakteristických částech koruny je maximálně jen pomístné a často značně diferencované (slabé až nepatrné) olistění. Nejmenší olistění zpravidla bývá po obvodu koruny a relativně největší kolem kmene, popř. kolem hlavních větví. I když koruna je většinou více než ze dvou třetin defoliována, podíl odumřelých větví je značně proměnlivý. Obvykle se pohybuje v rozmezí 30 - 85 %. Hlavní osa i postranní větve mají většinou silně redukovaný, někdy i redukovaný růst. Koruna má převážně redukované nebo silně redukované větvení (pil rychlém průběhu odumírání stromů se někdy vyskytuje i normální větvení). Též podíl metlovitých větví je značně diferencovaný (pohybuje se od 15 do 70 %). Závisí především na průběhu a zejména na délce poškozování stromů. Na olistění koruny se často značnou měrou (25 - 100 %) podílí asimilační aparát proventivních výhonů na silných větvích. Hojný výskyt proventivních výhonů bývá i na kmeni. Listy bývají převážně silně redukované, výrazně chlorotické s četnými nekrotickými poruchami a tvarovými deformacemi. Během vegetačního období často zcela opadnou nebo v koruně zaschnou. Stromy jsou převážně neplodné nebo jen ojediněle se slabou úrodou většinou prázdných bukvic. Poškození kmenů mrazem i stromů škůdci bývá značně diferencované, a to od slabého až po velmi silné napadení.

Stupeň defoliace 5 (olistění 0 %) - strom odumřelý (obr. 30)

Koruna je zcela defoliována.

Tyto stupně defoliace (cf. obr. 25 - 30) odpovídají stupňům poškození porostů. Při klasifikaci stromů se přihlíželo k morfologické proměnlivosti buku, zejména k typu průběžnosti či vidlicovitosti větvení. Vidlicovité typy totiž mají v důsledku morfologické stavby opticky celkově menší olistění než typy průběžné (obr. 31). Nezbytné je též uvést, že proměnlivost listů v korunách jedinců buku je i v přirozených podmínkách prostředí značná jak na brachyblastech, tak i na auxiblastech, ale i ve směru vertikálním a horizontálním. Největší variabilitu u nepoškozených jedinců jevily listy na auxiblastech, kde se jich vyskytovalo 5-8 (v průměru 6). Na brachyblastech byly převážně 4 listy a jen ojediněle listy 3



Obr. 32: Lokalizace TVP P1 až P4 ve vrcholové oblasti Krkonoš mezi Kotlem a Vysokým Kolem.

nebo 2. Délka čepele se pohybovala v průměru od 46 do 71 mm, šířka čepele od 26 do 46 mm a délka řapíku od 7 do 16 mm. Počet bočních žilek kolísal od 6 do 8 (VACEK 1987).

Na základě zhodnocení symptomů poškození (zejména olistění koruny, barevných změn a tvarových deformací listů, hustoty koruny, růstu větví, vývoje větvení, výskytu proventivních výhonů, stavu plodnosti a poškození stromů) bylo vylišeno i charakterizováno 6 stupňů olistění. Tyto stupně olistění odpovídají stupňům poškození stromů imisně ekologickými faktory a jsou základem pro stanovení stupňů poškození porostů. Vidlicovité typy větvení mají v důsledku své morfologické stavby opticky celkově menší olistění než typy průběžné (VACEK 1993).

2.6.3 Kleč

Jednou z významných autochtonních dřevin v Krkonoších je borovice kleč, vyskytující se jednak nad horní hranicí lesa a jednak na rašelinných ekotopech v nižších vegetačních stupních. Je dřevinou s velmi širokou ekologickou amplitudou ke stanovištním podmínkám u níž byla pozorována zvýšena tolerance k působení imisí. První makroskopicky patrné poškozeni asimilačního aparátu kleče v Krkonoších bylo pozorováno v předjaří 1980. Její porosty bez vážnějších poškození po řadu let přežívají i v místech nejvíce zasažených imisemi, kde smrk již odumřel (LOKVENC, ŠTURSA 1985). Z pěstebního hlediska je výhodou kleče především schopnost snášet imisně ekologické extrémy velkých holin. Proto se v 80. letech minulého století zvýšil zájem o její použití při zalesňování imisních holin jako přípravné dřeviny, a to nejen v Krkonoších, kde probíhala realizace vysokohorského zalesňování kleči nad horní hranicí lesa, ale i v jiných horských oblastech. Ke kryti potřeb umělé obnovy v 80. letech bylo nutno ročně sebrat kolem 0,5 t šišek. Z těchto důvodu bylo třeba se zabývat ekologii borovice kleče a zejména pak vlivem imisi na poškození vegetačních orgánů, produkci a kvalitu semen.

V r. 1981 byly ve spolupráci VS Opočno a Správy KRNAP založeny 4 TVP změřené na sledováni průběhu poškození, kvantity a kvality plodnosti, růstu kleče (obr. 32) a bylo vybráno 48 monitoračních ploch ke sledováni kvality plodnosti a studium imisně ekologického stresu. Přehled základních údajů o TVP uvádí např. LOKVENC, VACEK, ŠTURSA (1996).

Na každé TVP v západních Krkonoších bylo vybráno 25 keřů kleče, u kterých byl každoročně koncem vegetačního období sledován jejich zdravotní stav (počet úplných ročníků jehličí, stupeň poškození keřů podle stavu olistění, resp. odumírání výhonů, poškození houbovými patogeny, poškození živočišnými škůdci (hřebenulí, bejlomorkou apod.), plodnost (výskyt, počet a velikost šišek, průměrná klíčivost a energie klíčení semen), rozměry keřů (šířka, výška, plocha) a obsah síry v druhém ročníku jehličí a makroelemen-

tů v prvním ročníku jehličí. Stupeň poškození keřů kleče byl hodnocen podle následující stupnice (LOKVENC, VACEK, ŠTURSA 1996):

0 - zdravý jedinec - bez patrných nekróz na asimilačním aparátu (olistěni 100 %),

1 - jedinec s prvními příznaky poškození, ojediněle nekrózy na asimilačním aparátu, nedochází k odumírání výhonů (olistění 100 %),

2 - mírně poškozený jedinec - odumírání výhonů v rozsahu 1 - 30 % (olistění 70 -100 %),

3 - silně poškozený jedinec - odumírání výhonů v rozsahu 31 - 60 % (olistění 40 - 70 %),

4 - velmi silně poškozený jedinec - odumírání výhonů v rozsahu 61 - 90 % (olistění 10 - 40 %),

5 - odumírající až odumřelý jedinec - odumírání výhonu v rozsahu 91 -100 % (olistění 0 - 10 %).

Poškození hřebenulí a bejlomorkou bylo klasifikováno podle následující stupnice:

- bez vlivu - nepoškozeno,
- slabý vliv - poškozeno do 30 % výhonů,
- střední vliv - poškozeno do 30 - 60 % výhonů,
- silný vliv - poškozeno nad 60 % výhonů.

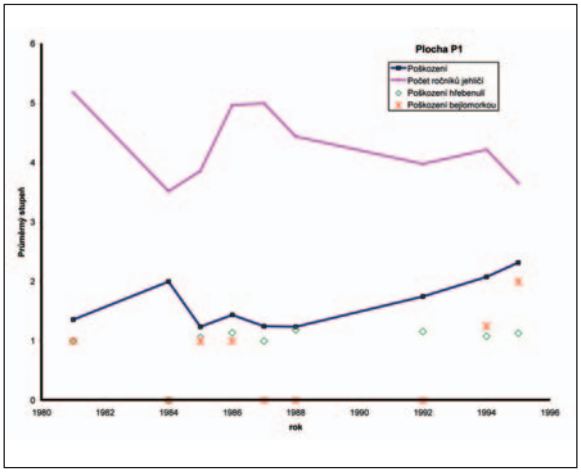
Od roku 1981 je též každoročně na 48 monitoračních plochách, odebírán druhy ročník jehličí ke stanoveni obsahu S a N a sbírány šišky pro biometrické analýzy a stanoveni kvantity i kvality semen.

Vývoj parametrů v čase byl sledován na základě průměrných hodnot, směrodatné odchylky a parametru:

$x + u_{0,05} \times s_x$

kde $u_{0,05}$ je kritická hodnota normálního rozdělení pro hladinu 5 % ($u_{0,05}$ = -1,645). Tato poslední hodnota popisuje stav na 5 % lokalit s nejníže dosaženými hodnotami sledovaného parametru. Vývoj parametru na jednotlivých lokalitách byl sledován na základě vypočtených koeficientů lineární korelace mezi rokem sledování a každým sledovaným parametrem. Rozdíly jednotlivých parametrů mezi sledovanými hodnotami a lety byly testovány pomoci analýzy variance a testu mnohonásobného porovnávání.

Výsledky šetření z TVP jsou uvedeny v tab. 18 - 19 a znázorněny na obr. 33. Z výsledků vyplynulo, že rok sledování je významným parametrem ovlivňujícím významně všechny proměnné. Nejnižší hodnoty průměrného stupně poškození byly zjištěny v r. 1987 a nejvyšší v r. 1984. Z hlediska podobnosti trendu poškození byla tehdy vylišena tři období. K nejnižšímu poškození (stupeň poškození 1,3 -1,6) došlo v letech 1985 - 1988 a 1992, ke střednímu v letech 1981, 1994 a 1995 (stupeň 1,7 - 2,0) a k nejvyššímu poškození v r. 1984 (stupeň 2,7). V letech 1982, 1983 a 1989 - 1991 byl proveden jen orientační průzkum zdravotního stavu a plodivosti keřů na TVP. Proto lze léta 1982 - 1983 zařadit



Obr. 33: Závislost stupně poškození keřů, počtu ročníků jehličí a poškození hřebenulí a bejlomorkou na TVP P1 v letech 1981 – 1995 (LOKVENC, VACEK, ŠTURSA 1996).

Obr. 34: Výrazné poškození klečových porostů imisemi a zimním vysycháním v předjaří 1981 (foto: O. Schwarz).

k období nejvyššího poškození a léta 1989 - 1991 k období nejnižšího poškození klečových porostů v Krkonoších. Stupeň poškození i počet ročníků jehličí se významně lišil na všech čtyřech hodnocených TVP (tab. 18). Nejnižší průměrný stupeň poškození byl zjištěn na TVP P1 (1,6) a nejvyšší na TVP P3 (2,1). Bylo to dáno především výrazným rozdílem výchozího stupně poškození na těchto plochách. Od r. 1992 je naopak lepší zdravotní stav porostu na TVP P3 než na TVP P1 (obr. 33). Nejvyšší průměrný počet ročníků jehličí byl zaznamenán v r. 1981 (5,0) a na TVP P1 (4,3) a nejnižší v r. 1995 (3,4) a na TVP P3 (3,9). Stupeň poškození kleče a počet ročníků jehličí spolu navzájem statisticky průkazně souvisí i přes skutečnost, ze tato závislost popisuje pouze nízký podíl variability v datech.

Tab. 18: Vývoj průměrných parametrů keřů kleče, jejich zdravotního stavu a kvality plodivosti na TVP (LOKVENC, VACEK, ŠTURSA 1996).

Rok TVP	Rozměry keřů plocha (m^2)	Rozměry keřů výška (cm)	Stupeň poškození	Počet ročníků jehličí (ks)	Stupeň poškození hřebenulí	Stupeň poškození bejlomorkou	Počet výhonů se šiškami (ks)	Počet šišek (ks)
P1								
1981	5.73	86,36	1,36	5,18	1.00	1,00	5,89	9,89
1984			2,00	3,52	0.00	0,00	0,00	0,00
1985			1,24	3,86	1,06	1.00	12,87	55,43
1986			1,44	4,97	1,14	1,00	4,00	8,00
1987			1,25	5,00	1,00	0,00	7,30	8,30
1988	8,74	108,20	1,24	4,44	1,19	0,00	24,36	29,50
1992			1.75	3,98	1,16	0,00	18,42	61,00
1994	10,38	121.20	2,08	4,22	1,08	1,25	11,36	52,67
1995			2,32	3,66	1.13	2,00	7,09	19,91
P2								
1981	8,86	103,56	1,76	5,36	1,00	1,00	11,38	69,08
1984			2,00	4,10	0,00	0,00	17,00	26,00
1985			1,40	4,10	1,05	1,11	19,50	126,87
1986			1,24	5,01	1,00	1.00	0,00	0,00
1987			1,32	4,78	1,00	0,00	6,50	7,00
1988	13,51	123,88	1,76	5,06	1,05	0,00	48,73	65,53
1992			1,76	4,12	1,00	0,00	7,18	24,64
1994	14,05	141,80	5,76	3,30	1,04	1,35	4,07	8,86
1995			5,44	2,31	1,71	1,89	1,00	1,00
P3								
1981	2,09	75,56	2,92	4,50	2,00	1.20	0,00	0,00
1984			3,09	3,55	0,00	0,00	3,50	7,00
1985			2,14	3,05	1,00	1,00	3,88	9,25
1986			2,32	4,09	1,00	1,00	9,00	10,00
1987			1,75	4,66	1,00	1.00	14,00	18,00
1988	3,66	87,24	1,83	4,28	0,00	0.00	3,75	5,50
1992			1,44	3,44	1,00	0,00	14,67	16,50
1994	3,80	88,82	1,53	4,03	1,00	1,17	20,40	25,20
1995			1,65	3,91	1,00	1,38	9,30	10,40
P4								
1981	15,57	119,17	2,13	4,98	1,86	1,58	11,57	15,07
1984			2,58	3,41	0,00	0,00	22,00	60,00
1985			1,75	3,39	1,07	1,00	13,82	104,18
1986			1,42	4,19	1,00	1,25	1,00	1,00
1987			1,08	4,50	1,00	0,00	51,15	65,38
1988	20,40	117,13	1,21	4,72	1,09	1,00	75,71	116,29
1992			1,58	3,78	1,24	1,00	69,91	93,17
1994	22,45	123,48	1,46	3,66	1,00	1,13	158,13	323,52
1995			1,46	3,41	1,00	4,00	18,40	27,27

*Poznámka: * - počítáno na 1 keř.*

V období kulminace poškození kleče v letech 1982 - 1984, byl zjištěn i silně zvýšený výskyt houbových patogenů, zejména pak *Scleroderis lagerbergii (*tj. *Ascocalyx abietina)*, které způsobily rozsáhle odumírání výhonu. Poškození hmyzími škůdci (hřebenulí ryšavou, *Neodiprion sertifer*; bejlomorkou borovou, *Thecodiplosis brachyntera*) se významně lišilo v jednotlivých letech, ne však mezi TVP. V roce 1992 doznívala kulminace výskytu hřebenule a v letech 1993 až 1995 pak opět docházelo k nárůstu poškození, a to zejména díky zvýšenému výskytu hřebenule a bejlomorky. Poškození hřebenulí i bejlomorkou bylo nejnižší v r. 1984 (stupeň poškození 0) a nejvyšší v r. 1995 (1,4 a 2,0). Zatímco pro poškození hřebenulí byla zjištěna statisticky průkazná interakce mezi rokem sledování a TVP, u poškození bejlomorkou tento vliv chyběl (LOKVENC, VACEK, ŠTURSA 1996).

V produkci šišek si byly podobné TVP P1 - 3 s průměrnou roční produkcí 15 - 57 kusů na keř. Prokazatelně odlišná (nejplodnější) je TVP P4 se 118 šiškami na keř, přestože patří ke středně poškozeným porostům. Nízká úroda šišek byla zjištěna v r. 1986 (v průměru 4,8 šišek na keř), střední v r. 1981, 1984, 1987 a 1995 (16,3 - 33,3), bohatá v r. 1985, 1988 a 1992 (61,2 - 86,3) a velmi bohatá v r. 1994 (v prů-

Tab. 19: Vývoj parametrů kvantity a kvality plodnosti a obsahu síry v jehličí na monitoračních plochách v klečových porostech - (Lokvenc, Vacek, Štursa 1996).

Rok	Šišky				Počet semen na řezu (ks)		Energie klíčení (%)		Klíčivost (%)		Síra (%)	
	Šířka (mm)		Výška (mm)									
	AVG	STD	AVG	STD	AVG	STD	AVG	STD	AVG	STD	AVG	STD
1982	15,86	1,40	25,48	2,73	0,53	0,61	16,88	11,06	16,88	11,06	0,06	0,01
1983	21,25	1,38	33,49	2,09	3,81	1,56	58,73	12,98	58,73	12,98	0,10	0,02
1984	22,13	1,58	37,40	3,26	4,57	1,64	7,65	9,86	7,65	9,86	0,08	0,01
1985	20,47	1,00	33,29	2,59	3,86	1,16			47,26	21,42	0,10	0,02
1986											0,09	0,02
1987	21,09	1,89	35,44	4,20	3,59	1,73			31,79	24,35	0,10	0,02
1988	20,20	1,67	33,26	3,19	2,54	1,00			63,24	22.45	0,10	0,02
1991	20,23	2,50	33,16	5,41	2,84	1,35	24,72	24,72	40,29	24.84	0,09	0,02
1992					3,54	1,37			63,86	10.09	0,11	0,16
1993							28,42	20,06	28,65	13.21	0,08	0,02
1994	23,20	2,92	36,57	4,47	4,20	1,49	60,15	10,42	60,15	10,42	0,14	0,18
1995							50,28	17,12	65,44	11.14	0,07	0,01

měru 127,7 šišek na keř). Při nízké úrodě byly šišky zaznamenány v průměru na 3 výhonech v keři, při střední na 8 - 14 výhonech, při bohaté na 23 - 47 výhonech a při velmi bohaté na 57 výhonech.

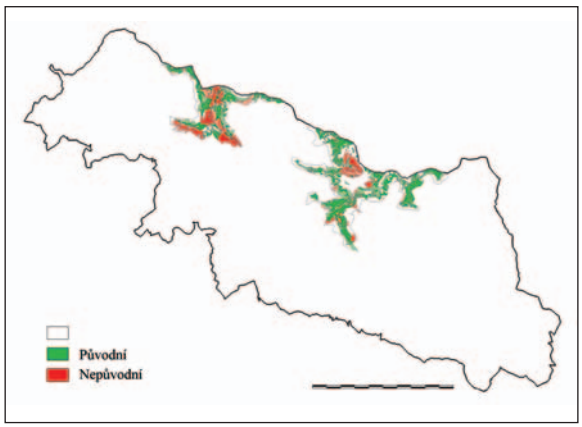
Plošný i výškový přírůst keřů kleče se v průběhu sledovaného období výrazně snižoval, což vypovídalo nejen o stárnuti porostů, ale především o jejich poškozování. Výsledky šetření ze 48 monitoračních ploch v klečových porostech jsou uvedeny v tab. 19. Kvalita plodivosti byla v jednotlivých letech velmi proměnlivá. Nejnižší klíčivost 7,7 % byla zjištěna v r. 1984 a to i přes vysokou produkci semen (průměrný počet semen na řezu šiškou, 4,6 tj. plných semen v šišce). Nejvyšší klíčivost (65,4 %) byla zaznamenána v r. 1995. Na většině lokalit se klíčivost v průběhu sledovaných let převážně zvyšovala. Zjištěné vztahy však většinou nebyly statisticky průkazné vzhledem k velkému rozptylu hodnot směrodatné odchylky, u klíčivosti a energie klíčení v některých letech.

Obsah síry v jehličí byl nejnižší v r. 1981 (0,06 %) a nejvyšší v r. 1995 (0,14 %) – (tab. 19). Zjištěné obsahy tak v průměru 3-7 násobně překročily normální hladinu síry v jehličí, za kterou byl považován obsah 0,02 % hmotnosti sušiny (Tesař, Anděl, Schwarz, Vacek 1979). Přibližně na polovině lokalit se obsah síry v jehličí v průběhu let zvyšoval a na druhé polovině snižoval. Zjištěné vztahy však byly ještě méně průkazné než v předcházejícím případě (Lokvenc, Vacek, Štursa 1996).

Statisticky významný byl pouze vliv roku na všechny sledované parametry plodnosti a obsah síry v jehličí. Ani v jednom případě však nebyl prokázán vliv faktoru lokalita na jednotlivých proměnných. Překvapivé bylo, že nebyl prokázán ani vliv původu a A-O systému na sledované parametry.

V průběhu sledovaných let 1981 - 1995 byl prokázán vliv imisně ekologického stresu (imisí, houbových patogenů, hřebenule, bejlomorky apod.) na zdravotní stav porostů kleče a kvantitu i kvalitu plodivosti. Zhoršování zdravotního stavu porostu kleče a pokles fruktifikace a kvality semen nelze jednoznačně vysvětlit změnami obsahu SO_2 v ovzduší posuzovaného podle obsahu síry ve dvouletém jehličí. Je pravděpodobné, že tyto parametry byly ovlivňovány celým imisním spektrem a různou jejich intenzitou v průběhu roku, synergismem s dalšími, negativně se uplatňujícími faktory prostředí, zejména v době rašení a tvorby mladých výhonů, květů a vývoje embryí (obr. 34).

K největšímu poškození porostů došlo v letech 1982 - 1984 (průměrný stupeň poškození 2,4 - 2,9), kdy kulminovalo nejen imisní zatížení, ale i výskyt houbových patogenů a hmyzích škůdců (tab. 18). Silně zvýšený byl zejména výskyt *Scleroderis lagerbergii*, která vyvolávala odumírání výhonů. V r. 1992 doznívala též kulminace výskytu hřebenule. Největší poškození kleče bylo pozorováno převážně v silně exponovaných hřebenových plochách. K určité stabilizaci zdravotního stavu pak došlo v letech 1985 - 1992 (průměrný stupeň poškození 1,3 - 1,6). V letech 1993 - 1995



Obr. 35: Rozšíření porostů borovice kleče v Krkonoších podle původnosti (data Lokvenc et al. 1992a).

pak opět docházelo k mírnému nárůstu poškození (stupeň 1,7 - 2,0), a to zejména díky zvýšenému výskytu hřebenule a bejlomorky. Dynamika poškození se kromě zvýšeného odumírání výhonů projevila i vyšším opadem starších ročníků jehličí. Počet ročníků jehličí se v letech 1981 - 1995 v průměru snížil z 5,0 na 3,4. Trendu poškození porostů kleče v globálu přibližně odpovídal i pokles plodivosti. Plošný i výškový přírůst keřů se též výrazně snižoval, a to též zejména vlivem imisně ekologické destrukce (LOKVENC, VACEK, ŠTURSA 1996).

Pro další výzkum zdravotního stavu klečových porostů a zejména pak pro péči o tyto ekosystémy mělo zásadní význam zpracování plošné rekonstrukce původnosti porostů kleče v celém klečovém vegetačním stupni v Krkonoších, a to podle jednotlivých porostních skupin (obr. 35, LOKVENC et al. 1992a).

2.7 Hodnocení zdravotního stavu porostů s použitím satelitních snímků

Využití dálkového průzkumu Země pro účely detekce poškození lesů bylo v 80. a 90. letech minulého století často používáno a příslušné metodiky byly průběžně rozvíjeny (SCHANDA 1976; WINKLER 1993; UNEP 1995; SINGH 1995; PARLOW 1996).

Využití GIS pro účely obhospodařování lesů v Krkonoších rozebírají SCHWARZ (1995) nebo EMMER (1996). Metodika modelování poškození lesa byla vyvíjena od začátku sledování tohoto jevu v lesích (viz např. BOSSEL, METZLER, SCHÄFER 1985), často se tato problematika řešila rozšířením již připravených modelů vývoje lesa o složku popisující vlivy související s poškozováním lesa. Řešení problematiky modelování poškození lesa rovněž vedlo k začlenění tohoto procesu do systému globálních změn (STEFFEN, CRAMER, PLOCHL, BUGMANN 1996). Mohla se stát i základem pro precizní definici některých pojmů souvisejících s poškozováním lesa (SLOVIK 1996). Cílené užití modelování zdravotního stavu porostů pro lesní hospodářství popisují například SAARENMAA, PERTTUNEN, VAKEVA, NIKULA (1994).

Příklad aplikace modelů vývoje stavu lesa na území Krkonoš představuje například VACEK (1990). V návaznosti na charakter použitých dat o zdravotním stavu lesa (defoliace jednotlivých stromů hodnocená odhadem v terénu) bylo zvoleno modelování pomocí maticových lineárních modelů, které má již značnou tradici v ekologii. To bylo použito již dříve pro sledování dynamiky poškozovaného lesa - například v podobě přechodových matic (VACEK 1987) nebo Leslieho matic (VACEK, LEPŠ 1991). V obou výše uvedených případech se jedná o pravděpodobnostní modely založené na takzvaných Markovových řetězcích (např. MANDL 1985).

2.8 Poškození porostů abiotickými a biotickými faktory

Působení negativních abiotických a biotických přírodních faktorů je možné narozdíl od faktorů imisní zátěže považovat za součást přírodních procesů. Z hlediska ochrany lesa je možné pro aktivní management považovat za klíčové vliv větru, introskeletové eroze, lýkožrouta smrkového a ostatních kůrovců, obaleče modřínového, škody působené zvěří a myšovitými hlodavci.

Jako dostatečná prevence proti škodám působeným přírodními činiteli se jeví vytvoření přírodě blízké skladby lesních porostů a obnova původní biodiversity lesních ekosystémů (SCHWARZ 1997b, NOVÁKOVÁ et al. 1997). Dočasně však mohou i přírodní faktory komplikovat snahy o přeměnu druhotných smrkových monokultur. V rozboru problematiky je věnována zvláštní pozornost těm, které jsou dočasně pokládány za nejrizikovější (NOVÁKOVÁ et al. 1997). Do budoucna se předpokládá nastolení přirozené ekologické rovnováhy cestou přírodě blízké biodiversity (SCHWARZ 2001a), lokálně i účelovou biologickou regulací hmyzích škůdců využitím vhodných druhů mravenců a biologickou regulací drobných hlodavců využitím sov a dutinových dravců.

2.8.1 Poškození porostů abiotickými faktory

Ohrožení lesních porostů větrem

Z abiotických činitelů má pro existenci lesních ekosystémů v Krkonoších největší význam vítr. Vichřice a přepadavé větry přicházejí podle rozboru historických podkladů (NOŽIČKA 1959, 1961; SCHLEGER 1974A; HORÁK 1971, 1973; HOŠEK 1960) ze všech směrů, i když ze západních směrů nejčastěji. Ovšem vítr bývá usměrňován i konfigurací terénu a směr větru se často mění i během jeho působení (SCHLEGER 1974a). Směry větru a způsobené škody podrobně analyzoval SCHWARZ (1997b) na základě historických údajů (NOŽIČKA 1959, 1961; SCHLEGER 1974a).

Z těchto prací vyplývá, že nahodilých těžeb v důsledku větrných polomů bývalo na konci minulého a na počátku tohoto století v průměru 23 % z celkové vytěžené hmoty. V historických přehledech jsou uváděny 3 rozsáhlé kalamity,

které postihly celé Krkonoše (v letech 1786, 1868 a 1925) a dalších 12 kalamit zasáhlo zřejmě více jak polovinu hor. Celkem je historicky doloženo 45 větrných kalamit mezi lety 1786 a 1931. U některých je směr vichřice uveden, u některých ho lze pouze dedukovat. Nejvýznamnější kalamity byly způsobeny šestkrát západním větrem, po dvou případech severozápadním, jihozápadním, jižním a východním, sedmkrát severovýchodním a jednou vichřicí severního směru. Uvedené směry jsou generalizované odhadnuté lesními pracovníky podle směru vývratů. Ovšem vítr byl usměrňován i konfigurací terénu, takže jedna a táž vichřice působila v různých místech různými směry. Dále je historicky potvrzeno, že se směr větru často mění i během jeho působení.

Největší škody větrem v poválečném období v Krkonoších způsobila vichřice na začátku listopadu 1966. Prozatím poslední velké škody způsobil vítr v noci z 8. na 9. července 1996, kdy se škody zmenšovaly od východu k západu (LZ Maršov 37 100 m^3, LZ Vrchlabí 15 800 m^3 a LZ Harrachov 4 800 m^3). Základní směr větru byl východní a v různých lokalitách byl usměrněn tvary terénu.

Lesníci se snažili po celou dobu existence hospodářského zařízení v Krkonoších nalézt správný směr obnovního postupu, ale ten nelze zřejmě přesně stanovit. Proto jedinou možnou prevencí je péče o vnitřní stavbu celého porostu a vyloučení holosečného hospodaření. Velký důraz je nutno klást na porostní pláště ve všech expozicích. Ve fázi rekonstrukce smrkových monokultur na porosty druhově, prostorově a věkově diferencované je třeba využívat zpevňovacích žeber, okrajových i vnitřních zpevňovacích pásů, rozluk i odluk. Zvláštní pozornost je nutné věnovat porostním plášťům podél lesní dopravní sítě a podél průseků pro lyžařské běžecké tratě (Nováková et al. 1997). Šířku odlesněného pruhu je vhodné již ve stadiu mlazin upravovat tak, aby nebylo nutné v pozdějším věku narušovat porostní pláště těžbou nebo vyvětvováním z důvodu udržování průchodnosti tras.

Škody zimním (fyziologickým) vysycháním

Škody zimním vysycháním byly zaznamenávány v posledních dvaceti letech. Projevovaly se charakteristickým zrezavěním jehlic v jarním období a patrně souvisí s imisním zatížením, které poškozuje regulační schopnost průduchů smrkových jehlic. Průduchy zůstávají částečně otevřeny i při vláhovém deficitu a transpirace není potřebným způsobem regulována. Škody fyziologickým vysycháním bývají výsledkem určitého průběhu zimy, při kterém jsou koruny smrků silně osluněny a vrchní vrstva půdy se smrkovými kořeny je zamrzlá. Jsou vázány většinou na vyšší polohy nad 800 m, které jsou za dlouhodobých inverzních situací nad hladinou inverzí.

První škody zimním vysycháním byly v Krkonoších zaznamenány v roce 1977 a bývají označovány za první okulárně zjistitelné imisní škody. Od té doby se pomístně v různém rozsahu objevují prakticky každoročně. Největší poškození prakticky v celých Krkonoších bylo na jaře 1981 a pravděpodobně souviselo s velkým teplotním zvratem z 31. 12. 1980 na 1. 1. 1981. V předjaří 1996 se projevily koncentrované velice intenzivní škody fyziologickým vysycháním na kulturách i starších porostech jižního svahu Dlouhého hřebene na Maršovsku a na severní expozici Bílého vrchu na Harrachovsku. V oblasti Harrachova se méně intenzivní poškození kultur projevilo i na jižních expozicích Jakšína, Kamence a Bílého vrchu.

Nejvíce a nejčastěji byly poškozeny smrkové mlaziny na jižních expozicích. I při opakovaném silném poškození s následným opadem jehlic smrkové kultury přežívaly. K dostatečné asimilaci pravděpodobně postačí nepoškozená část koruny krytá v zimě sněhovou pokrývkou spolu s novými letorosty (pupeny v mlazinách nebyly většinou poškozeny).

Pokud se mlaziny dostatečně zapojily, byl vznik škod zimním vysycháním podstatně omezen.

Často byly poškozovány i odrostlé stromy v osluněných porostních stěnách a vrchní části korun smrků především v proředěných smrkových porostech. Protože byly stejně jako poškození mlazin i ve starších porostech škody vázány především na vyšší polohy, byly mnohdy postiženy i zbytky autochtonních porostů. Při intenzivnějším poškození byly zasaženy i pupeny, ale vitální jedinci si vytvářeli dostatek pupenů adventivních. Silnější nebo opakované poškození méně vitálního dospělého stromu vedlo k dalšímu zhoršování jeho zdravotního stavu, případně k jeho odumření.

Poškození zimním vysycháním svědčí zdánlivě proti volnějšímu zápoji a skupinovité výškové diferenciaci porostu odpovídající přirozenému charakteru lesních ekosystémů, protože umožňují větší oslunění korun. Ovšem hluboko založené koruny a hlubší kořenový systém by měly zmíněnou nevýhodu vysoce převážit. Stromy s vysoko založenou krátkou korunou jsou při poškození horní části koruny fyziologickým vysycháním postihovány v konečném dopadu daleko hůře.

Škody sněhem

Sníh ovlivňuje lesní ekosystémy v horských polohách významně. V minulosti nebyla těmto škodám věnována potřebná pozornost. S přibývající nadmořskou výškou a zeměpisnou šířkou se stává faktorem limitujícím. V oblasti horní hranice lesa působí délkou trvání sněhové pokrývky, hmotností sněhové vrstvy, a zejména dynamickými silami. Ovšem vedle negativního působení má sníh i pozitivní dopady, kterými jsou především izolace půdy proti promr-

zání a ochrana zasněžených sazenic před poškozením námrazou padající ze stromů, před obrusem sněhem, před větrem a před zimním vysycháním. Další význam má sněhová pokrývka pro zajištění vláhy v jarních měsících zejména při pozvolnějším odtáváním.

Dynamickými silami jsou především plazení a klouzání sněhu a nebezpečí sněhových lavin. Podle našich poznatků hrozí klouzání sněhu na svazích bez lesních porostů při sklonu větším než 28° ve východních, jižních a západních expozicích. Na klouzání sněhu má vliv výška sněhové pokrývky, kvalita a drsnost půdy, teplota půdy a sněhu, a samozřejmě vegetace. Nebezpečí pohybu sněhu vzrůstá odlesněním (cf. SOUČEK, VACEK, PODRÁZSKÝ 1996).

Působením pohybu sněhu vznikají různé tvarové deformace sazenic a při opakovaném působení mohou způsobit i jejich odumření. Rozhodující je stratigrafie sněhové pokrývky, mikroreliéf, druh dřeviny, kondice sazenic a záchytná plocha větví.

S nárůstem imisních holin v Krkonoších počátkem 80. let se zvýšil i negativní vliv plazení a klouzání sněhu na vývoj výsadeb.

Vliv odtěžení porostu na sněhové poměry a jejich působení na sazenice byl v Krkonoších prokázán na paralelních pokusných plochách na Růžové hoře v nadmořské výšce 1330 m. V celém prostoru byly v letech 1988 - 1990 provedeny podsadby kleče s bioskupinami smrku a jeřábu (celkem 11,89 ha). V roce 1993 zde byl dodatečně odtěžen porost na srovnávací pokusné ploše 50 x 50 m (cf. SOUČEK, VACEK, PODRÁZSKÝ 1996).

Na holině byla tloušťka sněhových vrstev i oproti rozpadajícímu se lesnímu porostu výrazně snížena. Vlivem slunečního záření se zmnožovaly ledové vrstvy zvyšující nebezpečí pohybu sněhu a poškození sazenic. Ponechané vysoké pařezy na srovnávací pokusné holé ploše účinně zabránily pohybu sněhu a proto zde bylo zjištěno výrazně nižší poškozování sazenic sněhem (mechanické poškození 1 %, tvarové deformace do 5 %) ve srovnání s provozními výsadbami např. na Kozích hřbetech (47 - 84 % šavlovitých kmínků, 8 - 23 % stromků se sněhem vytrhanými větvemi). K výrazně nižšímu poškození přispěla vhodná provenience sazenic i specifická technologie výsadeb ve výrazných bioskupinách. V jamkách byly sazenice umístěny co nejblíže svahu. Aby bylo sníženo nebezpečí výraznějšího poškození bioskupin pohybem sněhu v budoucnu, je vhodné v účelných případech odstranit spodní větve odrostlejších sazenic, tím snížit záchytnou plochu větví a zároveň dočasně do doby dostatečného zpevnění kmínku uvolnit cestu pohybujícímu se sněhu.

Vysoké pařezy a na plochách ponechané těžební zbytky měly kromě omezení pohybu sněhu i výrazný vliv na odtávání sněhu. Tmavý povrch přispívá k akumulaci tepla a tím i k rychlejšímu odtávání sněhu v bezprostředním okolí.

V porovnání s holou plochou se v rozpadajícím lesním porostu s výskytem velkého množství souší a pahýlů ukládalo více sněhu a málo diferencovaná stratigrafie sněhové pokrývky zpomalovala jeho odtávání.

Škody ostatními abiotickými faktory

Varující jsou historické údaje o rozsáhlých kalamitách způsobených pozdními mrazy na kulturách. Největší kalamity, které zasáhly celé Krkonoše, jsou doloženy z 23. a 24. 6. 1819, 24. 6 a 15 8. 1821, 17. 7. 1822 a z 14. 6. 1829. Používání maloplošných obnovních prvků a příslušná péče o prostorovou skladbu lesních ekosystémů byla vždy vhodnou prevencí před obdobnými kalamitami.

Největší škody námrazou jsou dokládány z Maršovska (např. v decenniu 1895 - 1904 13 % z celkové těžby) a z Rýchor (po zimě 1902-3 „vznikl silný vrškový polom, kdy nebyl ušetřen jediný starší smrk“). Škody námrazou v zimě 1995-6 byly nápadně největší opět v této oblasti. Proto by zde měla být věnována zvýšená pozornost původu lesních porostů (používání vůči zlomům odolnějších genotypů).

K dalším historicky dokládaným škodám patří škody souvisící působené povodněmi a sněhovými a zemními lavinami. Zemních lavin je např. z roku 1897 v revíru Obří důl doloženo 10. Současné zimní lavinové dráhy jsou významných prvkem biodiversity území a nebudou zalesňovány. Proti vzniku nových lavinových drah jsou v souladu s plánem péče prováděna potřebná biologická a biotechnická opatření.

V posledních 20 letech devatenáctého století je doložena série katastrofálních povodní. Na Maršovsku byly po průtržích mračen největší povodně 1. a 2. 7. 1858 a 17.7.1882. V rámci celých Krkonoš byla dosud nejhorší zaznamenaná povodeň z 29. - 30. 7. 1897. Podle některých názorů bylo příčinou povodní odlesnění především v hřebenových polohách v pásmu kosodřeviny, kde po odtěžení kleče dominovala smilka tuhá (*Nardus stricta*), jejíž kořenový systém brání zasakování vody. Podle jiných byly povodně zapříčiněny zanesením koryt splaveninami, vývraty a zbytky dřevní hmoty. Jako prevence před dalšími obdobnými škodami byly budovány na krkonošských tocích přepážky, byla důsledně dodržována čistota koryt vodních toků, příslušná péče byla věnována péči o břehové porosty, a rozsáhlé horské hole byly znovu zalesněny. V současnosti jsou preventivní opatření obdobná s tím rozdílem, že je nutné zohledňovat zóny národního parku. V I. zóně a z části v II. zóně je přirozená vodní eroze i vybočování proudnice považováno podle plánu péče za přirozený prvek ekosystému (bohužel

není uvažováno s dopadem na přírodní prostředí ve III. zóně v důsledku dočasně velmi rozkolísaného odtoku díky současným holinám).

V Krkonoších byly zaznamenány i škody suchem v roce 1854 a 1903.

2.8.2 Poškození porostů biotickými faktory

Škody biotické se v Krkonoších vždy vyskytovaly v menší míře než škody abiotické. Největší význam mají škody způsobené lýkožroutem smrkovým, zvěří, klikorohem borovým, v imisních polohách obalečem modřínovým a pomístně i ploskohřbetkou smrkovou. Bekyně mniška, ačkoli působila ohromné škody v podhůří, se v horských revírech Krkonoš nikdy neudržela. V klečovém pásmu byla potenciálním nebezpečím klečových porostů hřebenule ryšavá, bejlomorka borová, popř. i lýkožrout klečový a tracheomykózy.

Škody zvěří

Poškozování porostů zvěří a následné hniloby představují jeden z nejožehavějších problémů lesnictví v České republice. O definici škod způsobených zvěří se v minulosti pokusilo hned několik autorů. POLLANSCHÜTZ (1995) definuje škodu zvěří v lese z jako poškození, které způsobí zvěř na stromech a sazenicích s následným efektem ve snížení výnosu nebo zvýšení nákladů. Škoda v užším slova smyslu nastává až v době, kdy příroda sama nedokáže vyrovnat poškození, která jsou způsobena zvěří. PFEFFER (1961) rozlišuje pojem poškození jako újmu fyziologickou, tj. každé porušení zdárného vývoje dřeviny popřípadě porostu, mající za následek snížení dřevní produkce nebo její jakosti a pojem škoda, čímž se rozumí zmenšení užitné hodnoty. Změny v druhové skladbě porostů vyvolané lidskou činností často ve svém důsledku přinášejí i značné ochuzení potravní nabídky pro zvěř, která si jako náhradní zdroj potravy vybírá lesní dřeviny (MALÍK 2006).

Podle obecně závazných právních předpisů je myslivost v Krkonoších ve smyslu definice IUCN účelově podřízena poslání národních parků, kde je zvěř považována za součást přírodních ekosystémů. Výkon práva myslivosti je v národních parcích součástí celkového managementu komplexní ochrany druhové rozmanitosti a nelze ji provozovat na komerční bázi. Mysliveckým hospodařením je nutné minimalizovat škody zvěří na lesních porostech a další vegetaci. Zájmy ochrany přírody a péče o les jsou za nepřítomnosti velkých predátorů limitujícími faktory pro normované stavy spárkaté zvěře. Cílem mysliveckého managementu je dosažení rovnováhy mezi zvěří a přírodním prostředím při zajištění optimální věkové a sociální struktury zvěře.

Základními právními předpisy upravujícími vztahy mezi ochranou přírody a myslivostí v české části Krkonoš jsou zákon č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny a zákon č. 449/2001 Sb., o myslivosti. Tyto právní předpisy jsou konkretizovány plány péče a na české straně Metodickou instrukcí MŽP č. 1/2006 k managementu volně žijících živočichů, kteří jsou zvěří (péče o zvěř a myslivost) na území národních parků. Plán lovu je koordinován prostřednictvím poradního sboru pro otázky myslivosti v národním parku s uživateli okolních honiteb. Cíle mysliveckého managementu jsou diferencovány podle zón ochrany přírody.

V lesních ekosystémech Krkonoš, poškozených imisně ekologickým stresem a s velkým rušivým vlivem návštěvníků je minimalizace škod zvěří na lesních porostech i na ostatní vegetaci při zachování z genetického hlediska dostatečných stavů zvěře nesnadným úkolem. Stresovaná zvěř nemá dostatek klidu, aby mohla pravidelně vycházet na volné plochy (pastviny a louky) a přijímat potravu v pravidelných, potřebných pastevních cyklech (MALÍK 2000). Z hlediska těchto škod je v Krkonoších rozhodujícím druhem jelen evropský (*Cervus elaphus*). Srnec evropský (*Capreolus capreolus*) zasahuje zimním i letním okusem méně negativně do druhových skladeb převážně v nižších a středních polohách.

Jelen evropský je dnes považován za přirozenou a integrální součást horských ekosystémů, i když původně se jedná o zvěř luhů. Po vyhubení velkých predátorů (vlk v roce 1761, medvěd v roce 1726, rys kolem roku 1800; LOKVENC 1978) a s rozšiřováním holosečného hospodářství se stavy jelení zvěře postupně zvyšovaly (SCHLEGER 1974).

Vysoké stavy jelení zvěře negativně ovlivňovaly (cf. HOŠEK 1960) a dodnes ovlivňují přirozený vývoj lesních porostů Krkonoš. Zejména jarní a letní okus znamená významný zásah do druhové skladby na obnovovaných plochách. Letorosty smrku jsou obsahem látek a prvků velmi kvalitní, energeticky bohatým krmivem pro spárkatou zvěř (MALÍK 2000). K podstatně většímu poškození dochází tam, kde se zvěř, v důsledku vyrušování návštěvníky, nepřirozeně soustřeďuje do klidnějších lokalit, kde dlouho setrvává. K vážnému poškození lesních ekosystémů pak lokálně dochází i při obecně únosných stavech jelení zvěře (cf. NOVÁKOVÁ et al. 1997).

Myslivecký management vychází z předpokladu, že zavádění principů přírodě blízkého lesního hospodaření (zejména přirozená druhová, věková a prostorová skladba lesních ekosystémů) podstatně zvětší potravní nabídku i skutečný životní areál vysoké zvěře a sníží škody zvěří působené. V této souvislosti je třeba připomenout, že jelení zvěř dává vždy přednost okusu keřového patra a ostatním lesním rostlinám před pastvou na ošetřovaných loukách nebo na polních plodinách. Z hlediska potravní nabídky nejsou optimál-

ní ani holé seče, protože se jejich bylinné patro záhy stává chudým z důvodů ochuzení bylinné diversity ekosystému v důsledku rychlé a intenzivní mineralizace surového humusu (cf. NOVÁKOVÁ et al. 1997).

Péče o zvěř má na polské a české straně značné odlišnosti, které mají původ zejména v rozdílných klimatických podmínkách souvisících s geomorfologií, v distribuci osídlení a v hospodářském využívání území. V českých Krkonoších ztratila jelení zvěř většinu areálu pro zimní migraci, zatímco v Polsku přechází na zimu do nižších poloh s poměrně nízkou sněhovou pokrývkou.

Škody myšovitými hlodavci

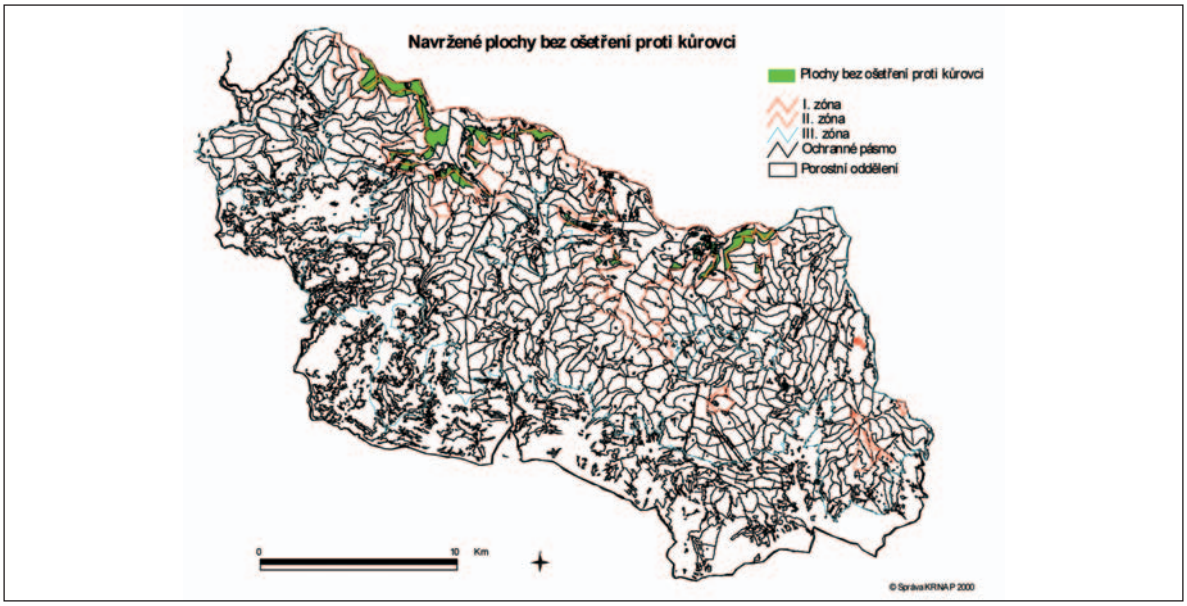
Glaciální relikt hraboš mokřadní (*Microtus agrestis*) je nejnebezpečnější z myšovitých hlodavců.

Dominantní složkou jeho potravy jsou jednoděložné rostliny, ale v zimním období tvoří podstatný podíl i kůra mladých dřevin. Poškození vede často k úhynu sazenice. Již při hustotách populace 20 jedinců na 1 ha je možné na sazenicích očekávat 5% škody (byly zaznamenány počty 50 - 70 jedinců na 1 ha). Pořadí dřevin podle atraktivity a maximálního zjištěného poškození během gradace hrabošů je takovéto: buk lesní (83 %), jeřáb ptačí (53 %), javor klen (42 %), vrby (35 %), bříza bělokorá (5 %), topol osika (4 %), olšička zelená (3 %), smrk ztepilý (pod 1 %); modřín opadavý je bez poškození. Sledované poškození čtyř nejatraktivnějších druhů dřevin nepřesáhlo ve středních Krkonoších 20 % a v západních se pohybovalo mezi 30 - 80 % (FLOUSEK 1996). Jeho šíření v Krkonoších souvisí s velkoplošným odumíráním jehličnatých porostů. Jeho početnost je závislá na vývoji bylinného patra. Čím vyvinutější a hustší je porost třtiny chloupkaté, tím větší je jeho populační hustota. Ideálním prostředím je mozaika hustých porostů třtiny a drobných volných ploch (FLOUSEK 1998). Vyžínání trávy kolem stromků vytváří právě toto optimální prostředí. Jako ideální způsob ochrany je uváděna individuální ochrana sazenic listnatých dřevin pletivovými límci cca 50 cm vysokými (FLOUSEK 1996). Provozně se osvědčily voštinové plastové individuální ochrany. Snížit rozsah škod můžeme omezením počtu hlodavců podporou jeho přirozených nepřátel vyvěšováním budek především pro poštolky a sýce rousného. Jednou z vhodných metod ochrany by mohlo být i používání repelentů založených na pachu hraboších predátorů (např. liška obecná, lasice hranostaj; FLOUSEK 1996). Maloplošné aplikace rodenticidů mohou ochránit plošně omezené výsadby atraktivních dřevin pouze krátkodobě (do 1 - 2 měsíců jsou ošetřené lokality obsazeny hrabošem ve stejné populační hustotě, v případě populačního maxima může dojít i k početnímu nárůstu; FLOUSEK 1998) a navíc jsou ohroženy i ostatní druhy teplokrevných živočichů.

Škody hmyzem

Lýkožrout smrkový a ostatní kůrovci

K přemnožení kůrovce (*Ips typographus*) docházelo pouze po velkých včas nezpracovaných kalamitách, a to v letech 1786, 1868 a 1870 (zároveň suchá léta), 1888 až 1894, 1918 a 1922



Obr. 36: Mapa omezených zásahů proti kůrovcům (SCHWARZ 1999C). Do zóny omezených zásahů proti kůrovcům byly zařazeny především části porostů při horní hranici lesa a nad ní a fragmenty autochtonních věkově a prostorově diferencovaných smrkových porostů 1. a 2. zóny KRNAP.

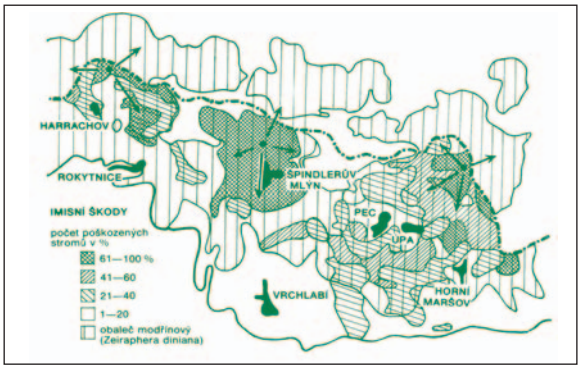
(SCHLEGER 1974a). Historické zkušenosti jsou dostatečným argumentem pro důsledný boj proti kůrovci alespoň dočasně především v oblasti „přestárlých“ autochtonních porostů, než se nám podaří podstatně zvýšit druhovou, prostorovou a věkovou diferenciaci lesních porostů paralelně s obnovou hmyzí a ptačí fauny. Tvorbou přirozených lesních ekosystémů vytvoříme i přirozené podmínky pro lýkožrouta smrkového. V ekosystému bude mít dostatek přirozených nepřátel (NOVÁKOVÁ et al. 1997) a v lesním porostu bude dostatek „náhradníků“ v podobě mladších stromů nebo jiných druhů dřevin (SCHWARZ 1997b). Důležitou roli v ochraně proti kůrovci hraje dostatečné množství trouchnivějícího dřeva v souvislosti s hmyzími predátory (FÜHRER 1997; JANČAŘÍK 2000; SCHWARZ 2001a).

Management lesních ekosystémů Krkonoš vychází ze skutečnosti, že Krkonoše jsou refugiem řady rostlinných a živočišných druhů vázaných na lesní ekosystémy (NOVÁKOVÁ et al. 1997). Totální likvidace dospělých porostů smrku lýkožroutem by znamenala ztrátu genových zdrojů krkonošského smrku doprovázenou nevratným negativním dopadem na genofond a biodiversitu (SCHWARZ 1997a). Proto je možné ponechat lýkožrouta přirozenému vývoji pouze v přírodních a některých přírodě blízkých ekosystémech. V budoucnu se počítá především v 1. a 2. zóně národního parku s upuštěním od opatření proti šíření kůrovce (SCHWARZ 1999a). Pokusně byla v KRNAP vylišena zóna omezených zásahů (obr. 36) proti kůrovcům (celkem 900 ha) a v současné době je zónou omezených zásahů proti kůrovcům celé území 1. a 2 zóny KRNAP. I v zóně omezených zásahů je stav lýkožrouta kontrolován a v případě jeho přemnožení je prováděna asanace (SCHWARZ 1999b).

Zasahování proti kůrovci v národních parcích je otázkou politickou, nikoli odbornou. Kůrovcová kalamita není totální destrukce lesního ekosystému, ale disturbance porostů lesních dřevin. Může však mít dalekosáhlé následky i z hlediska ochrany přírody. Velkoplošný rozpad stromového patra může zásadně změnit vodní poměry v krajině, může nastartovat procesy introskeletové eroze, může znamenat ohrožení výskytu některých vzácných druhů atd. V případě, že se nebude zasahovat proti kůrovci, tak většinou dojde k jeho gradaci na velké ploše v úzkém časovém období, pravděpodobně následně vzniknou opět +/- jednodruhové stejnověké porosty, které budou za dalších 100 - 150 let náchylné k obdobné situaci. Ochranářské zásahy proti kůrovci spočívají především v prevenci a v zamezení nástupu gradace. V případě omezeného cílevědomého zasahování proti kůrovci je možné relativně rychle (desítky let) vytvořit druhově, věkově a prostorově diferencované porosty, které budou podstatně více odolné proti další velkoplošné gradaci výskytu různých "škůdců".

Obaleč modřínový (*Zeiraphera diniana*)

Obaleč modřínový prokazatelně podstatnou měrou urychlil odumírání smrku v imisemi silně zatížených horských



Obr. 37: Mapa lokalit s přemnožením obaleče modřínového v souvislosti s poškozením smrkových porostů imisemi (KALINA et al. 1985).

polohách Jizerských hor i Krkonoš. Do fauny horských lesních ekosystémů patří pouze v malé abundanci. Motýli obaleče modřínového migrují na vzdálenosti až několika set kilometrů (uletí až 18 km za hodinu). Mírně zvýšený stav obaleče modřínového byl v Krkonoších zaznamenán již v roce 1934. V roce 1977 byla zjištěna ohniska jeho přemnožení na Harrachovsku, v horské části polesí Špindlerův Mlýn a Lánov a na polesích Pec pod Sněžkou a Malá Úpa (obr. 37) a v těchto oblastech byl i nejdelší opakovaný žír. V roce 1978 se plocha napadená obalečem modřínovým zvětšila na plochu cca 12 500 ha. Z toho bylo 5 500 ha poškozeno velmi silnými žíry. Plošné rozšíření obaleče modřínového dosáhlo největšího rozsahu v roce 1980. V dalším roce zůstal na stejné úrovni a po zdecimování chemickým zásahem se postupně koncentroval do nejvýše položených oblastí odkud původně začalo jeho šíření. Před chemickým zásahem byl zaznamenán výrazný vzestup parazita *Trichogramma embryophagum* a bylo odůvodněné očekávat likvidaci přemnožení obaleče právě tímto parazitem (KALINA et al. 1985).

Žíry se bohužel nejvíce let opakovaly na stanovištně nejextrémnějších lokalitách nejvíce zatížených imisemi. Tam, kde potřebují stromy pro svou existenci největší množství asimilačního aparátu (nejvíce ročníků jehličí), ztrácely nejstarší ročníky jehličí vlivem imisí a nejmladší jehlice v důsledku žíru housenek obaleče modřínového. Tato nepříznivá kombinace byla označována pouze za škody imisní. Prevencí proti obdobným škodám v budoucnu může být opět druhově, prostorově a věkově diferencovaný lesní ekosystém s nízko založenými korunami a s velkým asimilačním aparátem stromů smrku ztepilého.

Ploskohřbetka smrková (*Cephalcia abietis*)

V některých partiích Krkonoš (povodí Bílé vody, Zadní Žalý) významnou měrou přispělo k totálnímu rozpadu les-

ních ekosystémů přemnožení ploskohřbětky smrkové. Vedle uplatňování obecně platných přírodě blízkých principů hospodaření může být důležitým faktorem v boji proti tomuto škůdci využití biologického boje s využitím vhodných druhů mravenců v rámci akce Formica nebo hmyzožravých druhů ptáků. Ještě v první polovině devadesátých let byly v nejohroženějších lokalitách použity letecky aplikované chemické postřiky (Dimilin, mortalita 78 %) a v roce 1994 byl pokusně proveden letecký postřik entomopatogenní houbou *Paecilomyces farinosus* (mortalita 64 %). V současné době je prováděna každoroční kontrola ploskohřbetky na 60 sondách.

Klikoroh borový (*Hylobius abietis*)

Tento druh není v současné době v souvislosti s používáním neholosečných hospodářských způsobů považován za vážný negativní faktor. Jako ochrana se provádí máčení sazenic vysazovaných na vybrané ohrožené lokality. Např. v roce 2004 byly sazenice máčené v chemickém prostředku proti klikorohu použity na ploše 23,75 ha.

Bejlomorka borová *(Thecodipisis brachyntera)*
a hřebenule ryšavá *(Diprion sertifer)*

Bejlomorka borová se pomístně v suchých obdobích přemnožuje na oslabených keřích kleče a působí tím značnou ztrátu asimilačního aparátu. Místy současně s výskytem bejlomorky se na kleči objevují housenice hřebenule ryšavé *(Diprion sertifer).* Tento škůdce při kalamitním přemnožení v minulosti lokálně působil i holožíry.

Houboví patogeni

Dřevní houby

Tlející dřevo je nedílnou součástí ekosystémů horských lesů s řadou specifických funkcí. Z hlediska biodiverzity je přirozeně se rozkládající dřevo spolu s půdou nejbohatší nikou. Tlející dřevo je významným substrátem především pro dřevní houby, mechorosty, lišejníky a řadu bylin. Na tlejícím dřevě je výrazně závislá obnova těchto ekosystémů.

Zvýšený podíl hnilob poukazuje na poškození lesních ekosystémů. Zvýšený podíl kořenových hnilob kořenovníku vrstevnatého *Heterobasidion annosum* na smrku indikuje například první generaci smrku na zemědělských půdách, oglejené půdy. Hniloba kořenovníku je však výrazným fenoménem u smrku na horní hranici lesa, přestože zde prakticky plodnice netvoří. Poškození kořenového systému vede k narušení stability vůči působení větrů.

Na kmenech poškozených loupáním se výrazně uplatňují infekce dřevními houbami, na smrku zejména pevníkem krvavějícím *Stereum sanguinolentum* (Alb. et Schw.: Fr.) Fr. (syn. *Haematostereum sanguinolentum* (Alb. et Schw.: Fr.) Pouz.), který proniká poraněními do kmenů. Problematiku komplexně řeší např. Čermák, Jankovský 2007. Kmeny rozkládané bílým tlením pevníku krvavějícího poskytují vhodnějši podmínky pro kolonizaci tlejícího dřeva než kmeny rozkládané hnědým tlením, např. troudnatce pásovaného *Fomitopsis pinicola* (Sw.: Fr.) P. Karst. (Jankovský et al. 2005).

V současnosti je dominantní houbou horských smrčin troudnatec pásovaný *Fomitopsis pinicola* (Sw.: Fr.) P. Karst.. Rozšířen je po celém území ČR a vyskytuje se velmi hojně jak na jehličnanech, tak i na listnáčích. Jeho hnědá hniloba rychle proniká u smrku celým obvodem kmene. V horských oblastech je dominantním rozkladačem dřeva smrku, nalétnutých lýkožroutem smrkovým. Nalétnuté kmeny se záhy lámou. Je jednou z mála hub, které v minulosti postupně kolonizovaly kmeny smrků, které odumřely v důsledku imisní zátěže.

V oblastech, kde byly kůrovcové souše sanovány odkorněním a ponecháním na místě se na jejich rozkladu podílí až dominantně hnědá hniloba trámovky plotní *Gloeophyllum sepiarium* (Wulf.:Fr.) P. Karst. Pouze výjimečně se vyskytuje na živých stromech a to v případech rozsáhlejšího poranění a sedření borky.

Další druhy dřevních hub se v horských oblastech uplatňují spíše akcesoricky jako přirozené faktory, některé z těchto druhů jako plstnateček severský *Climacocystis borealis* (Fr.) Kotl. & Pouz. je možno označit jako indikátory přirozeného rozšíření smrku. Vesměs jde o druhy, které se zásadně podílí na koloběhu uhlíku a na zajištění stability horských smrčin.

Vaskulární mykózy a choroby letorostů

V souvislosti s chřadnutím dřevin ve spojení s podkorním hmyzem je diskutována úloha hub vaskulárního vadnutí resp. patogenů vaskulárních pletiv (Mrkva, Jankovský 1996). Mykoflóra kůrovců, včetně lýkožrouta smrkového *Ips typographus* L. patří z tohoto hlediska mezi nejzkoumanější. V zahraničí mykoflóru *Ips typographus* L studovali zejména Yamaoka et al. (1997), Solheim (1986, 1988, 1991, 1993), Krokene (1996), Kirschner (1994). Fytopatogenní aspekty hub doprovodné mykoflóry lýkožrouta smrkového uvádí např. Christiansen (1985, 1985b), Christiansen, Solheim (1994), Horntvedt - Solheim (1991), Jankovský, Mrkva, Ambrožová (1998).

V České republice zkoumala Korunková, Sychrová (1966) mykoflóru některých kůrovců včetně lýkožrouta smrkového *Ips typographus* L. Jankovský, Mrkva (1997) prokázali přítomnost spor ophiostomatálních hub, včetně *Ceratocystis polonica* (Siem.) C. Moreau a *Ophiostoma bicolor* Davidson & Wells na těle *Ips typographus L.* a *Ips duplicatus* Sahlb. Problematikou doprovodné mykoflóry druhu *Scolytus intricatus* Ratz. se zabývali Šrůtka (1996), Kubátová et al. (1999).

Většina hub zjištěných na imázích *Ips typographus* L. nebo v jeho chodbičkách patří mezi druhy žijící ve společenstvu s podkorním hmyzem (ophiostomatální houby). Nalezené spektrum je velmi podobné výsledkům udávaných zahraničními autory (YAMAOKA et al. 1997, KROKENE 1996, KIRSCHNER 1994). Další druhy hub patří buď mezi široce rozšířené ubikvisty (*Cladosporium herbarum* (Persoon : Fries) Link), nebo druhy saprofytické mykoflóry (*Mucor racemosus* Fres.). Tyto houby se vyskytovaly v drtinách z chodbiček.

Ophiostoma bicolor DAVIDSON & WELLS patří k nejhojnějším druhům doprovodné mykoflóry lýkožrouta smrkového. V Evropě jej poprvé zaznamenala KOTÝNKOVÁ, SYCHROVÁ (1966) z chodeb lýkožrouta smrkového ze Šumavy.

V okolí míst inokulace stromu lýkožroutem smrkovým lze očekávat rovněž šíření hub povrchové mykoflóry a zároveň reakce hostitelských pletiv (JANKOVSKÝ, MRKVA, AMBROŽOVÁ 1998). SOLHEIM (1988, 1991) považuje velikost ranové reakce na umělou infekci čistými kulturami ophiostomatálních hub za projev patogenity těchto hub. Nejvýraznější reakci pozoroval u druhu *Ceratocystis polonica* (Siem.) C. Moreau.

V České republice NOVOTNÝ, JANKOVSKÝ (2005) identifikovali z mág lýkožrouta smrkového *Ips typographus* L. 18 druhů hub. Nejčastěji zjištěnými mikromycety byly *Ophiostoma bicolor* DAVIDSON & WELLS, bílá kvasinka, *Leptographium* sp. 1., *Graphium* sp 1., a *Leptographium* sp. 2. Zjištěn byl rovněž druh *Ceratocystis polonica* (Siem.) C. Moreau, považovaný za potencionálního patogena smrku (CHRISTIANSEN 1985, CHRISTIANSEN, SOLHEIM 1994, SOLHEIM 1988, 1991). JANKOVSKÝ, MRKVA, NOVOTNÝ (2003) uvádí z pletiv smrků z pokusných inokulací brouky ze Šumavy a Drahanské vrchoviny 7 druhů hub. Jako důsledkem umělé inokulace smrku imágy lýkožrouta smrkového byly pozorovány nekrózy pletiv a zamodrání běli v okolí míst infekce. Nekrózy lýka a infekce běli i lýka vaskulárními mykózami jsou jednou z hlavních příčin narušení funkce vodivých elementů smrku po náletu lýkožrouta smrkového. I při neúspěšné invazi brouka se v pletivech šíří vaskulární mykózy, dále narušující vodní režim dřeviny. Pravděpodobnost úspěchu opakovaného náletu lýkožrouta se zvyšuje s predispozicí hostitelské dřeviny.

Choroby letorostů a asimilačního aparátu

Poškození letorostů je často způsobeno synergickým působením řady stresorů, jejichž váhu je obtížné stanovit. Tento typ chřadnutí bývá označován jako komplexní choroba (complex disease), kdy vesměs žádný z působících faktorů vesměs nevyvolává sám o sobě příznaky choroby, přestože jde o významné stresory, jako klimatické extrémy, imisní zatížení, biotičtí agens aj. Ty se uplatňují až v synergickém působení. Charakteristická je pak nejasnost etiologie. Příkladem může být poškození smrku v Orlických horách (SOUKUP, PEŠKOVÁ 2001, NÁROVEC 2001, 2002 aj.).

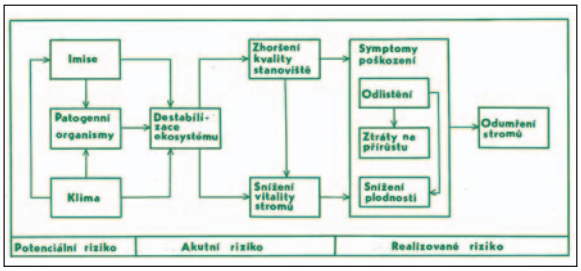
V horských polohách je podobně jako v severní Evropě je na odumřelých či odumírajících letorostech relativně častý výskyt *Brunchorstia pinea* (Karsten) Hohn. (teleomorpha *Gremmeniella abietina* (Lagerb.) Morelet, syn. *Ascocalyx abietina* (Lagerb.) SCHLÄPFER, BERNHARD, syn. *Scleroderris lagerbergii* Gremmen) (BARKLUND 1989, SOLHEIM 1986, BARKLUND, ROWE 1981). Z odumírajících mladých smrků v Orlických horách byly identifikovány plodnice *B. pinea* var. *pini* (Karsten) Hohn. i *B. pinea* var. *cembrae* Morelet. V roce 2000 byla až v masovém měřítku zaznamenána *B. pinea var. cembrae* Morelet; v roce 2002 byla tato varieta zjištěna na smrku pouze ojediněle. Na borovici byla v roce 2002 zjištěna *B. pinea var.cembrae* Morelet na větvičkách i jehlicích *Pinus mugo* L. a *P. contorta* DOUGL. ex LOUD. Zaznamenán byl i druh *Sirococcus strobilinus* Preuss. (ČERMÁK et al. 2003). Obdobnou situaci je možno očekávat i v dalších okrajových pohořích České republiky, včetně Krkonoš.

Z pletiv smrku je možno izolovat celou řadu endofytů až oportunních parazitů *Sordaria* sp., *Epicococcum nigrum* Link., *Fusarium avenaceum* (Fr.) Sacc., *Fusarium cf. oxysporum, Cladosporium* sp., *Phomopsis* sp. U všech uvedených druhů je možno uvažovat o jejich potenciální patogenitě na nekrotizovaných pletivech, resp. pletivech poškozených dalšími stresory.

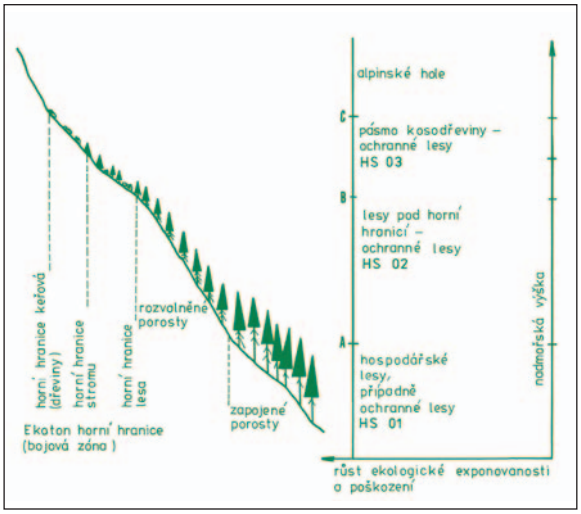
Smrk není obecně dřevinou citlivou na poškození asimilačního aparátu sypavkami či jinými houbovými patogeny. V horských oblastech střední Evropy se vyskytuje především *Lirula macrospora* a *Lophodermium piceae*. Na jehlicích přízemních větví smrku v oblastech s dlouho ležícím sněhem je častým druhem *Herpotrichia nigra* a *Herpotrichia coulterii.* Oba druhy byly zjištěny i v Krkonoších v oblastech při horní hranici lesa.

2.9 Nový přístup k obhospodařování lesů

V době nástupu imisně ekologické kalamity rázem přestala být použitelná většina dosud platných zásad obnovy a zakládání horských lesů, destruovaných imisně ekologickým stresem (VACEK, LOKVENC 1992). Lesníci museli náhle plnit úkoly, které dosud neřešili a pro jejichž zvládnutí nebyli vybaveni potřebnými znalostmi a provozním zázemím. Pro pracovníky lesnického výzkumu a hospodářské úpravy lesa to byl signál pro zakládání četných výzkumných



Obr. 38: Modelové schéma příčin, stavu a následků destrukce lesních ekosystémů (Vacek 1986).



Obr. 39: Schéma ekologické exponovanosti stanovišť v lesních ekosystémech Krkonoš (Vacek 1984).

ploch, zaměřených zejména na výzkum stavu prostředí, obnovy a stabilizace různých stadií dynamicky odumírajících nebo již odumřelých lesních porostů. Při řešení těchto úkolů se v první fázi vycházelo pouze z dílčích teoretických znalostí a z dosavadních zkušeností, aby bylo možné již v prvních letech výzkumu této problematiky lesnickému provozu poskytnout aplikovatelné poznatky (Vacek 1983a). Obhospodařovaní lesů v této době vycházelo především z obecných poznatků o:

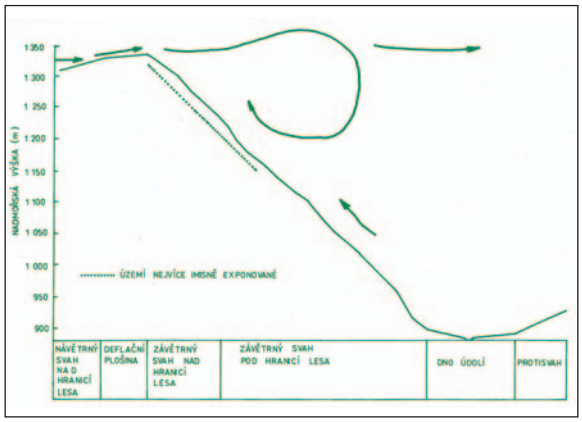
- imisně ekologických poměrech (obr. 38),
- ekologické exponovanosti stanovišť v lesních ekosystémech (obr. 39),
- působení A-O systému na dřevinnou složku lesních ekosystémů (obr. 40),
- ekologické valenci dřevin diferencovaně dle stanovištních a porostních poměrů (Lokvenc et al. 1992),
- provozních možnostech (Vacek 2000).

Zejména pak poznání struktury a vývoje horských lesů pod vlivem imisí a prognózu jejich dalšího vývoje byly nutné, neboť byly základním a zásadním předpokladem pro stanovení specifických zásad obhospodařování těchto lesů. Postupně se tak vytvářela strategie obhospodařování horských lesů pod výrazným imisně ekologickým zatížením (Vacek 1984; Vacek et al. 1994).

Po ústupu imisně ekologické kalamity musel výzkum a následně i hospodářská úprava lesa řešit i problémy vzniklé v důsledku použití nevhodných technologií při těžbě a obnově odumírajících porostů (Šach et al. 2000; Krečmer, Šach 1999). Další problémy v juvenilních stadiích těchto většinou alochtonních porostů vznikaly v důsledku kombinace četných biotických činitelů (houbových patogenů, hmyzích škůdců i neúměrných škod spárkatou zvěří; obr. 41; cf. Vacek et al. 2000).

Otevřenou otázkou dosud zůstává dopad globálních změn klimatu na stabilitu lesních ekosystémů a trvale udržitelný management lesních ekosystémů Krkonoš. Neznáme totiž detailně vstupy jednotlivých faktorů a škodlivých látek (klimatických změn, znečištění prostředí kontaminanty i nárůstu krátkovlnného UVB záření) do ekosystémů a jejich vzájemné, složité synergické vazby i dynamiku jejich vývoje. Pouze existují některé modelové, značně zjednodušené, scénáře vývoje. Z nich vyplývá, že hlavní porostotvorné dřeviny budou na tyto progresivní změny reagovat různými symptomy poškození a růstovými abnormalitami. Ty se obecně předpokládají menší v nižších LVS než ve vyšších a nižší u listnáčů než u jehličnanů. Dále nižší u dřevin v rámci středu jejich ekologického optima, než při hranicích jejich ekologické valence. Podstatně lépe by na tom měly být především smíšené autochtonní porosty složené z lokálních ekotypů dřevin (buk lesní, jedle bělokorá, smrk ztepilý, javor klen, jeřáb ptačí, bříza pýřitá apod.) než alochtonní smrkové monokultury (Vacek 1983a, 1987a).

O tom jak na progresivní civilizační tlaky budou reagovat jednotlivé ekosystémy toho v současné době víme velmi



Obr. 40: Schéma imisní exponovanosti na Strmé stráni v Labském dole v rámci působení A-O systému Mumlavy (Vacek 1981).

Obr. 41: Odrůstající smrková kultura na exponované lokalitě (foto: M. Mikeska).

málo. Se změnou imisně ekologických podmínek pravděpodobně dojde ke změnám ve struktuře těchto ekosystémů, a tím i v jejich funkčnosti a produkci. Zajisté se víceméně změní bioklimatické podmínky lesních vegetačních stupňů, pravděpodobně však nedojde k jejich výraznějšímu posunu. Lesní ekosystémy jsou totiž objekty poměrně konzervativní. Zejména pak změny v půdě probíhají velmi pomalu, např. ve srovnání se změnami klimatu.

Na tato nepřirozená zatížení by měl odpovídajícím způsobem reagovat management Správy KRNAP i Karkonoszkiego Parku Narodowego. Měl by především maximálně usilovat o tvorbu ekologicky stabilních smíšených porostů a o víceméně přírodě blízký management lesních ekosystémů diferencovaně dle jednotlivých zón odstupňované ochrany. Důraz by přitom měl být kladen na výběr vhodných místních ekotypů a populací dřevin a jejich pokud možno přirozenou časovou i prostorovou úpravu, diferencovaně podle konkrétních stanovištních a porostních podmínek. Dlouhodobým prioritním úkolem je přitom zvýšení podílu listnáčů, především pak buku lesního a javoru klenu i jedle bělokoré a snížení zastoupení smrku ztepilého.

Obr. 42: Panoráma střední části Krkonoš na vrcholu imisně ekologické kalamity koncem 80. let minulého století (foto: J. Vondra).

3. Charakteristika zájmového území

3.1 Obecná charakteristika

Krkonoše jsou významným přírodním a kulturně historickým regionem na severu České republiky (obr. 42). Na rozloze 36 300 ha zde byl v roce 1963 vyhlášen Krkonošský národní park (KRNAP), k němuž později přibylo i ochranné pásmo o výměře 18 400 ha. Z této výměry 67 % zaujímá porostní plocha. Péčí o toto území je pověřena Správa Krkonošského národního parku se sídlem ve Vrchlabí, která též od 1.1.1994 spravuje lesní ekosystémy (SCHWARZ 1997). Na severních polských svazích Krkonoš byl zřízen národní park již v roce 1959, a to na ploše 5 560 ha. Od roku 1992 jsou Krkonoše zařazeny do světové sítě biosférických rezervací UNESCO, a to v podobě bilaterární biosférické rezervace Krkonoše / Karkonosze (FLOUSEK 1994).

Zvláštní biogeografická poloha Krkonoš uprostřed středoevropské krajiny předurčila, aby se toto pohoří stalo významnou vývojovou křižovatkou, kde se opakovaně setkávala severská a vysokohorská příroda. To se odráží v neobvykle velkém množství glaciálních reliktů, endemitů a ve vysoké rozmanitosti horských ekosystémů (cf. JENÍK 1998). Alpinské trávníky, subarktická rašeliniště, porosty kleče, společenstva karů, horské smrkové, smíšené a bukové lesy reprezentují biodiversitu, jež nemá v českých pohořích obdoby (JENÍK et al. 1994; JENÍK, ŠTURSA 2003).

KRNAP včetně ochranného pásma je jedním z nejnavštěvovanějších národních parků v Evropě (přes 8 milionů návštěvníků ročně), což však vyvolává nemalé ekologické problémy, i když v posledních letech návštěvnost mírně klesá.

3.2 Přírodní poměry

Současný reliéf Krkonoš je výsledkem dlouhodobého působení geologického a geomorfologického vývoje. Z geologického hlediska zájmové území náleží do krkonošsko-jizerského krystalinika. Jsou zde zastoupeny zejména krystalické břidlice (svory, fylity, ortoruly o stáří 600 - 1000 milionů let), uprostřed nichž se rozkládá žulový masív tvořící především vrcholové partie pohoří (CHALOUPSKÝ 1983). V souvislosti s poměrně jednoduchými petrografickými poměry, značnými výškovými rozdíly na krátkou vzdálenost, velmi vlhkým a chladným klimatem se zde zřetelně vyvinula vertikální půdní stupňovitost od podhorských až po vysokohorské půdy (TOMÁŠEK, ZUSKA 1983, PODRÁZSKÝ, VACEK 1994, VACEK et al. 2006). Z hlediska půdní úrodnosti se jedná převážně o půdy oligotrofní až mezotrofní.

V klimatické rajonizaci podle Quitta (QUITT 1971) je hřebenová oblast Krkonoš řazena do chladné klimatické jednotky Ch4, střední polohy do Ch6 a nižší do Ch7. Klima Krkonoš je značně ovlivňováno A-O systémy Mumlavy, Bílého Labe a Úpy (JENÍK 1961) i znečištěným ovzduším. Průměrná roční koncentrace SO_2 v ovzduší zde kolísá kolem 5 - 20 $\mu g.m^{-3}$.

Z hlediska lesnické typologie k nejrozšířenějším lesním vegetačním stupňům (LVS) v Přírodní lesní oblasti 22 - Krkonoše náleží: 6. – smrkobukový (42,5 %), 8. – smrkový (20,7 %) a 7. – bukosmrkový (19,2 %). Dominantní jsou soubory lesních typů (SLT) 6K – kyselá smrková bučina (18,8 %) a 7K – kyselá buková smrčina (10,6 %). Výrazně převládají kyselá stanoviště (ekologická řada kyselá a extrémní řada) - 72 %, oproti živným (ekologická řada živná a obohacená humusem) – 17 % a ovlivněným vodou (ekologická řada obohacená vodou, oglejená a podmáčená, resp. rašelinná) – 11 % (MIKESKA et al. 2000).

Podrobněji viz. VACEK (2003) a dokumenty dostupné prostřednictvím Internetu na adrese www.infodatasys.cz/lesni-oblasti a www.uhul.cz .

4. Metodika

4.1 Obecný metodický přístup

Základním problémem našich horských lesů pod výrazným imisně ekologickým zatížením je zajištění jejich ekologické stability a biodiversity jako kategorického požadavku uplatňování principů trvalé udržitelnosti. Zamýšlenou ekologickou analýzou vlivu imisí na základní typy horských lesních ekosystémů Krkonoš proto byly nejprve získávány poznatky především o tom, jak jsou narušovány nebo změněny vztahy uvnitř dřevinné složky ekosystémů tvořící jejich podstatu. Ty byly dále využívány pro tvorbu a ověřování managementových opatření, směřujících alespoň k vytváření základních předpokladů ekologické stability, studovaných lesních ekosystémů, vyskytujících se v různých imisně ekologických podmínkách.

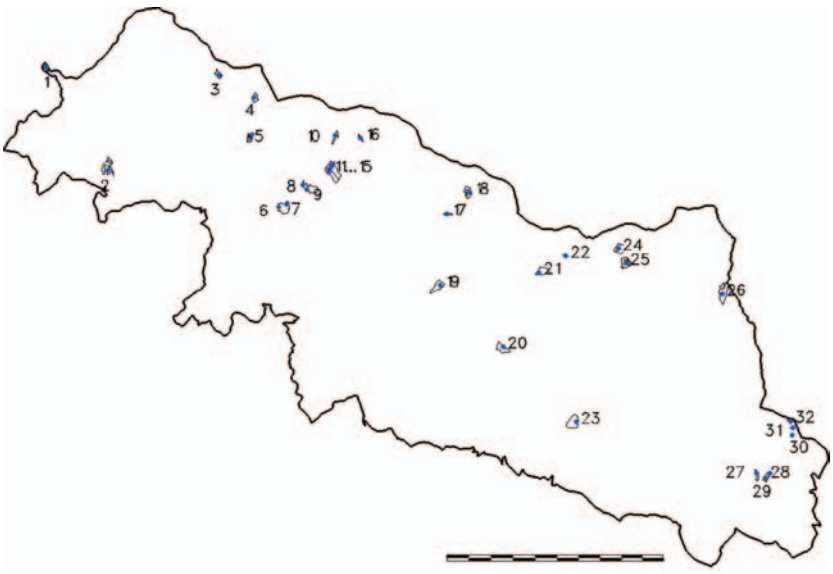
Pro objasnění výše uvedených otázek bylo třeba použít nejen postupy výzkumu obvyklé v pěstování lesa, dendrometrii a hospodářské úpravě lesa, ale i ekologii, pedologii, fytocenologii, bioklimatologii a biomatematice. Užití postupů těchto disciplín bylo nezbytné, zejména pro objasnění stěžejních ekologických souvislostí mezi základními složkami ekosystémů (ovzduší – půda – přízemní vegetace – dřeviny – živočichové). Alespoň rámcová znalost těchto vazeb byla často nezbytná pro návrhy postupů nápravných opatření směřujících k obnově a stabilizaci těchto velmi složitých ekosystémů.

Na území Krkonoš bylo založeno celkem 32 trvalých výzkumných ploch označovaných jako TVP 1 až TVP 32 (obr. 43, příl. 1a). Většina jich byla založena v roce 1980, pouze TVP 11 až 15 v roce 1976. TVP reprezentují bukové, smíšené (bukosmrkové až smrkobukové) a smrkové porosty v různých stanovištních podmínkách, s různým stupněm vlivu imisí a s odlišnou úrovní následné acidifikace. V průběhu vývoje tedy vykazují rozdílnou dynamiku. Předchozí částečné výsledky ze sledování těchto ploch byly již dříve vyhodnoceny (Vacek, Matějka 1999) při dodržení obdobného metodického přístupu, jaký je použit nyní.

V ekosystémech na plochách se soustavně nebo periodicky, podle účelových metodik, zkoumala dřevinná složka ekosystému (zdravotní stav, struktura, růstové poměry), pozornost byla věnována i sledování půdy, fytocenóz, houbových patogenů, hmyzu, zvěře a znečištění ovzduší. Dle klasifikace jejich vegetace v roce 1980 a s přihlédnutím na jejich další dynamiku byly TVP rozděleny do různých skupin s maximálně možnou podobností.

Další výzkumné aktivity postupně probíhaly na více než 200 dočasných výzkumných (dílčích, zkusných) plochách.

Základní data byla vždy vyhodnocena matematicko-statistickými postupy, a to převážně ve spolupráci s IDS Praha.



Obr. 43: Lokalizace modelových výzkumných ploch v Krkonoších (GIS IDS Praha – K. Matějka).

4.2 Zatížení prostředí imisemi

V období 1979 do roku 1994 byly na Labské louce v nadmořské výšce 1350 m měřeny hodnoty průměrných denních koncentrací SO_2 a SO_4^{2-} - metodou filtrů Whatman 40 na zachycení pevných částic pro stanovení síranů a filtrů Whatman 41 impregnovaných hydroxidem draselným pro zachycení a stanovení SO_2. Kratší období bylo stejné měření prováděno na stanicích Harrachov, Hříběcí boudy, Pec pod Sněžkou a Rýchory. Průměrné denní koncentrace byly vyhodnocovány v pololetních intervalech, a to vždy za letní období od 1. 4. do 30. 9. a za zimní období od 1. 10. do 31. 3.

Od roku 1995 bylo v Krkonoších a v jejich blízkém okolí v rámci řešení projektů Programu podpory vědy a vývoje MŽP prováděno měření atmosférické depozice. V roce 1994 a 1995 to bylo celkem na 56 měřištních plochách a od roku 1996 kontinuálně na 5 reprezentativních dvojicích ploch (4 jsou umístěny ve smrkových porostech a na volné ploše - Bílá voda, Bílé Labe, Rýchory a Žalý; plocha Bažinky je umístěna v bukovém porostu a na volné ploše).

Velikost celkové atmosférické depozice je určována metodou výpočtů z toků látek ve srážkové (gravitační) depozici a z toků v podkorunovém prostoru (Hošek et al. 2005). Hodnoty toků jsou měřeny pomocí trvale exponovaných nepřetržitě otevřených odběrových zařízení odlišných ve vegetačním a v zimním období.

Odběrové zařízení pro odběr kapalných srážek ve vegetačním období VOSS se sestává z PE nálevky o průměru 120,6 mm (záchytná plocha 114,2 cm^2) zaústěné do zásobní lahve o objemu 2 litry. Záchytná plocha nálevky je fixována ve výši cca 130 cm. Zařízení pro odběr zimních srážek se sestává z válcovité nádoby z černého PE o průměru 150 mm (záchytná plocha 176,7 cm^2) a o hloubce 50 cm. Horní okraj odběrové nádoby je fixován ve výšce cca 1,7 m nad povrchem terénu.

Pro účely výpočtů je každé měřištní ploše v lesním porostu (TF) přiřazeno pomocné měřiště na bezlesé ploše. Po 14 denním období expozice je změřen zachycený objemu srážek a je odebírán vzorek. Ve scelených vzorcích z podkorunového prostoru a ve vzorcích z volné plochy jsou prováděna tato stanovení: specifická elektrická vodivost, pH a koncentrace F^-, Cl^-, SO_4^{2-}, NO_3^-, NH_4^+, Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe, Mn, Al, Zn, As, Be, Cd, Pb, Cu, Cr, Ni. Stanovení F^- bylo provedeno iontově selektivní elektrodou, stanovení Cl^-, a kapalinovou chromatografií, stanovení Na^+, K^+, Ca^{2+}, Mg^{2+}, Fe, Mn, Al, Zn, metodou AAS a As, Be, Cd, Cu, Pb, Ni, Cr na grafitové kyvetě. Analytické výsledky pod mezemi detekce byly konvenčně nahrazeny hodnotou 2/3 detekčního limitu. Ze srážkových úhrnů a koncentrací jsou vypočítávány toky jednotlivých látek v podkorunovém prostoru (nadále označené TF) a na volné ploše. Celková atmosférická depozice je vypočtena pomocí metody dělení podkorunového toku látek (Bredemeier 1988). Důležitou podmínkou pro použití této metody je potlačení náhodných a epizodických jevů a potlačení vlivu retence sledovaných látek v korunách dřevin. Z tohoto důvodu je nutno pro výpočty využít sumární hodnoty toků PD a TF za delší časová období.

Celková atmosférická depozice (TD) je podle použité teorie součtem intercepční a gravitační depozice. Gravitační depozice (PD) je zprostředkována procesy nezávislými na kvalitě receptorových povrchů. Patří sem depozice deštěm, sněhem a sedimentací prachu. Intercepční depozice (ID) závisí na kvalitě povrchů a skládá se z absorpce plynů a adsorpce aerosolů (IDgas) na jedné straně a intercepce kapének atmosférické vody (IDpart) na straně druhé. Koruny lesních dřevin svými velkými a specificky uspořádanými povrchy zásadně ovlivňují velikost intercepční depozice. Toto působení se odráží ve velikosti podkorunového toku, který je ale současně obohacován látkami vyloučenými z korun (kladné hodnoty CL), případně ochuzen o část deponovaných látek, korunou naopak pohlcovaných (záporné hodnoty CL). Podkorunový tok látek můžeme zjednodušeně chápat jako součet dílčích toků - gravitační depozice, intercepční depozice plynů, intercepční depozice částic a vyluhování z korun.

Měření atmosférické depozice je prováděno na dvojicích měřištních ploch, vždy na ploše v lesním porostu a na přiřazené blízké volné ploše. Plochy v lesních porostech jsou osazeny 9 odběrovými zařízeními typu VOSS na dvou kolmých transektech tvořících rovnoramenný kříž s rameny v severojižním a západovýchodním směru. Rozestupy mezi jednotlivými zařízeními na těchto ramenech jsou 10 m. Střed kříže byl vybrán náhodně. Výsledky měření z měřištních ploch v porostech jsou označovány TF. Paralelní pomocné měřištní plochy bez lesního porostu jsou osazeny dvěma odběrovými zařízeními typu VOSS, slouží pro měření gravitační depozice a výsledky jsou označovány PD. Výsledky měření atmosférické depozice jsou jedním z klíčových východisek pro výpočet kritických zátěží lesních ekosystémů.

Principem vyhodnocení kritických zátěží je výpočet neutralizační kapacity přírodního prostředí, především půd a vegetace, která umožní eliminovat přebytečné vodíkové ionty a produkty okyselení vznikající jako následek atmosférické depozici síry a dusíku. V případě nutričního dusíku je pak vyhodnoceno takové množství, které ekosystém ještě dlouhodobě negativně neovlivňuje. Pro určení mezí, kdy je

ekosystém poškozován, je používám takzvaný koncept kritických zátěží.

Kritická zátěž je definována jako nejvyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny jež by měly dlouhodobé škodlivé účinky na nejcitlivější složky ekosystému (NILSSON, GRENFELD 1988).

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

Kritické zátěže se vypočítávají pro jednotlivé typy ekosystémů, v případě Krkonoš pro smrkové lesy. Nejpoužívanější výpočet vychází z definice kritického poměru mezi Al a sumou bazických kationtů, které mají nutriční význam pro kořenový systém stromů. Tyto bazické kationty jsou Ca, Mg a K, a jejich suma se označuje Bc. Za kritickou hranici je považován molární poměr $(Bc/Al)_{crit} = 1$, kdy je 50 % riziko významného poškození stromu (CRONAN, GRIGAL 1995). Pokud je poměr vyšší, kritická zátěž není překročena, pokud je nižší, je překročena (podrobněji HRUŠKA, CIENCIALA 2002). Převod tohoto kritického parametru na kritickou zátěž síry je spjat ještě dalšími vlastnostmi zkoumaného systému, ve kterém hrají hlavní roli velikost atmosférické depozice, rychlost zvětrávání půd a podloží, množství srážek a odtoku.

Hlavní acidifikující složkou atmosférické depozice je kyselina sírová (H_2SO_4), vznikající oxidací SO_2 v atmosféře a na povrchu vegetace. Proto je depozice síry (ve smyslu acidifikace půd) hlavním parametrem, ke kterému se vztahuje kritická zátěž a její překročení atmosférickou depozicí. Situace kdy by do ekosystému vstupovala jen kyselina sírová nastává jen velmi výjimečně, je nutno počítat i s acidifikačním příspěvkem sloučenin dusíku. V takovém případě hovoříme o minimální kritické zátěži síry.

Pro různé ekosystémy jsou definovány maximální přípustné koncentrace dusíku v půdě, které lze ještě považovat za akceptovatelné, a kdy se ekosystém udržuje v dynamické rovnováze beze změn jeho funkce a struktury. Zvýšená množství dusíku v půdě zapříčiňují změny nadzemní vegetace a fyzikálně chemickou nerovnováhu celého ekosystému.

Při překročení kritické zátěže nutričního dusíku se ekosystém dostává do stavu nadměrného příjmu živin – eutrofizace. V horských smrčinách tento jev vede k neblahým důsledkům, a to zejména nadměrnému přírůstu biomasy. Tento jev sice v krátkodobém horizontu může být vnímám jako pozitivní, protože se například znatelně zvyšuje produkce dřevní hmoty, ale ve svém konečném důsledku vede k poškození celého ekosystému, zejména v kombinaci s ostatními efekty způsobenými acidifikací (HRUŠKA, CIENCIALA 2002). Pokud je kritická zátěž překročena, pak nadbytečný dusík, mimo eutrofizace, působí i jako další acidifikační sloučenina, protože se v půdách oxiduje či nitrifikuje na kyselinu dusičnou (HNO_3), která má stejné acidifikující účinky jako kyselina sírová.

4.3 Výzkum imisní zátěže pomocí lišejníků

Biomonitorování imisní zátěže v Krkonoších probíhalo v různém rozsahu a časových intervalech od roku 1978 do současnosti. Na celoplošné úrovni byly realizovány tři základní výzkumné etapy. První celoplošné mapování proběhlo v letech 1978 - 1980 (ANDĚL 1980) a jeho výsledky byly konfrontovány s dalšími metodami hodnocení imisního stresu jako je posuzování zdravotního stavu porostů a analýzy obsahu síry v jehličí (TESAŘ et al. 1982). Druhou zásadní etapou bylo mapování v letech 1994 - 1995, které umožnilo přímé srovnání vývoje za období 15 let (ANDĚL 1995). Třetí etapa proběhla v roce 2002 (ANDĚL 2002) a byla koncipována tak, aby umožnila začlenění a vyhodnocení výsledků v rámci GIS na pracovišti KRNAP a tím i analýzu s dalšími daty.

Mezi hlavními etapami probíhaly dílčí výzkumné práce v letech 1982, 1987, 1993, 1997, což umožňuje alespoň na základních lokalitách sledovat vývoj v cca pětiletých intervalech.

Z řady možných metodických přístupů byly pro bioindikaci imisní zátěže v Krkonoších použity dva následující:

a) floristicko-fytocenologický, reprezentovaný:

- stanovením indexu L,
- stanovením indikačních kapacit,
- zařazením území do lišejníkových indikačních kategorii,

b) chemicko analytický, reprezentovaný stanovením kovů ve stélkách lišejníku *Hypogymnia physodes*.

Stanovení indexu L

Metoda stanovení indexu L, která je založena na komplexním hodnocení lišejníkové vegetace (ANDĚL 1981). Index L se stanoví podle vzorce:

$$L = \sum_{i=1}^{m} q_i \times f_i \times v_i \quad ,$$

kde m je počet indikačních druhů nalezených na daném stromě, q je ekologický index citlivosti druhu k imisím (vyšší q značí vyšší citlivost; tab. 20), f je kvantitativní zastoupení druhu podle odhadové stupnice a v je vitalita druhu podle odhadové stupnice.

Zcela zásadní otázkou při využití bioindikačních postupů je standardizace podmínek. V tomto průzkumu byly hodnoceny lišejníky rostoucí na smrku ztepilém (*Picea abies*) v rozvolněných a prosvětlených horských smrčinách ve stupni kmenoviny, v minimální nadmořské výšce 800 m n. m. a optimum 900 - 1100 m n. m. Preferovány byly především vrcholové polohy. Z uvedených podmínek standardizace vyplývá, že se nejedná o klasický floristický výzkum, ale o hodnocení lišejníkové vegetace na standardizovaných substrátech. Současně je ale zřejmé, že s rozpadem lesních porostů je často obtížné na vybraných lokalitách najít vhodné substráty. Popis a hodnocení lišejníkové vegetace na lokalitě vycházely z následujících pravidel:

- hodnocena byla pouze epifytická lišejníková vegetace;
- základním objektem pro hodnocení byl 1 strom;
- na každé lokalitě bylo hodnoceno cca 10 - 20 stromů, vyhovujících podmínkám standardizace; vyloučeny byly stromy přestárlé a odumřelé;
- hodnoceny byly pouze vybrané indikační druhy, u kterých bylo prokázáno, že jejich výskyt je při dodržení standardizace podmínek vysoce závislý na imisní zátěži; jejich seznam je v tab. 20 (vyšší hodnota q odpovídá vyšší citlivosti k imisím);
- na každém stromě jsou hodnoceny počet indikačních druhů, jejich kvantitativní zastoupení (hodnota f; tab. 21) a jejich vitalita (hodnota v; tab. 22);
- výsledná hodnota indexu L je aritmetickým průměrem hodnot L na jednotlivých stromech;
- vyšší hodnota indexu L představuje nižší imisní zátěž.

Stanovení indikačních kapacit C

Stanovení indikačních kapacit C (Anděl 2000) vychází ze stejného principu a terénních výsledků jako výpočet indexu L. Jeho cílem je navíc provést odhad vývoje imisní zátěže na dané lokalitě na základě popisu aktuálního stavu epifytické lišejníkové vegetace. Model vychází ze základního poznatku, že v případě působení imisí na lišejníky dochází k ústupu lišejníkové vegetace ve třech základních na sebe navazujících etapách:

- Snižování vitality: nejdříve dochází k postupnému zhoršování zdravotního stavu, tedy vitality stélek nejcitlivějších druhů. Při popisu lišejníkové vegetace je tento jev vyjádřen hodnotou v. Tyto změny tedy reprezentují krátkodobé děje.
- Snižování abundance: při dosažení určitého stupně zátěže některé stélky odumírají a snižuje se tedy abundance daného druhu na sledovaném stromě. Tento jev je popsán hodnotou f. Změny hodnoty f jsou reprezentantem střednědobých dějů.
- Vymizení druhu: při odumření všech stélek daný druh ze stromu mizí a snižuje se tedy hodnota m (počet nalezených indikačních druhů). To reprezentuje dlouhodobé děje.

Tab. 20: Seznam indikačních druhů a jejich indexy citlivosti (vyšší hodnota značí vyšší citlivost druhu).

q	Druh
2	*Hypogymnia physodes*
3	*Parmeliopsis ambigua, Parmelia saxatilis*
4	*Pseudevernia furfuracea*
5	*Platismatia glauca, Cetraria chlorophylla*
6	*Parmeliopsis hyperopta, Cetraria pinastri*
8	*Bryoria* sp., *Usnea* sp.

Tab. 21: Semikvantitativní stupnice pro hodnocení zastoupení druhu na daném stromě (hodnota f).

f	Zastoupení druhu
5	velmi hojně se vyskytující druh
4	hojně se vyskytující druh
3	středně se vyskytující
2	málo se vyskytující, pouze několik stélek
1	jedna nebo dvě stélky

Tab. 22: Semikvantitativní stupnice pro hodnocení vitality druhu na daném stromě (hodnota v).

v	Vitalita druhu na daném stromě
1,0	stélky normálně vyvinuté, bez známek poškození a zakrnění
0,8	stélky zakrnělé, případně mírně poškozené
0,6	stélky s výraznými stopami poškození a odumírání
0,4	stélky z velké části odumřelé
0,2	stélky zcela odumřelé

Tab. 23: Indikační kapacita C na modelovém stromě.

Indikační kapacita	Zastoupení druhů (m,q)	Abundance (f)	Vitalita (v)	Charakteristika
CI	modelové	modelové	modelové	„původní stav bez imisí“, stav bez dlouhodobých vlivů
CJ	reálné	modelové	modelové	stav bez krátko- a střednědobých vlivů
CK	reálné	reálné	modelové	stav bez krátkodobých vlivů
CL	reálné	reálné	reálné	současný stav, CL je totožná s indexem L

Protože při terénním průzkumu byly všechny výše uvedené veličiny zaznamenávány, je možné modelově od sebe tyto 3 hlavní etapy ústupu lišejníkové vegetace oddělit. Definujme indikační kapacitu C na každém sledovaném stromě (tab. 23) stejným vztahem jako v případě indexu L.

Jestliže nyní v posloupnosti tří výše uvedených základních etap ústupu lišejníků nahradíme ve vzorci indikační kapacity postupně reálné současné hodnoty idealizovanými modelovými hodnotami, které jsou maximálně dosažitelné při absenci imisí, můžeme definovat čtyři modelové indikační kapacity (viz tab. 23).

Celkově tedy od idealizovaného stavu bez působení imisí (CI) indikační kapacita neustále klesá až ke zjištěnému současnému stavu (CL). Odhad významu krátkodobých, střednědobých a dlouhodobých vlivů lze na základě výše definovaných kapacit odhadnout následovně:

krátkodobý vliv	k = CK - CL,
střednědobý vliv	s = CJ - CK,
dlouhodobý vliv	d = CI - CJ.

Vzhledem k tomu, že životní podmínky pro lišejníky závisí na nadmořské výšce, byl pro modelové výpočty při relativně malém množství hodnocených lokalit proveden výpočet kapacity CL korigované na 1000 m podle empirického vzorce CL-k = CL / (-2,636 + 0,0036 z), kde CL je indikační kapacita L a z je nadmořská výška v metrech.

Indikační hodnoty jsou z důvodů lepší praktické použitelnosti vyjádřeny v poměru k „původnímu stavu“, tedy v poměru k CI. Celkově tedy od idealizovaného stavu bez působení imisí (CI) indikační kapacita klesá s velikostí imisní zátěže. Na základě definovaných indikačních kapacit je možné odhadnout i krátkodobý, střednědobý a dlouhodobý vliv imisí.

Zařazení do lišejníkových indikačních kategorií (LIC)

Cílem uvedeného postupu je zařazení dané lokality do kontextu imisní zátěže v České republice. Zařazení do LIC se provádí na základě hodnot indexu L s přihlédnutím k abundanci a vitalitě indikačních druhů a ke geomorfologii terénu (zakryté a exponované lokality) - (tab. 24). Hodnoty LIC jsou semikvantitativním vyjádřením imisní zátěže a lze je proto používat jako vstupní data do dalších modelových výpočtů.

V České republice je vymezeno celkem 5 základních kategorií, označených čísly 1 až 5. Každá základní kategorie je v Krkonoších rozdělena na 3 podkategorie označované další číslicí bez pomlčky: 2 - nejlepší, 5 - střední, 8 - nejhorší (tedy například podkategorie 32, 35 či 38 v rámci kategorie 3).

Tab. 24: Lišejníkové indikační kategorie (LIC).

Kategorie podkategorie	Imisní zátěž	Charakteristika
LIC 10 (12,15,18)	velmi nízká	Území blízké přirozenému stavu na úrovni pozadí v České republice. Lišejníková vegetace je velmi bohatá s vysokou vitalitou. Lesní porosty nevykazují zřetelné stopy poškození imisemi. Srovnávacími lokalitami jsou chráněné lokality v jižní části Novohradských hor a na Šumavě.
LIC 20 (22,25,28)	nízká	Území relativně málo dotčené imisemi. Lišejníková vegetace je velmi bohatá, u velmi citlivých druhů je patrný částečný ústup. Lesní porosty vykazují dílčí příznaky poškození imisemi. Srovnávacími lokalitami je jižní část Novohradských hor, chráněné lokality na Šumavě a část centrálních Krkonoš.
LIC 30 (32,35,38)	střední	V České republice velmi rozšířená kategorie zaujímající převážnou část území. Působení imisí je zcela zřetelné, na střední úrovni. Lišejníková vegetace neobsahuje druhy citlivé, časté je snížení vitality i u druhů středně citlivých. Lesní porosty vykazují zřetelný dopad imisí, nedochází však k jejich velkoplošnému rozpadu. Srovnávacími lokalitami jsou Českomoravská vrchovina, Středočeská pahorkatina, část Beskyd, střední část Krkonoš.
LIC 40 (42,45,48)	vysoká	Území s vysokou imisní zátěží, která se stává jedním s řídících ekologických faktorů pro přírodní ekosystémy. Lišejníková vegetace je omezena jen na značně odolné druhy, časté je snížení vitality a odumírání lišejníků. Lesní porosty, především smrkové v horských oblastech, pod vlivem imisí plošně odumírají. Srovnávacími lokalitami jsou Orlické hory, převážná část Ještědského hřebene, vrcholové partie západních a východních Krkonoš.
LIC 50 (52,55,58)	velmi vysoká	Území s velmi vysokou imisní zátěží. Lišejníková vegetace se omezuje pouze na některé velmi odolné korovité lišejníky. Působení imisí vede k velkoplošné destrukci horských lesních ekosystémů. Srovnávacími lokalitami jsou Krušné hory, Jizerské hory, vrcholová část Ještědského pohoří.

Analýza stélek druhu *Hypogymnia physodes*

Pro analýzu těžkých kovů ve stélkách lišejníků byl vybrán druh *Hypogymnia physodes*, který je z hodnocených indikačních druhů nejrozšířenější a lze tedy nejsnáze na vybraných lokalitách získat dostatek materiálu pro chemickou analýzu.

Pro analýzu byl odebírán směsný vzorek stélek z cca 20 stromů, které vyhovují standardizaci popsané pro index L. Vzorek byl usušen při laboratorní teplotě a dále zpracován v souladu s metodickými postupy jednotlivých analýz.

4.4 Zdravotní stav porostů

Ekologickou analýzou vlivu imisí na ekosystém lesa byly získávány poznatky především o tom, jak jsou narušovány nebo měněny vztahy uvnitř dřevinné složky ekosystému tvořící jeho podstatu. Analýza vlivu imisí vycházela z dendroekologických reakcí jednotlivých stromů v rámci textury porostů.

Dynamika zdravotního stavu bukových, smrkobukových a smrkových porostů v české části Krkonoš na 32 TVP je dlouhodobě hodnocena podle olistění (foliace) a stupňů odlistění (defoliace) podle následující stupnice:

Stupeň odlistění	Olistění (%)
0	91 - 100
1	71 - 90
2	51 - 70
3	31 - 50
4	1 - 30
5	0

Zdravotní stav porostů byl v období (1976) 1980 až 2006 hodnocen každoročně především podle olistění. Klasifikace olistění smrku vychází z pojetí TESAŘE, TEMMLOVÉ (1971), buku a ostatních listnáčů z práce VACKA, JURÁSKA (1985). Do hodnocení byly započítávány všechny odumřelé nebo vytěžené stromy od počátku sledování (cf. VACEK 2000). Pro porovnání s pozemním hodnocením zdravotního stavu jsou uvedeny i výsledky klasifikace zdravotního stavu porostů vzniklé syntézou z družicových snímků LANDSAT.

Průměrné olistění porostu je vyjádřeno jako aritmetický průměr hodnot olistění všech stromů na ploše. Defoliace (doplněk olistění do 100 %) se zvláštním zřetelem na cenotické postavení a morfologický typ koruny byla odhadována s přesností na 5 % (10 %) a zaznamenávána za použití šesti tříd defoliace, které odpovídají stupňům poškození stromů:

Třída defoliace	Interval defoliace (%)	Průměrná defoliace (%)	Charakteristika stromu
0	[0 - 10)	5	zdravý
1	[10 - 30)	20	mírně poškozený
2	[30 - 50)	40	středně poškozený
3	[50 - 70)	60	silně poškozený
4	[70 - 100)	85	odumírající
5	100	100	odumřelý

Rozbor problémů souvisejících s používáním defoliace pro charakteristiku poškození stromu a lesního porostu byl podán na jiných místech více autory (např. MATĚJKA 1993), prakticky shodná metodika je použita rovněž v mezinárodním projektu ICP-Forests (LORENZ 1995).

Dále byly hodnoceny znaky charakterizující zdravotní stav koruny (poškození sněhem, mrazem, dřevokaznými houbami a hmyzem).

Pro další výpočty byly stupně transformovány na procentuální hodnoty defoliace (průměrné hodnoty pro danou třídu defoliace). Základem pro hodnocení ploch byl vývoj aritmetického průměru defoliace všech současně živých stromů na ploše (průměr pro třídy defoliace 0 až 4), směrodatné odchylky defoliace a vývoj počtu odumřelých stromů (stromů totálně defoliovaných). Každý druh dřeviny byl hodnocen samostatně. Pro souhrnné hodnocení stavu porostu byly vypočítány rovněž celkové průměry olistění všech stromů včetně stromů úplně defoliovaných.

Dynamika defoliace a odumírání stromů na jednotlivých plochách byly zpracovány v programu TDM (Tree Defoliation Modelling) firmy IDS (viz www.infodatasys.cz/software). Data všech stromů tak byla shromážděna v jedné databázové tabulce formátu dBase/FoxPro, která je zdrojem dat pro program TDM, současně však lze s daty provádět různé další operace – například vyhodnocovat dotazy SQL přímo ve Visual FoxPro. Takto připravená data byla využita i v dalších programových aplikacích (růstový simulátor SIBYLA aj.)

Pomocí programu TDM byl vyhodnocen nejen vývoj průměrné defoliace všech živých stromů a dynamika odumírání (počet mrtvých stromů), ale byly vypočteny i modely (predikce) vývoje defoliace. Procesy změny defoliace a odumírání byly sledovány na základě výpočtu přechodových matic (cf. MATĚJKA et al. 1998) pro jednotlivé třídy defoliace, vždy pro dva po sobě jdoucí roky. Tyto matice (velikosti 66) byly vypočteny v programu TDM a dále byly klasifikovány hierarchickou aglomerativní metodou average linkage, mírou nepodobnosti byla Euklidovská distance přechodových matic. Vzhledem ke konstrukci a základním vlastnostem pře-

chodových matic je maximální teoreticky možná distance dvou přechodových matic limitována hodnotou

$$D_{max} = p^{(0)} \sqrt{10} ,$$

kde $p^{(0)}$ je teoretické maximum nějakého prvku přechodové matice (je rovno 1 resp. 100 při užitém vyjádření v procentech).

Dále je potřebné si být vědomi skutečnosti, že strom může být s určitou pravděpodobností (2) klasifikován v sousední třídě, nežli v té, do které skutečně náleží. Uvážíme nyní situaci dvou po sobě následujících let, kdy v prvém roce byly stromy klasifikovány „přesně" a v roce následujícím s výše uvedenou chybou, přičemž se jejich stav nezměnil. Poté dostáváme přechodovou matici P oproti očekávané jednotkové matici I. Jejich Euklidovská distance D(P, I) je hodnotou, která je nevýznamná pro rozdíl dvou hodnocených přechodových matic:

$$D(P\alpha, I) = \alpha \sqrt{22} .$$

Pomocí klasifikace přechodových matic byly stanoveny jejich typy, které odpovídají třídám procesu změny defoliace a odumírání stromů. Důležité bylo prát se tom, jaká je sekvence těchto procesů, je-li možno stanovit některá období s charakteristickými procesy (s výskytem na všech nebo většině sledovaných ploch) a jak se liší jejich sekvence na jednotlivých plochách. První otázka je zodpovězena prostým popisem jednotlivých sekvencí. Druhá otázka byla sledována na základě popisu frekvencí jednotlivých typů v průběhu jednotlivých let. Pro zodpovězení poslední otázky byla provedena následující statistická analýza zjištěných sekvencí:

Nechť je typ přechodové matice na ploše p v roce y (respektive v období y/y+1), dále fY(c,y) je frekvence typu c v roce y (na všech plochách) a fP(c,p) je frekvence typu c na ploše p (ve všech letech). Položme:

$$F_Y(y) = \Sigma c\, f_Y(c,y) \qquad \text{a} \qquad F_P(p) = \Sigma c\, f_P(c,p).$$

Poté pravděpodobnost P(cpy = c), že v roce y se na ploše p vyskytne právě typ přechodové matice c, můžeme vyjádřit jako:

$$P(c_{py}) = 1 - \left(1 - \frac{f_Y(c_{py}, y)}{F_Y(y)}\right)\left(1 - \frac{f_P(c_{py}, p)}{F_P(p)}\right).$$

Můžeme konstruovat nulovou hypotézu, že sekvence typů přechodových matic na ploše p odpovídá obecně se vyskytující sekvenci v rámci celého souboru sledovaných ploch, oproti hypotéze, že se tato sekvence odlišuje. Pro zamítnutí nulové hypotézy požadujeme, aby proměnná χ^2 nabývala hodnoty vyšší nežli příslušná kritická hodnota χ^2-rozdělení:

$$\chi^2 = \sum_y \frac{\left(1 - P(c_{py})\right)^2}{P(c_{py})} .$$

Pravděpodobnost P(cpy) byla počítána jednak na základě frekvencí typů v rámci celého souboru ploch, jednak pro soubor ploch z něhož právě plocha p byla vyloučena. Uvedený algoritmus je součástí vyvinutého programu DVCLASS pro studium sekvencí.

Index kondice lesa

Základní vyhodnocení zdravotního stavu lesních porostů na základě dat ze satelitních snímků probíhalo na základě porovnání výsledků pozemního sledování stavu stromů (porosty *Picea abies*) na vybraných TVP a souboru indexů kondice lesa v pixlech v prostoru okolí těchto TVP. K dispozici byla data zpracovaných satelitních snímků (LANDSAT TM) z let 1984, 1986, 1990, 1992 a 1995.

Původní hodnoty indexu kondice lesa pro finální masku lesa byly vypočítány jako reálné hodnoty. Nejvyšší hodnota indexu (1.64) byla zjištěna ve scéně 950710. Přepočet reálných hodnot na celočíselné (1 až 255) byl proveden na základě vynásobení reálných hodnot konstantou 150 a zaokrouhlením na celé číslo. Tyto výpočty byly provedeny v prostředí systému pro digitální zpracování obrazu SunSparc IPX & EASI/PACE s následným exportem rastrů do formátu TIFF (provedla firma ORBITEC CONSULTING). Data kondice lesa byla vyhodnocena ve formě šedotónových rastrů s hodnotami ve škále 1 až 255, přičemž nižší hodnoty mají odpovídat lepší kondici lesa, což by ovšem mělo platit pouze pro srovnání jednoho konkrétního roku, srovnání mezi lety nelze přímo použít.

Vztah modelu terestrického hodnocení defoliace a modelu indexů kondice lesa

Pro porovnání terestrického a pozemního hodnocení poškození lesních porostů bylo vybráno deset studijních ploch, pro které jsou k dispozici údaje o defoliaci smrku (pozemní šetření) a současně je jejich okolí obsaženo ve vyhodnocení indexu kondice lesa ze satelitního snímkování. Defoliace každého stromu byla klasifikována dle výše uvedené stupnice.

Model terestrického hodnocení defoliace je indexem vyjadřujícím stav konkrétního porostu na základě hodnocení defoliace jednotlivých stromů v porostu:

$$M_t = AVG \times d + STD \times sd \quad \text{(model průměru)},$$

$$M_t = \sum_{i=0}^{5} FREQ_i \times F_i^{e[i]} \quad \text{(model frekvenční)},$$

kde d je průměrná defoliace (aritmetický průměr) všech stromů na ploše (v procentech), sd je směrodatná odchylka defoliace všech stromů na ploše (v procentech) a Fi je relativní frekvence počtu stromů v třídě defoliace i.

Model indexů kondice lesa je indexem snažícím se podat odhad poškození lesního porostu v určitém hodnoceném okolí středu studijní plochy na základě zpracování obrazu z družice Landsat TM:

$$M_k = RS_AVG \times rs + RS_STD \times srs \ ,$$

kde rs je aritmetický průměr hodnot indexů kondice lesa v uvažovaném okolí středu studijní plochy a srs je směrodatná odchylka hodnot indexů kondice lesa v uvažovaném okolí středu studijní plochy.

Použity byly matice 11x11 pixelů, obsahující hodnoty indexu kondice lesa ve středu příslušné studijní plochy a jeho okolí. Střed plochy je vždy ve středu matice. Velikost pozemního pixelu je 25x25 metrů. Směr řádku resp. sloupce matice je totožný se směrem východ-západ resp. sever-jih v Gauss-Krügerově zobrazení.

Vztah mezi defoliací stromů hodnocenou terestrickým pozorováním a výpovědní hodnota modelu indexu kondice lesa byl vyjádřen regresním modelem:

$$M_k = a + b \times M_t \ ,$$

který byl posuzován na základě výpočtu indexu lineární korelace. Modelování bylo provedeno pomocí sestaveného programu KRKPRO (Matějka et al. 1998).

Predikce vývoje lesa

Pokus o předpověď dalšího vývoje lesa byl proveden na základě zařazení jednotlivých stromů do tříd defoliace a sledování změny tohoto zařazení v průběhu sledování. Pro dva po sobě následující roky tak bylo možno sestavit pro každou sledovanou plochu přechodovou matici, která říká, jak se změnilo zařazení hodnocených stromů. Probíhá-li v po sobě následujících letech vývoj vyjadřující obdobný trend a příliš se nemění podmínky prostředí, lze předpokládat, že přechodové matice budou mít obdobnou strukturu. Proto byla rozlišena relativně homogenní období vývoje stavu lesa a byly vypočítány „průměrné přechodové matice“ jako matice, jejíž prvky jsou aritmetickým průměrem příslušných prvků originálních matic. Lze předpokládat, že na základě těchto matic lze dále počítat předpokládaný vývoj porostu v dalším období.

Předchozí postup umožní odhad vývoje v konkrétním porostu, nelze jej však použít k odhadu míst v celém sledovaném území Národního parku, kde lze v budoucnu očekávat nejsilnější zhoršování zdravotního stavu lesa. Možno předpokládat, že odhad těchto míst lze provést na základě změny indexu kondice lesa mezi dvěmi okamžiky v posledním období sledování. Toto porovnání bylo vyhodnoceno na základě barevné syntézy dvou rastrových obrazů s pixely v úrovních šedi odpovídajících indexu kondice lesa.

Stav porostů na studijních plochách

Pro každou plochu a každý rok byla vypočítána:

- průměrná defoliace (AVG) jako aritmetický průměr hodnot defoliace všech stromů v procentech (jako střed třídy dle klasifikace příslušného stromu);
- směrodatná odchylka defoliace (STD) - je příslušnou statistikou statistického výběrového souboru jako v předchozím případě;
- odhad minimální defoliace (minDEFOL) jako hodnota AVG - u_α STD,
- frekvence počtu stromů v jednotlivých třídách defoliace.

4.5 Struktura a vývoj porostů

Vizualizace a simulace vývoje studovaných porostů byla provedena pomocí růstového modelu SIBYLA (Fabrika, Ďurský 2005). Tento simulátor biodynamiky lesa se skládá z několika základních komponentů, kterými jsou: generátor struktury lesa, 3-D model struktury lesa, kalkulační model, probírkový model, konkurenční model a přírůstový model. Počátečními vstupními údaji jsou informace o jednotlivých stromech (tloušťky, výšky, horizontální a vertikální pozice, výška nasazení korun, průměr korun, kvalita stromů). Výstupy růstových simulací mají grafickou a numerickou podobu. První část výstupů tvoří vizualizace stavu porostů v jednotlivých periodách a druhou interpretace údajů o naturální produkci, nákladových a výnosových položkách a o struktuře porostů ve formě tabulek a grafů (cf. Minx 2006).

Vizualizace aktuální vertikální a horizontální struktury živých jedinců stromového patra byla provedena vždy s odstupem pěti let pro vybrané trvalé výzkumné plochy v autochtonních bukových, smrkobukových a smrkových porostech. Pro tyto výzkumné plochy byly dle jednotlivých dřevin též vytvořeny růstové tabulky.

Pojem struktura porostu, v kontextu této kapitoly, je třeba chápat jako horizontální a vertikální uspořádání jednotlivých stromů. Horizontálním uspořádáním je přitom míněno plošné rozmístění pat stromů, a s určitým omezením lze usuzovat i na horizontální strukturu korunového patra.

Omezení vyplývají ze skutečnosti, že středy korun se na kolmém průmětu v mnoha případech nepřekrývají s patami daných stromů, koruny jsou nepravidelného tvaru a obecně obsazují různé výškové úrovně porostu.

Pro hodnocení struktury porostů na zájmových plochách byly zvoleny tři indexy:

- Clark-Evansův agregační index (CLARK, EVANS 1954),
- Artenprofil index (PRETZSCH 1995),
- Index porostní proměnlivosti (JAEHNE, DOHRENBUSH 1997).

Clark-Evansův agregační index

Agregační index (R; CLARK, EVANS 1954) vychází z teoretické znalosti rozdělení pravděpodobnosti vzdáleností od náhodně vybraného stromu k jeho nejbližšímu sousedovi při splnění podmínky čistě náhodné struktury porostu dané Poissonovým rozdělením pravděpodobnosti. Index je definován následujícím způsobem:

$$R = \frac{\bar{r}_{pozorovaná}}{\bar{r}_{očekávan}} \quad ,$$

kde $\bar{r}_{pozorovaná} = \frac{\sum_{i=1}^{N} r_i}{N}$ je pozorovaná průměrná vzdálenost od náhodně vybraného stromu k nejbližšímu sousedovi a

$$\bar{r}_{očekávan} = \frac{1}{2\sqrt{\lambda}}$$

je teoretická průměrná vzdálenost od náhodně vybraného stromu k nejbližšímu sousedovi, r_i je vzdálenost od stromu i k jeho nejbližšímu sousedovi, N je počet stromů na zkoumané ploše a λ je intenzita Poissonova procesu, která se vypočte jako podíl celkového počtu stromů v analyzované oblasti a plochy této oblasti.

Pokud index nabývá hodnoty 1 (průměrná vzdálenost k nejbližšímu sousedovi se rovná očekávané vzdálenosti podle Poissonova rozdělení) je rozmístění pat stromů v porostu náhodné. Liší-li se hodnota indexu statisticky významně od hodnoty 1, pak neodpovídá struktura Poissonovu rozdělení pravděpodobnosti a tudíž není utvářena čistě náhodnými efekty. Přitom hodnoty R > 1 vypovídají o určité pravidelnosti rozmístění stromů (projevuje se vzájemná separace stromů). Hodnoty R < 1 poukazují na shlukovité uspořádání.

Pro otestování významnosti odchylek hodnot R od hodnoty 1 je možné použít následující testové kritérium T_r, které má Studentovo t-rozdělení s N-1 stupni volnosti:

$$T_r = \frac{R \cdot \bar{r}_{očekávan} - \bar{r}_{očekávan}}{\sqrt{\frac{4-\pi}{4 \cdot \lambda \cdot \pi \cdot N}}} \quad .$$

Význam použitých symbolů je stejný jako ve výše uvedených vzorcích, π je zde Ludolfovo číslo. Výraz ve jmenovateli je směrodatná odchylka očekávané průměrné vzdálenosti k nejbližšímu sousedovi.

Artenprofil index

Tento index slouží k hodnocení diversity porostu. Diversita je termínem komplexní povahy. Jako taková nezahrnuje ve své podstatě pouze výčet druhů, nýbrž pracuje i s četnostmi zastoupení každého z nich.

Artenprofil index (A) je rozšířením Shannon-Wienerova indexu (PRETZSCH 1995). Pracuje s počtem a zastoupením dřevin a bere v potaz i výškové členění porostu. Tento index definován vztahem:

$$A = -\sum_{i=1}^{S}\sum_{j=1}^{Z} p_{ij} \cdot \ln(p_{ij}) \quad ,$$

kde $p_{ij} = \frac{n_{ij}}{N}$

a p_{ij} je zastoupení dřeviny i ve výškové úrovni j porostu, n_{ij} je počet jedinců dřeviny i ve výškové úrovni porostu j, N je celkový počet jedinců porostu, S je počet dřevin porostu a Z je počet hodnocených výškových úrovní. Tento index je možno považovat za vhodnější k hodnocení diversity lesních porostů než Shannon-Wienerova index, protože zohledňuje výškovou členitost porostu. Jeho vlastnosti jsou podobné Shannon-Wienerovu indexu. Obecně platí, že čím vyšší je hodnota tohoto indexu, tím vyšší je diversita porostu dřevin. Porovnávání porostů tímto indexem je vždy absolutní a je prakticky proveditelné pouze za předpokladu stejného počtu a umístění výškových vrstev, které vstupují do výpočtu. Standardně se používají tři výškové úrovně, jejichž umístění je 0 - 50 %, 50 - 80 % a 80 - 100 % maximální výšky porostu (výšky nejvyššího jedince v porostu).

K artenprofil indexu existuje i jeho standardizovaná varianta (A_{rel}) odpovídající vyrovnanosti pro Shannon-Wienerův index. Při standardizaci se index dělí jeho maximální hodnotou pro daný počet dřevin a hodnocených výškových úrovní:

$$A_{rel} = \frac{A}{A_{max}} \quad ,$$

kde A_{max} = ln (S.Z) je maximální hodnota artenprofil indexu při daném počtu dřevin a hodnocených výškových úrovní.

Artenprofil index se svojí povahou jeví jako nejvhodnější charakteristika diversity za předpokladu, že nás kromě výčtu a zastoupení dřevin zajímá i vertikální struktura porostu. Při porovnávání hodnot tohoto indexu v různých porostech je ovšem nezbytné dodržet stejnou metodiku vylišení

vertikálních úrovní vstupujících do výpočtu. Počet a umístění zvolených vertikálních úrovní totiž není v kontextu tohoto indexu vlastností porostu tak, jako je tomu například v případě počtu a zastoupení druhů. Není-li artenprofil index počítán za použití totožné metodiky pro vylišování výškových úrovní porostu, nelze problém vzájemného porovnání řešit použitím jeho standardizované varianty.

Index porostní proměnlivosti

Tento index v sobě spojuje čtyři dílčí faktory, které se nejvýrazněji podílejí na diversitě porostu. Těmito faktory jsou:

- dřevinné složení,
- vertikální struktura porostu,
- prostorové uspořádání porostu,
- korunová diferenciace.

Index porostní proměnlivosti (B) je definován vztahem:

$$B = p \cdot A + q \cdot S + V + K \quad ,$$

kde A je index dřevinného složení, S je index vertikální struktury, V je index prostorového rozdělení, K je index korunové diferenciace a p, q jsou parametry. Postup výpočtu dílčích indexů a metodická východiska uvádí JAEHNE, DOHRENBUSCH (1997). Hodnota B je rozměrem porostní mnohotvárnosti (diversity). Čím větší je jeho hodnota, tím rozmanitější je porostní skladba s ohledem na výše uvedené faktory. Ve středoevropských podmínkách může index B dosahovat maximální hodnoty 15. Reálně je však v našich podmínkách dosahováno nejvyšší hodnoty 9, která charakterizuje porosty obzvláště rozmanité. U lesů vysokých, pasečně obhospodařovaných, je obvykle dosahováno hodnoty menší než 5.

4.6 Vegetační poměry

Fytocenologické snímky byly převedeny do databáze programu DBreleve - systému vyvinutého firmou IDS pro jednotnou editaci, uchování a další zpracování záznamů o druhové struktuře společenstev (www.infodatasys.cz/software). Zde byla stanovena druhová diversita (použit byl Shannon-Wienerův index druhové diversity H' a jemu odpovídající vyrovnanost e), vykresleny byly různé grafy popisující vývoj společenstva na jednotlivých plochách, vypočteno bylo průměrné druhové složení jednotlivých klasifikačních skupin snímků.

Pro výpočet ordinace (užita metoda DCA) a divisivní klasifikace (procedura TWINSPAN) byla data snímků exportována. Výsledky ordinace i klasifikace byly opětovně načteny do prostředí DBreleve. Obě zmíněné numerické metody byly aplikovány na data o složení bylinné (E1) a mechové (E0) etáže, přičemž presence jednotlivých druhů byly přepočteny tak, aby v každém snímku odpovídala suma presencí dané etáže celkové pokryvnosti této etáže.

Dynamika (velikost změny) struktury vegetace byla vyjádřena jako celková změna druhové skladby v porovnání s rokem 1980 a to pomocí Euklidovské distance (opět s použitím dat pro obě etáže E1 a E0) nebo jako změna prvých čtyř ordinačních os DCA1 až DCA4.

Fytocenologické snímky byly v letech 1976 a 2005 pořizovány běžnými postupy při využití jedenáctičlenné Domin-Hadačovy kombinované stupnice pro abundanci a dominanci. Snímkování bylo během sledování ploch vždy po pěti letech (r. 1980, 1985, 1990, 1995, 2000, 2005) opakováno. Pro výpočty byly hodnoty stupnice nahrazeny hodnotami průměrné pokryvnosti pro jednotlivé stupně. Hodnocení snímků bylo provedeno na základě následujících metod:

1. Hodnocení indexů druhové diversity v průběhu sledovaného období: celková druhová diversita (Shannon-Wienerova míra druhové diversity 'H), celkový počet druhů (S) a vyrovnanost (e).
2. Klasifikace všech fytocenologických snímků procedurou TWINSPAN.
3. Hierarchická aglomerativní klasifikace snímků, metoda average linkage; Euklidovská distance byla použita jako míra nepodobnosti.
4. Ordinace snímků metodou DCA: použity byly snímky ze všech ploch.
5. Míra změny vegetace v průběhu sledovaného období (počínaje rokem 1980) byla hodnocena na základě sumy variance prvých n (jedné až čtyř) os DCA (použity výsledky ordinace snímků ze všech ploch) - pomocí výrazu:

$$\sqrt{\sum_{i=1}^{n} \mathrm{var}\left(\mathrm{DCA}_{..i}\right)} \quad .$$

Tím bylo dosaženo eliminace náhodných změn, které se během vývoje vyskytují na každé ploše a neodpovídají obecně přítomným trendům změny struktury společenstev. Celková odlišnost druhové struktury společenstva mezi dvěma lety (resp. mezi určitým rokem a výchozím stavem v roce 1980) byla hodnocena na základě euklidovské distance vektorů charakterizujících zastoupení jednotlivých druhů v obou srovnávaných fytocenologických snímcích.

Pro všechny výpočty charakterizující druhovou strukturu rostlinného společenstva byly použity stejné údaje jako pro ordinační analýzu a klasifikaci.

4.7 Půdní poměry

Zastoupení pedogenetických jednotek, respektive půdních typů vychází z terénního mapování fytocenóz a půdních poměrů na území Krkonošského národního parku i Karkonoszkego parku narodowego. Odběr vzorků na různých výzkumných plochách v české i polské části Krkonoš byl od roku 1976 prováděn různými pracovníky a půdní horizonty byly rovněž vylišovány různými pracovníky výzkumu a hospodářské úpravy lesů. Zejména první odběr a popis půdního profilu byl prováděn podle odlišných systémů, nicméně snahou vždy bylo odebírat půdní vzorky ze stejných – odpovídajících si půdních vrstev. Zejména tak bylo v některých případech nutno vyloučit srovnání vrstev nadložního humusu.

Na každé ploše byla v jednotlivých obdobích vykopána či obnovena pedologická sonda podle standardních zásad a vzorky byly odebrány z jednotlivých genetických horizontů. Byly bezprostředně dopraveny do laboratoře Výzkumné stanice v Opočně a zde byly zpracovány podle standardních metodik (Šmídová 1991). Bylo stanoveno: pH aktivní i výměnné, charakteristiky půdního sorpčního komplexu podle Kappena (S - obsah výměnných bází, T - kationtová výměnná kapacita, H - hydrolytická acidita a V - nasycení sorpčního komplexu bázemi), dále obsah celkového uhlíku a dusíku metodou Springer-Klee a obsah makroelementů (P, K, Ca, Mg, Fe) ve výluhu 1% kyselinou citronovou. Dále z nich byl stanoven fosfor spektrofotometricky, draslík plamennou fotometrií, vápník a hořčík pomocí AAS.

Vzorky nadložního humusu byly odebrány pomocí ocelového rámečku 25x25 cm podle jednotlivých vrstev (L, F1, F2, H, Ah). Vzorky minerální zeminy (Ah horizont) nebyly odebrány kvantitativně. V laboratoři VS Opočno bylo u všech vzorků provedeno stanovení hmotnosti sušiny (105 °C), pH aktivního i výměnného (1M KCl), elektrické vodivosti, celkové výměnné acidity a jejích složek, tj. obsahu výměnného vodíku a hliníku. Kromě toho byl stanoven obsah celkového uhlíku (žíháním) a dusíku metodou Kjeldahla, pokud to množství vzorku ještě dovolovalo (Podrázský 1996).

4.8 Škody zvěří

Škody zvěří byly studovány na území Krkonošského národního parku i Karkonoszkego parku narodowego, tj. v bilaterální biosférické rezervaci Krkonoše/Karkonosze. Škody zvěří okusem a škody ohryzem a loupáním v biosférické rezervaci byly hodnoceny v souvislosti s přípravou Operatu ochrony ekosystemów leśnych Karkonoskiego parku narodowego a v rámci hodnocení stavu lesa pro LHP. Pro zhotovení přehledu škod pro uvedené plánovací dokumenty je sčítáno dřívější a čerstvé poškození.

Vývoj poškození v období 1994 - 2004 v českých Krkonoších byl sestaven z každoročních hodnocení škod zvěří. Za poškozený okusem je považován strom, pokud je souvislá plocha mechanického poškození větší než 25 cm^2 nebo poškození přesahuje 10 % obvodu kmene, za poškozený okusem strom bez terminálního výhonu nebo strom s celkovým bočním okusem větším než 60 % (dle metodiky uvedené ve vyhlášce Mze č. 55/1999 Sb., o způsobu výpočtu výše újmy nebo škody způsobené na lesích).

4.9 Dřevní houby a tlející dřevo

Sledované trvalé výzkumné plochy (TVP) mají standardní rozměr 50x50 m, plocha je 0,25 ha. Zaměření bylo provedeno v systému Field Map (Russ 2001).

Na plochách byl sledován objem tlejícího dřeva, množství tlejících kmenů, druhové zastoupení dřevních makromycetů a dalších druhů hub, struktura tlejícího dřeva apod.

Na plochách byla provedena inventarizace stojících souší a ležících kmenů. Průměr kmenů u stojících kmenů vyjadřuje výčetní tloušťka $d_{1,3}$, u ležících kmenů průměr ve středu kmene $d_{1/2}$. K výpočtu hmoty souší byly použity krychlící tabulky a Huberův vzorec. Stav kmenů byl analyzován na základě rozboru vnějších symptomů a zhodnocení typu hniloby.

Podíly jednotlivých druhů hub na rozkladu dřevní hmoty byly stanoveny na základě zhodnocení podílu jimi rozkládaného dřeva vybraných kmenů na zkusných plochách.

Sběry makromycetů jsou uloženy v herbáři Moravského zemského muzea v Brně.

Dřevní houby a tlející dřevo byly zkoumány na následujících TVP:

Mumlavská hora - porost udumřelý v 80. letech v důsledku imisí. Na ploše jsou stojící souše.

Alžbětinka – klimaxová smrčina ve fázi rozpadu, lokalizovaná pod Pančavskou loukou nad údolím Pudlavy.

Modrý důl – trvalá výzkumná plocha je umístěna pod horní hranicí lesa v Modrém dole.

Sluneční údolí – plocha lokalizována v dolní třetině svahu nad potokem; porost je relativně málo poškozen imisemi.

Pašerácký chodník - klimaxová smrčina pod horní hranicí lesa nad Jeleními Boudami.

Poznámka: TVP Alžbětínka je jiné označení pro TVP 5 - Pod Lysou horou, TVP Pašerácký chodník a TVP Sluneční údolí se nachází nedaleko TVP 24 - Střední hora a jsou jejími dílčími plochami, TVP Modrý důl je TVP 21 – Modrý důl, TVP Pudlava je jiné označení pro TVP 10 – Pod Vysokým Kolem a TVP Mumlavská hora se nachází nedaleko TVP 3 – U Lubošské bystřiny a je její dílčí plochou.

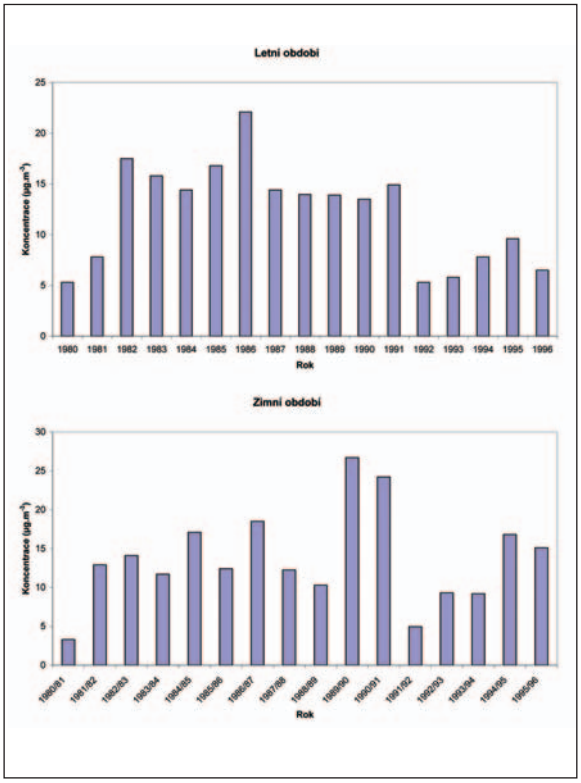
5. Výsledky

Po nástupu výrazného imisně ekologického zatížení pohoří koncem 70. let došlo v důsledku synergismu imisí, klimatických extrémů a biotických škůdců ke značné dynamice a destrukci lesních ekosystémů. Nejvíce byly postiženy klimaticky exponované hřebenové partie Krkonoš v nadmořské výšce zhruba nad 900 m (SCHWARZ 1997). Avšak významné A-O systémy umožňovaly pronikání imisí do závětrných partií ledovcových karů a horských údolí. Projevovalo se to nejen poškozením až odumíráním dřevinné složky ekosystémů, ale i výraznými změnami v bylinném a mechovém patře i v půdním prostředí (VACEK, MATĚJKA 1999).

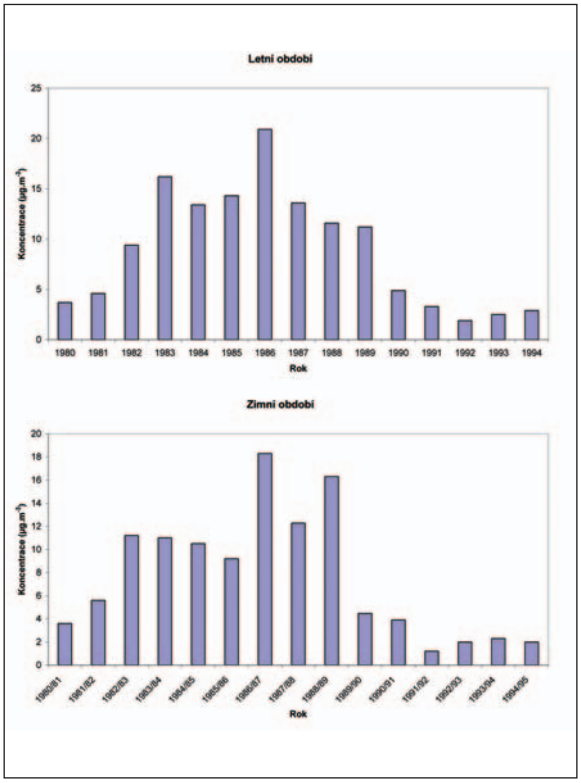
5.1 Vliv imisní zátěže a počasí na dynamiku poškození porostů

5.1.1 Vývoj imisní zátěže

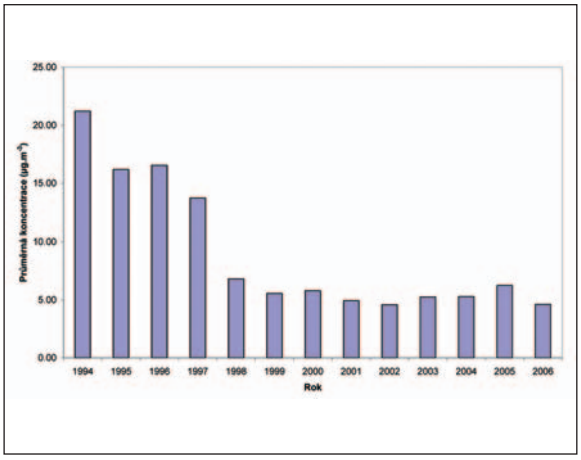
Imisní zátěž je bezpochyby hlavním antropogenním faktorem působícím snížení stability až destrukci lesních ekosystémů v současnosti. Podle dosud provedených měření byly jako základní chemický element ovlivňující kvalitu ovzduší identifikovány sloučeniny síry (SCHWARZ 1997). Z výsledků měření vyplývá, že došlo k podstatnému zlepšení imisní situace, ale ani dříve měřené koncentrace sloučenin síry v ovzduší nemohly být přímou příčinou rozpadu lesních ekosystémů Krkonoš (MATERNA 1978; TESAŘ 1979; SCHWARZ 1987). Důvod snížení ekologické stability lesních ekosystémů a velkoplošného rozpadu lesních porostů je nutné vedle spolupůsobení klimatických vlivů a patogenních organismů (SCHWARZ et al. 1996) hledat v synergickém působení fytotoxic-



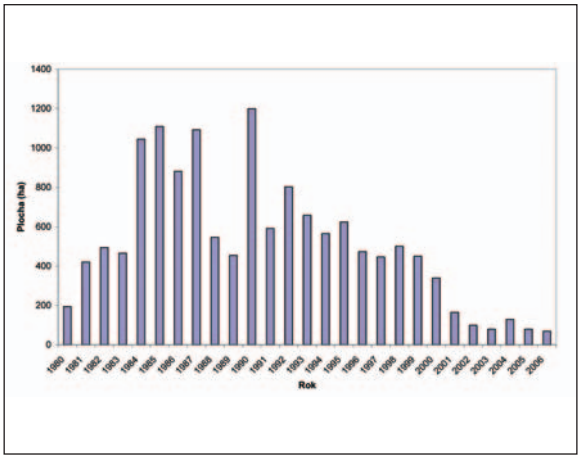
Obr. 44: Průměrné denní koncentrace SO_2 na stanici Labská bouda v období 1980 – 1994, odděleně letní a zimní období (data ČHMÚ Praha).



Obr. 45: Průměrné denní koncentrace SO_4^{2-} na stanici Labská bouda v období 1980 – 1994, odděleně letní a zimní období (data ČHMÚ Praha).



Obr. 46: Průměrné denní koncentrace SO_2 na stanici Rýchory (data ČHMÚ Hradec Králové).

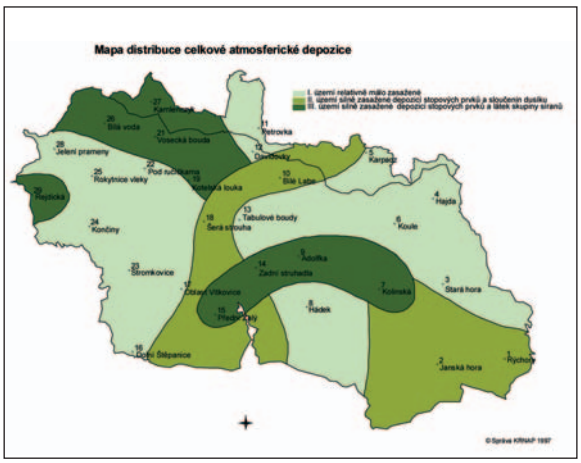


Obr. 47: Plocha zalesnění imisních holin v letech 1980 – 1994 (data KRNAP Vrchlabí).

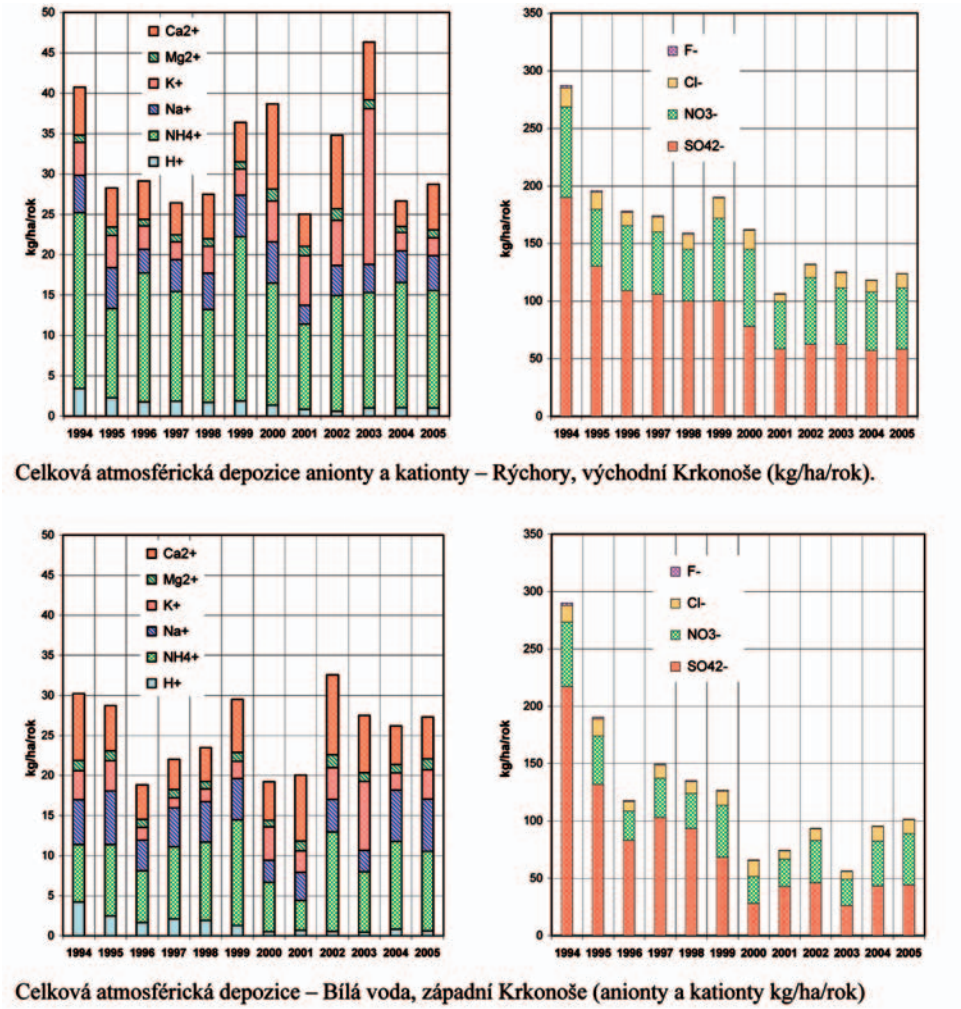
kých látek a v acidifikaci půdy způsobené nevhodnou druhovou skladbou spolu s vysokou atmosférickou depozicí (SCHWARZ 1997; HRUŠKA, SCHWARZ 1999; HRUŠKA et al. 2001). Vývoj imisní zátěže sloučeninami síry na stanici Labská bouda v období 1980 až 1994 ukazuje dramatický pokles koncentrací SO_2 (obr. 44) po roce 1991 a ještě strmější pokles koncentrací SO_4^{2-} (obr. 45) již o dva roky dříve. Tato skutečnost dokládá předstih snížení emisí u vzdálenějších zdrojů. Vývoj imisní zátěže SO_2 na stanici Rýchory v letech 1994 až 2006 je patrný z obr. 46. Dynamika destrukce lesních porostů je zřejmá ze zalesňovacích úkolů v jednotlivých letech (obr. 47) a z údajů o odlesnění podle satelitních dat (SCHWARZ 1997).

Přes zlepšující se imisní situaci a deklarovanou mírnou regeneraci zdravotního stavu smrkových porostů (SCHWARZ 1997; VACEK 2000) není možné jednoznačně počítat s globálním zlepšováním jejich zdravotního stavu. Na podstatné části území dochází sice ke zlepšení zdravotního stavu smrkových porostů, na části území se však zdravotní stav zhoršuje. Navíc velkou neznámou je budoucí chování smrkových kultur vzniklých zalesněním holin po imisních těžbách. Jako nanejvýš potřebná se proto jeví diferenciace území z hlediska intenzity imisní zátěže a stanovení zásad managementu založených na prevenci s cílem zabránit nekontrolovatelnému rozpadu lesních ekosystémů v budoucnosti a tím opakování katastrofické situace posledních třech desetiletí. Vhodným východiskem pro diferenciaci území z hlediska imisní zátěže pro podmínky Krkonoš je distribuce atmosférické depozice (obr. 48). Hned první rok měření přinesl překvapivé údaje zejména o depozici sloučenin dusíku. Shodou okolností lze rok 1994 označit ve vztahu k depozici sloučenin síry za zlomový. V souvislosti s odstavením nebo odsířením klíčových zdrojů došlo ke snížení koncentrací sloučenin síry a atmosférické depozice v celých Krkonoších (SCHWARZ 1997), ale více v západních než ve východních Krkonoších (obr. 49, SCHWARZ et al. 2000) a rozložení imisí tak bylo od základu změněno. Podle měření atmosférické depozice imisní zátěž v od r. 1995 podstatně poklesla a víceméně se stabilizovala. S dalším snižováním emisí prozatím nemůžeme v dohledné době počítat, protože ČR již více než splnila mezinárodní závazky snížení emisí S k roku 2010 (HRUŠKA et al. 2001).

Dalším krokem bylo kvantifikovat vliv imisí na přírodní prostředí. Jako nejobjektivnější vyjádření kvantifikovaného vlivu imisní zátěže na přírodní prostředí se jeví výpočty kritických zátěží, definovaných jako „nej-



Obr. 48: Mapa distribuce atmosférické depozice v roce 1994 (HOŠEK, KAUFMANN 1995). V tomto modelu absolutních hodnot distribuce atmosférické depozice v Krkonoších není ještě zohledněna členitost terénu ani anemoorografické systémy.

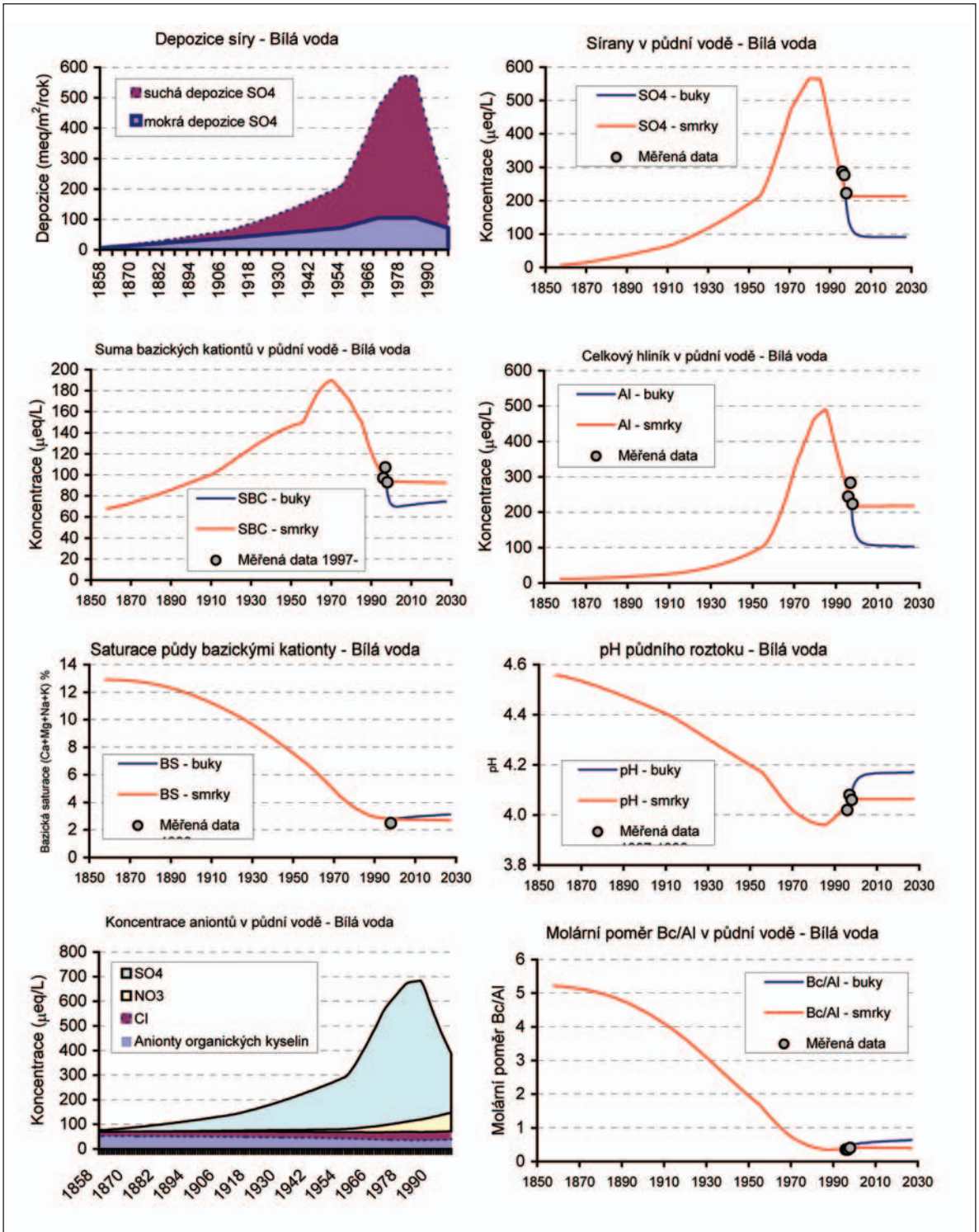


Obr. 49: Porovnání vývoje atmosférické depozice ve východních a západních Krkonoších v období 1984 – 2005 (*Hošek, Svoboda 2005*). Obrázky dokládají podstatné snížení atmosférické depozice ve východní a západní části Krkonoš. V současném několik let relativně stabilizovaném období je depozice SO_4^{2-} a NO_3^- v západních Krkonoších nižší.

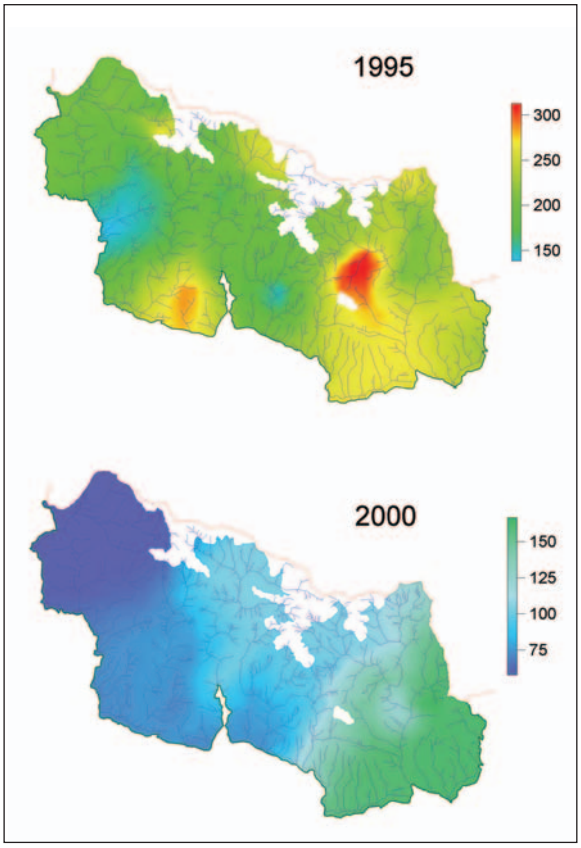
vyšší dávka znečišťující látky, která ještě nezpůsobí chemické změny vedoucí k dlouhotrvajícím škodlivým účinkům na strukturu a funkci ekosystému. V rámci výzkumného programu je proto pro Krkonoše zpracován model kritických zátěží (Hošek et al. 2001) a současně jako průkaz vlivu druhové skladby lesních porostů na acidifikaci půdního prostředí atmosférickou depozicí byl na vybraných lokalitách Krkonoš aplikován model MAGIC (Model of Acidification of Groudwaters in Catchments; Hruška 1999). Vliv druhové skladby na acidifikaci půdního prostředí ovlivňováním velikosti atmosférické depozice v podmínkách Krkonoš můžeme považovat za prokázaný. V místech s překročenými kritickými zátěžemi je možné snížení acidifikace půdního prostředí zvyšováním podílu listnatých dřevin - obr. 50.

5.1.2 Kritické zátěže imisí pro lesní ekosystémy

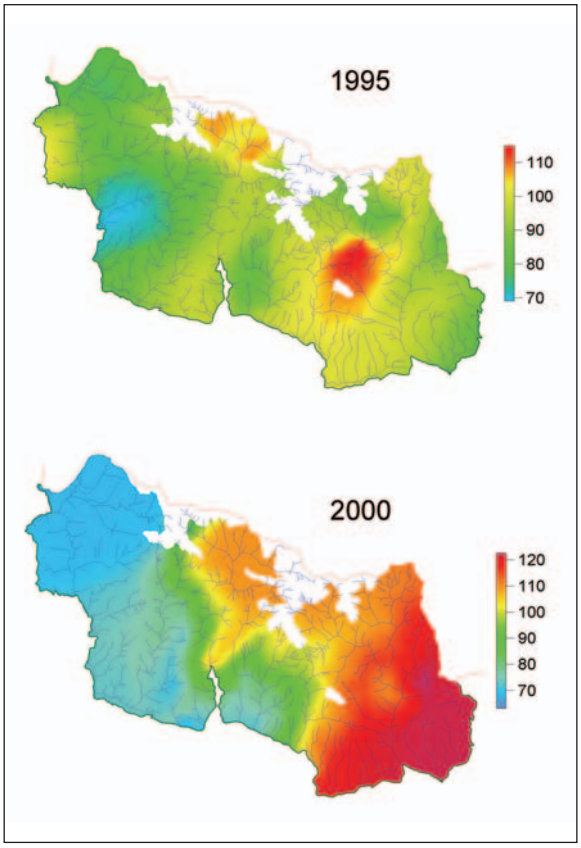
Oblast Krkonoš, zejména ve vyšších nadmořských výškách je velmi ovlivněna dlouhodobou depozicí okyselujících sloučenin z atmosféry (kyselým deštěm) a také vysokým vstupem nutričního dusíku. Přestože emise oxidu siřičitého v průběhu 90. let celorepublikově velmi klesly (zhruba na 20 % emisí z konce 80. let) a poklesla i velikost atmosférické depozice (obr. 51), poškození smrkových lesů se v průměru nezastavilo. Tento jev je způsoben dlouhodobým vyčerpáváním půd, ze kterých v průběhu posledního zhruba



Obr. 50: Porovnání parametrů ve smrkovém porostu a hypotetickém porostu listanatém na totožné lokalitě v západních Krkonoších (*Hruška 1999*). Výsledky aplikace modelu MAGIC (Model of Acidification of Groudwaters in Catchments) jednoznačně prokazují možnost snížení acidifikace půdního prostředí lesních ekosystémů Krkonoš snížením atmosférické depozice formou změn druhové skladby lesních porostů.



*Obr. 51: Atmosférická depozice síry (meq.m^{-2}.rok^{-1}) v letech 1995 (A) a 2000 (B) - (*Hošek, Kaufman 1997*).*



*Obr. 52: Atmosférická depozice dusíku (meq.m^{-2}.rok^{-1}) v roce 1995 (A) a 2000 (B) - (*Hošek, Kaufman 1997*).*

století byly kyselou depozicí vyplaveny důležité živiny, které jsou současně prvky schopnými bránit nadměrnému okyselení půd (jedná se zejména o vápník a hořčík). Po jejich vyčerpání z iontově výměnného komplexu půd kleslo výrazně pH půdního roztoku a z půdního prostředí se do půdní vody začaly uvolňovat vysoké koncentrace hliníku, který je toxický pro kořenový systém smrků. Pokles emisí a depozice síry prozatím nebyl dostatečný aby se situace významně zlepšila. Naopak v posledních letech dochází ke zvýšení emisí oxidů dusíku (NO_x). Kyselina dusičná, vznikající jejich oxidací, má z hlediska kyselosti stejné účinky jako kyselina sírová vznikající z SO_2. Navíc je dusík důležitou živinou a jeho nadbytek také vede k jevům, která ve svých důsledcích vedou k poškození smrků. Stromy mají extrémně velké přírůstky biomasy, k jejíž stavbě potřebují větší množství v půdě deficientních prvků (již zmiňovaných Ca a Mg). Nadměrný příjem dusíku tak vyvolává v metabolismu stromů nerovnováhu živin, která se projevuje celkovým chřadnutím, žloutnutím a opadáváním jehlic. Poškozený strom je velmi náchylný ke zlomům (má díky rychlému růstu křehké dřevo), škodám suchem a hmyzím škůdcům. Podrobněji je shora uvedená problematika popsána v publikaci Hruška, Cienciala (2002).

Stanovení kritických zátěží je zaměřeno na ochranu přírodního prostředí před účinky kyselé atmosférické depozice a eutrofizujícího dusíku. Kritické zátěže jsou používány ke kvantifikaci nezbytného snížení emisí kyselinotvorných sloučenin a nadbytečného nutričního dusíku do ovzduší a následně depozice sloučenin vzniklých oxidací SO_2 a NO_x v ovzduší a na povrchu vegetace.

Atmosférická depozice

Celková atmosférická depozice síry (SO_4-S), dusíku (NH_4-N + NO_3-N) a bazických kationtů (Ca, Mg, Na, K) byla odhadnuta na základě měření firmy Agnos v letech 1995 a 2000 pro jednotlivá subpovodí (85 bodů) ze kterých se skládají výsledné mapy kritických zátěží a jejich překročení. Při odhadu byl uvažován význam suché, horizontální a intercepční depozice s ohledem na specifika jako je vegetační pokryv, nadmořská výška a expozice (obr. 51 - 52). Celková atmosférická depozice obou

prvků roste s nadmořskou výškou, avšak nijak zřetelně. Je to způsobeno skutečností, že ve vyšších nadmořských výškách je, zejména díky odlesnění, významně snížena suchá a intercepční depozice zprostředkovaná smrkovými porosty (HRUŠKA, CIENCIALA 2002). Proto je pak často ve vyšších nadmořských výškách nižší depozice než v nižších polohách, a celková depozice v Krkonoších je velmi fragmentována a nesleduje zcela orograficko-atmosférické podmínky hor.

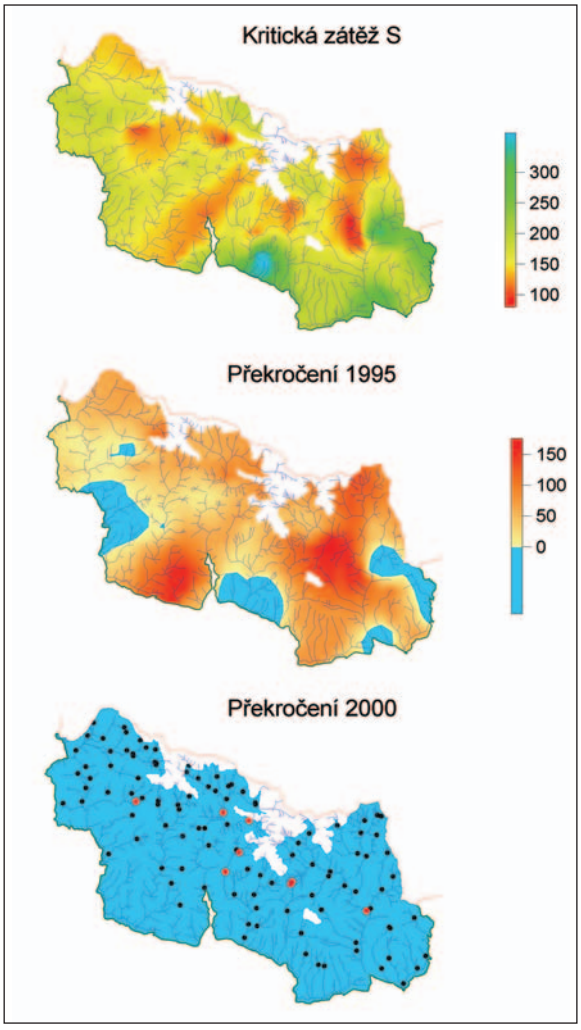
Depozice síry poklesla v rozmezí 1995 a 2000 velmi výrazně, a to zejména v souvislosti s dokončením odsíření velkých zdrojů emisí, zahrnujících všechny elektrárny, chemické provozy a velké teplárny. Průměrná depozice síry pro celý KRNAP se snížila z 210 $meq.m^{-2}.rok^{-1}$ v roce 1995 na 99 $meq.m^{-2}.rok^{-1}$, což představuje snížení o 60%. Depozice síry se nejvíce snížila na západní straně hor, která je nejvíce ovlivňována transportem škodlivin ze vzdálenějších zdrojů (obr. 51). Menší snížení bylo zaznamenáno ve východní části pohoří, kde jsou pravděpodobně rozhodující emise blízké elektrárny v Poříčí u Trutnova. Do budoucna nelze s dalším snižováním depozice síry pravděpodobně počítat, protože program odsíření byl dokončen v roce 1999, a současné emise síry v ČR (0,28 mil tun SO_2 v roce 2003) jsou již nižší než je závazek ČR přijatý v rámci takzvaného Goteborgského protokolu Konvence o dálkovém přenosu škodlivin v Evropě pro rok 2010 (0,28 mil. tun SO_2). Trend poklesu depozice síry je pozorován v celé ČR (cf. FOTTOVÁ 2004).

Na rozdíl od depozice síry celková depozice sloučenin dusíku v Krkonoších mezi lety 1995 a 2000 mírně vzrostla (obr. 52), a to z průměrných 93 $meq.m^{-2}.rok^{-1}$ v roce 1995 na 99 $meq.m^{-2}.rok^{-1}$ v roce 2000, tedy o 7 %. Stejně jako u síry se projevil velký nárůst gradientu mezi západní a východní částí hor. Na východě se depozice dusíku zvětšila oproti roku 1995, zatímco na západě poklesla. Celkový trend, tedy průměrný mírný nárůst, je ale typický, mírný nárůst depozice dusíku v lesních oblastech je pozorován na většině území ČR (FOTTOVÁ 2004) a je dáván do souvislosti s rostoucími emisemi NO_x zejména z dopravy během 90. let. Jejich význam v budoucnu pravděpodobně ještě naroste, protože objem automobilové dopravy se stále zvyšuje. Dlouhodobě nelze předpokládat pokles depozice dusíku.

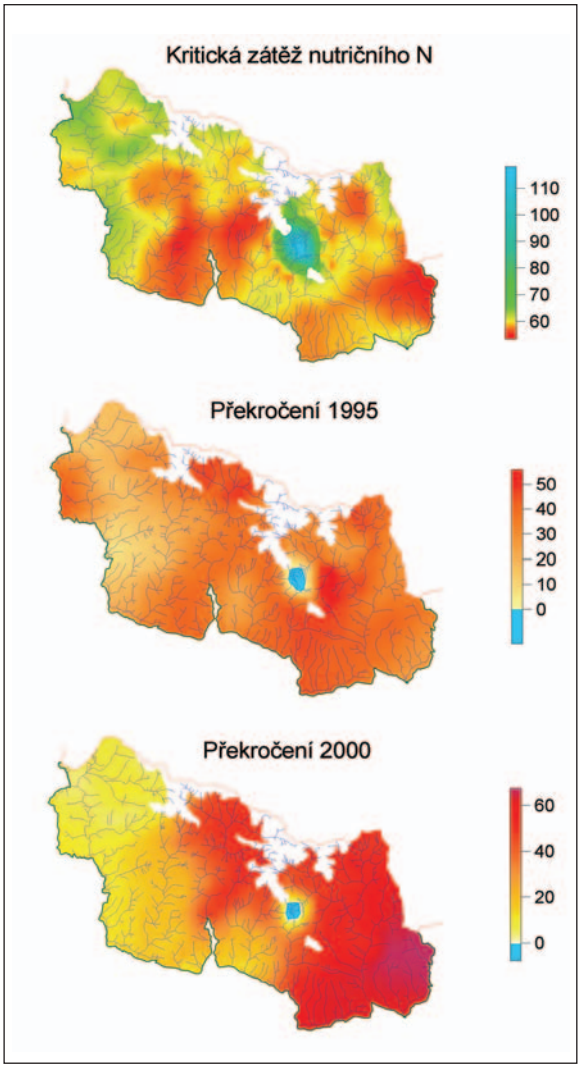
Kritická zátěž síry

Rozložení kritické zátěže síry v Krkonoších je typické pro výškově velmi rozrůzněná území (obr. 53). Nejvyšší kritické zátěže (tedy nejodolnější území) se nacházejí v nižších nadmořských výškách a v oblastech s půdami s velkým zvětráváním bazických kationtů. V Krkonoších jsou to dvě oblasti s výskytem vápenců, které jsou proti kyselé depozici extrémně odolné. V porovnání s nimi je schopnost zvětrávat a uvolňovat bazické kationty do půd na ostatních územích nižší, navzájem podobná a hlavními řídícími složkami velikosti kritických zátěží je nadmořská výška a depozice bazických kationtů. Kritické zátěže tedy obecně klesají s nadmořskou výškou (území jsou více zranitelná).

Rozhodující pro stav území je ale překročení těchto kritických zátěží, které je rozdílem mezi depozicí síry a kritickou zátěží. V roce 1995 v nejnižších partiích hor a v oblasti vápenců kritická zátěž pro síru překro-



Obr. 53: Kritická zátěž síry (minimální, A) a její překročení depozicí síry v roce 1995 (B) a 2000 (C) - ($meq.m^{-2}.rok^{-1}$) - (SCHWARZ, KAUFMAN, HRUŠKA 2001).



Obr. 54: Kritická zátěž nutričního dusíku (A) a její překročení depozicí dusíku v roce 1995 (B) a 2000 (C) - (meq.m^{-2}.rok^{-1}) - (Schwarz, Kaufman, Hruška 2001).

čena není (obr. 53, modré oblasti v mapách překročení kritických zátěží). Nejvyšší překročení je pak v zalesněných polohách, kde se kombinuje vliv relativně vysoké depozice (díky suché depozici síry zprostředkované smrky) s nižší kritickou zátěží. Vyšší polohy, ať už díky přirozenému bezlesí anebo úhynu lesa mají relativně nižší depozici a proto je překročení kritické zátěže v hřebenových partiích nižší (relativně i absolutně).

Kritická zátěž nebyla vypočítána pro polohy nad 1 250 m n. m. (subalpinské pásmo), protože pro ně není k dispozici velikost atmosférické depozice, která se vyskytuje i ve výpočtu. Autoři modelu depozice Hošek, Kaufman (1997) uvádějí, že v těchto polohách selhávají standardní metody měření depozice a odhad depozice by byl velmi nepřesný.

Kritická zátěž síry byla v roce 1995 překročena na zhruba 80 % území KRNAP. Nejčetnější překročení bylo o 25-75 meq.m^{-2}.rok^{-1}, tedy zhruba o 20 - 60 % kritické zátěže. Na nejvíce postižených územích byla překročena kritická zátěž více než o 120 % (obr. 53).

Protože depozice síry poklesla mezi lety 1995 a 2000 o průměrně 60 %, byla kritická zátěž v roce 2000 překročena jen na zhruba 10 % parku, a to nejvíce o 12 meq.m^{-2}.rok^{-1}. Vzhledem k použité metodě extrapolace dat ale na mapě nevychází žádná oblast překročení.

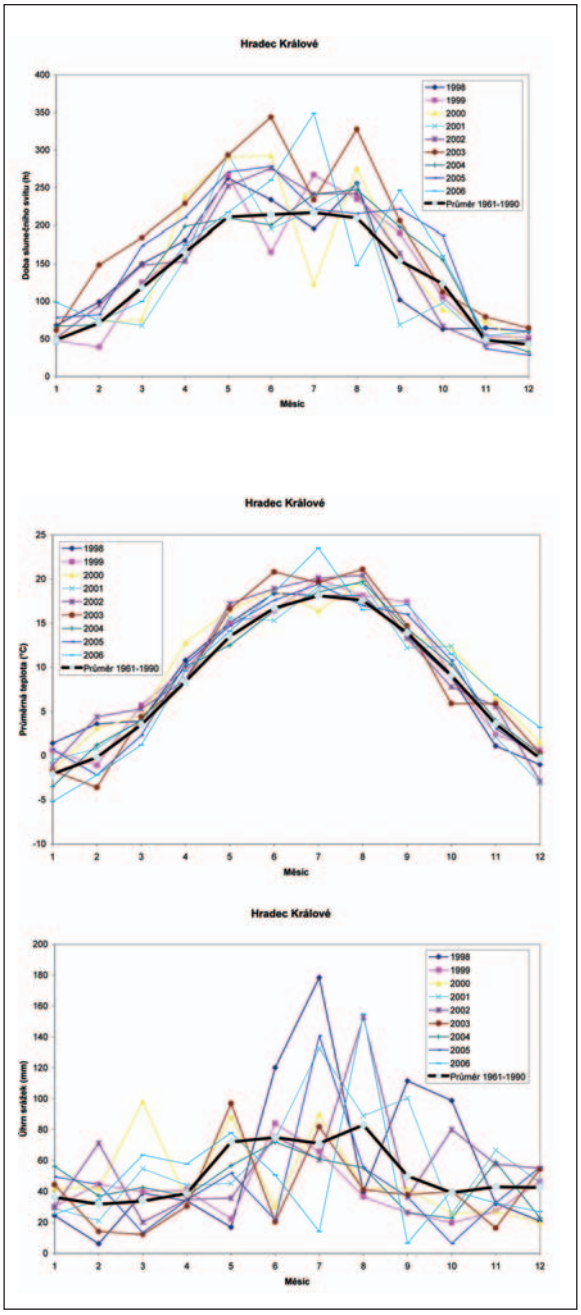
Je ale současně nutno říci, že na zhruba 30 % parku chybí k překročení jen velmi málo (méně než 10 % aktuální depozice), a že jakýkoliv malý výkyv atmosférické depozice posune citlivé části, zejména vyšší nadmořské výšky, opět nad hranici překročení.

Dále je nutno upozornit, že samotné kritické zátěže a jejich koncept jsou založeny na předpokladu že ekosystém je relativně neporušený a stabilní, že kritická zátěž ještě u něj nebyla překročena anebo již před poměrně dlouhým časem. Jinými slovy: kritické zátěže neobsahují časovou proměnlivost zkoumaného jevu a platí jen v dlouhodobě stabilních podmínkách. Tento předpoklad v současnosti v žádném případě není splněn. Nepřekročení kritické zátěže síry samozřejmě indikuje, že půdy jsou z hlediska dlouhodobého výhledu na dobré cestě k regeneraci (situace se dále nezhoršuje), avšak jak dlouho tato regenerace bude trvat nám tento výsledek neprozradí.

Kritická zátěž nutričního dusíku

Oproti kritickým zátěžím síry je kritická zátěž nutričního dusíku poměrně monotónně rozdělena (obr. 54) po celém území KRNAP a převážná většina území leží mezi hodnotami 55 a 65 meq.m^{-2}.rok^{-1} (medián 60 meq.m^{-2}.rok^{-1}).

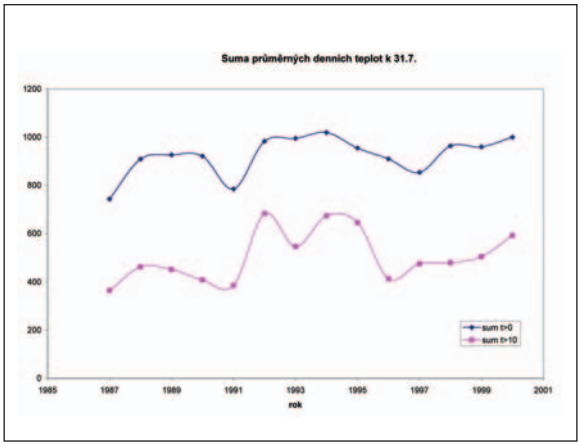
Protože depozice dusíku, stejně jako depozice síry, v roce 1995 rostla s nadmořskou výškou, bylo i překročení kritické zátěže nutričního dusíku velmi podobné na celém území KRNAP (obr. 54). Na rozdíl od kritické zátěže síry, kdy v nižších polohách kritická zátěž nebyla překročena, byla kritická zátěž nutričního dusíku překročena na celém území KRNAP, s výjimkou několika poloh, kde se vyskytují rozsáhlejší rašelinné půdy, které díky vysoké denitrifikaci, mají i vysokou kritickou zátěž nutričního dusíku. Je to, v případě poloh pod 1 250 m n. m., jen oblast pod Kolínskou boudou. Přestože byla kritická zátěž nutričního dusíku relativně překročena méně než pro síru (v průměru o 30 - 40 % na celém území parku), situace se do roku 2000 významně změnila.



Obr. 55: Roční průběh průměrných teplot, úhrnu srážek a délky slunečního svitu na stanici ČHMÚ Hradec Králové v období od roku 1998 ve srovnání s průměrem za léta 1961 až 1990.

5.1.3 Vliv počasí na dynamiku poškození

Pro vyhodnocení vývoje poškození lesních porostů má velký význam analýza vývoje počasí v jednotlivých letech - minimálně je potřebné vzít v úvahu vývoj počasí v daném regionu. Pro tento účel může sloužit přehled



Obr. 56: Suma efektivních teplot nad 0 resp. 10 °C k 31.7. pro stanici Labská bouda.

o základních charakteristikách získaných z meteorologické stanice ČHMÚ Hradec Králové, jak jsou vykresleny na obr. 55. Zde je patrné například, že nejteplejší rok v posledním sledovaném období byl rok 2000, naopak nejchladnější byl rok 2001 - v tomto roce byl rovněž zjišťován relativně nejpříznivější zdravotní stav smrkových porostů (nižší defoliace). Celkově srážkově bohaté byly roky 1998, 2001 a 2002, ostatní léta byla srážkově podprůměrná. Po určité stabilizaci zdravotního stavu porostů mezi lety 2000 až 2002 je v některých smrkových porostech sledovatelné opětovné rozkolísání zdravotního stavu, což je možné vysvětlit i nedostatkem srážek, který je víceméně patrný od roku 2003.

Posouzení vývoje teplot v jednotlivých letech je možné provést nejen pomocí průměrných teplot, ale též s využitím takzvané sumy efektivních teplot. Jedná se o součet průměrných denních teplot ve všech dnech od začátku roku, kdy tyto hodnoty byly vyšší nežli stanovený limit. Podle dřívějšího zpracování (MATĚJKA 2001) byly tyto sumy vypočteny pro stanici Labská bouda (obr. 56). Zde se ukázalo, že teplotně nadprůměrné bylo období let 1992 až 1994. Liší se rovněž délka vegetační sezóny, u níž bylo pozorováno její prodlužování od roku 1995 (cca 130 dnů, nejnižší zaznamená hodnota v období 1987-2000) až do roku 2000 (přibližně 215 dnů, což byla nejvyšší zjištěná hodnota). Zajímavá je rovněž koincidence rozpadu smrkových porostů s teplým obdobím po roce 1992 - buď došlo k rozpadu přímo v tomto období nebo po jeho zakončení, čímž lze předpokládat, že v průběhu nadprůměrně teplých let došlo k inicializaci procesů, které vedly k rozpadu porostu (viz TVP 15, 16, 18, 19, 25).

5.2 Imisní zátěž ekosystémů podle bioindikace pomocí lišejníků

Využití různě citlivých lišejníků (obr. 57 – 58) k indikaci imisní zátěže představuje jednu z osvědčených doplňkových modelových přístupů k objasňování zdravotního stavu porostů a zejména pak trendů jejich dalšího vývoje.

5.2.1. Kategorizace území a vývoj imisní zátěže

Kategorizace území

Výsledky plošného mapování z I. etapy (1978 - 1980) a II. etapy (1994 - 1995) ve formě lišejníkových indikačních kategorií (LIC) jsou uvedeny na obr. 59 - 60. Výsledky potvrzují základní známou distribuci imisní zátěže v Krkonoších. Nejzatíženější je západní část (směrem ke zdrojů v Polsku a tehdejším NDR) a východní část ve vazbě na elektrárnu Trutnov-Poříčí. Nižší imisní zátěž je ve střední části. Tento hlavní rys se za období 15 let mezi etapami nezměnil, výrazně se ale zhoršila imisní situace na celém území. V pětičetné stupnici LIC došlo v průměru ke zhoršení o 1 stupeň.

Obr. 57: Usnea sp. patří k velmi vzácně se vyskytujícím lišejníkům, jelikož je velmi citlivá na působení imisí (foto: P. Anděl).

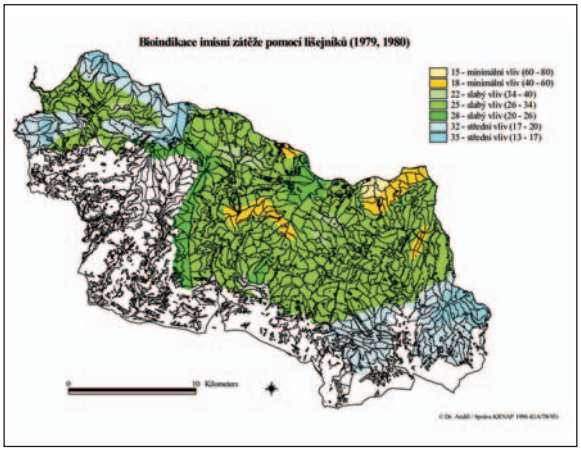
Obr. 58: Hypogymnia physodes v Krkonoších náleží k běžně se vyskytujícím lišejníkům (foto: P. Anděl).

Souvislost mezi bioindikací znečištění pomocí lišejníků a mezi zdravotním stavem lesa na jednotlivých výzkumných plochách v Krkonoších je průkazná. Při porovnání lišejníkové bioindikace a zdravotního stavu porostů byla prokázána v roce 1979 vyšší korelace než v roce 1994. Nejvyšší korelace byla prokázána při nahrazení lišejníkové bioindikace v daném termínu třídami dynamiky lišejníkové bioindikace, ovšem toto zjištění nemusí mít obecnou platnost (může platit pouze pro konkrétní námi zpracovaný případ porovnání roku 1979 a 1994 v Krkonoších). Při srovnání tříd změny hodnot lišejníkové bioindikace mezi lety 1979 a 1994 se zdravotním stavem lesních porostů na výzkumných plochách je r = - 0,67 (SCHWARZ et al. 1996).

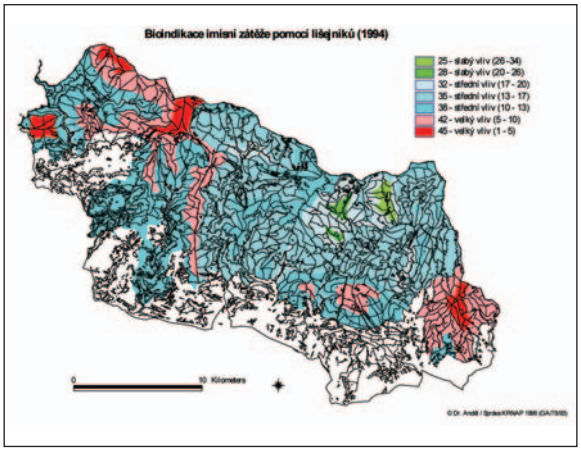
V rámci III. etapy mapování byla pro verifikaci a upřesnění vlivu imisní zátěže na lesní ekosystémy proto použita data nejaktuálnějšího hodnocení imisní zátěže pomocí lišejníků získaná v roce 2002 (ANDĚL 2002) na 26 bodech účelově rozmístěných ve vyšších partiích KRNAP. Stanoveny byly indikační kapacity C a mapově extrapolovány v GIS ARC INFO na území celého KRNAP a jeho ochranného pásma.

Mapa lokalit je na obr. 61, výsledky jsou uvedeny v tab. 25 - 28 a na obr. 62 - 68. Pro potřeby závěrečné syntézy byly pro hodnoty krátkodobého, střednědobého a dlouhodobého vlivu imisí vypočítány základní statistické charakteristiky (aritmetický průměr, medián, modus, variační rozpětí, rozptyl a variační koeficient.

Hodnoty krátkodobého vlivu imisní zátěže (ale i střednědobého) určené z lišejníkových indikačních kapacit jsou na rozdíl od dlouhodobého vlivu velice variabilní. Zejména soubory hodnot krátkodobého vlivu jsou nesymetrické. Jsou většinou nízké, pouze na několika lokalitách relativně



Obr. 59: Bioindikace imisní zátěže pomocí lišejníků z let 1979 a 1980 (*Anděl 1980*). Kategorie LIC včetně barev je jednotná pro celou ČR. V Krkonoších je pro podrobnější hodnocení každá základní kategorie rozdělena na tři podkategorie: -2 nejlepší, -5 střední, -8 nejhorší.



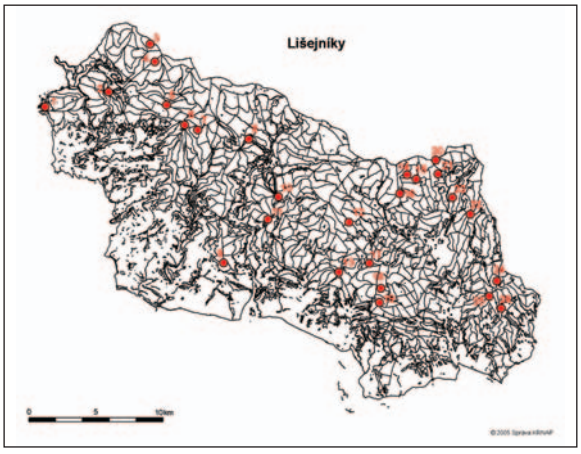
Obr. 60: Bioindikace imisní zátěže pomocí lišejníků v roce 1995 (*Anděl 1995*). Lišejníky indikují dramatické zhoršení čistoty ovzduší během 15 let. Došlo v průměru ke zhoršení o 1 stupeň LIC.

extrémní. V případě hodnot střednědobého vlivu je situace obdobná, i když ne tak dramatická. Nejvyrovnanější (nejméně variabilní a nejvíce souměrný) je soubor hodnot dlouhodobého vlivu imisní zátěže. Z analýzy vyplývá, že dlouhodobý vliv imisní zátěže na současné lišejníkové kapacity indikující velikost imisní zátěže je v hodnoceném území relativně nejvyrovnanější ve srovnání s vlivem střednědobým a zejména krátkodobým.

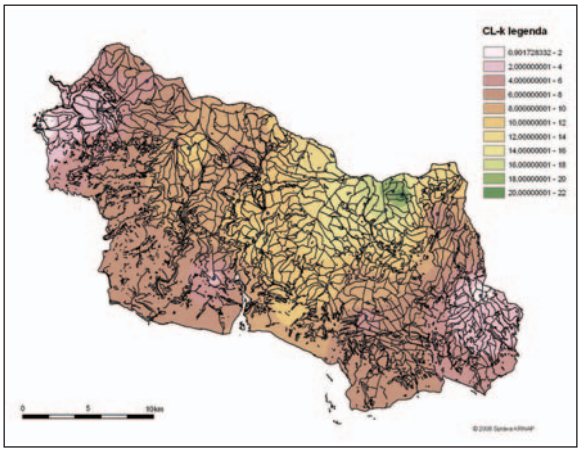
Podle obr. 62 indikují hodnoty lišejníkových kapacit z roku 2002 nejčistší oblast v okolí Sněžky. Tato partie je ale překvapivě zahrnuta mezi oblasti s největším překročením kritických zátěží a tedy i relativně nejméně stabilními a nejvíce zranitelnými ekosystémy.

Podle očekávání měl být model distribuce imisní zátěže indikovaný hodnotami lišejníkových kapacit podobný jako model distribuce atmosférické depozice obdobně jak tomu bylo v roce 1995. Proto musely být hledány příčiny této skutečnosti.

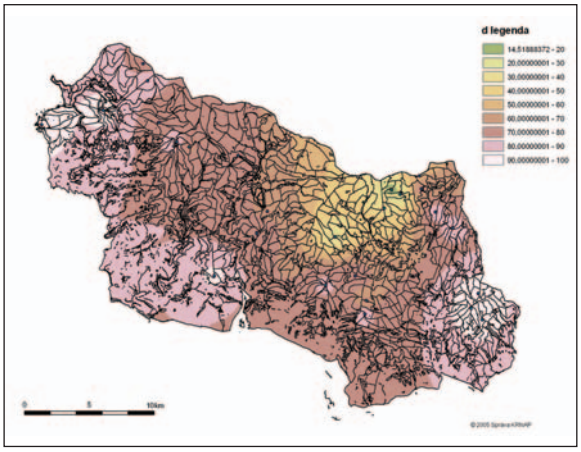
Lišejníky v roce 2002 indikují právě v oblasti největších identifikovaných rozdílů (lokality 12, 14, 15, 16) dramaticky nejvyšší vliv střednědobé i krátkodobé imisní zátěže, který se ještě neměl možnost plně promítnout do kondice lišejníků. Pro jednoznačnou verifikaci distribuce atmosférické depozice a z ní vycházejícího modelu kritických zátěží je nutné buď opakovat mapování lišejníků s rozšířením na lokality v nižších polohách Krkonoš a provést analýzu



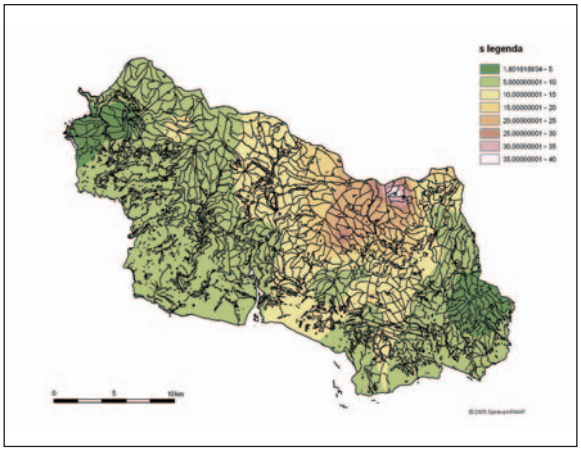
Obr. 61: Lokality pro stanovení lišejníkových indikačních kapacit a specifikaci délky vlivu imisní zátěže (*Anděl 2002*).



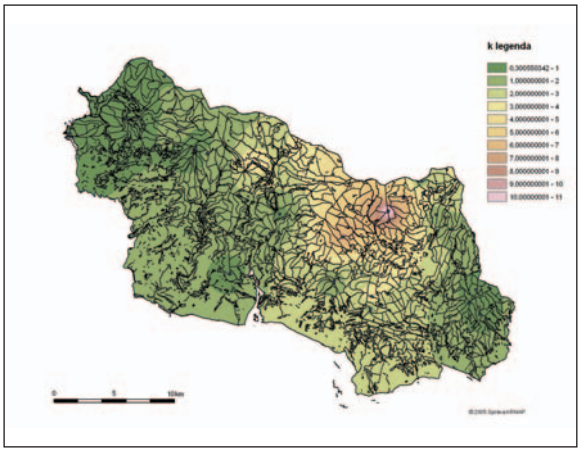
Obr. 62: Lišejníkové indikační kapacity CL-k (stav k r. 2002 přepočtený na nadmořskou výšku 1000 m, Anděl 2002).



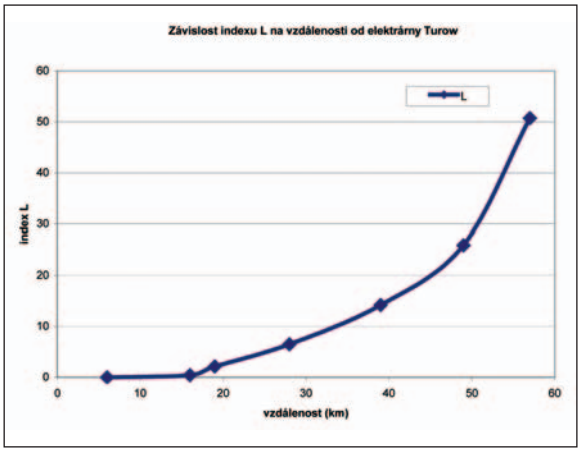
Obr. 63: Distribuce dlouhodobého vlivu imisní zátěže určeného z lišejníkových indikačních kapacit (Anděl 2002).



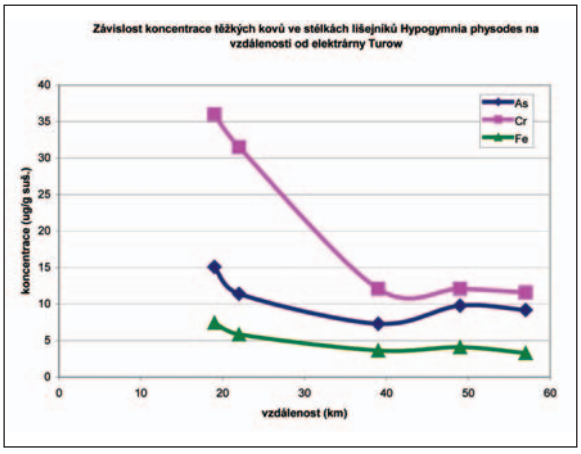
Obr. 64: Distribuce střednědobého vlivu imisní zátěže určeného z lišejníkových indikačních kapacit (Anděl 2002).



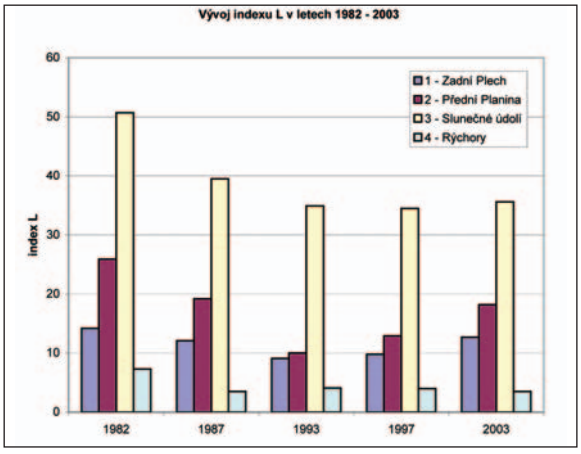
Obr. 65: Distribuce krátkodobého vlivu imisní zátěže určeného z lišejníkových indikačních kapacit (Anděl 2002).



Obr. 66: Závislost indexu L na vzdálenosti od elektrárny Turów (stav v r. 1980).



Obr. 67: Závislost koncetrace těžkých kovů ve stélkách lišejníku Hypogymnia physodes na vzdálenosti od elektrárny Turów (stav v r. 1983).



Obr. 68: Vývoj indexu L v letech 1982 – 2003.

Tab. 25: Lišejníkové indikační kapacity a specifikace délky vlivu imisní zátěže pro vybrané lokality Krkonoš.

Číslo	Název	Indikační kapacity				Délka imisní zátěže		
		CJ	CK	CL	CL-K	k	s	d
1	Kapradník	4,0	1,4	1,0	1,3	0,4	2,6	96
2	Čertova hora	6,0	2,8	2,2	2,3	0,6	3,2	94
3	Mumlavská hora	22,0	12,2	11,6	6,9	0,6	9,8	78
4	Kamenec	18,0	10,4	9,3	5,3	1,1	7,6	82
5	Zadní plech	26,0	13,6	12,4	7,2	1,2	12,4	74
6	Dvoračky	14,0	8,6	8,2	7,8	0,4	5,4	86
7	Kozelský hřeben	31,5	23,2	22,1	12,8	1,1	8,3	68,5
8	Medvědín	28,5	17,0	13,5	7,5	3,5	11,5	71,5
9	Žalý	8,5	3,4	2,8	3,7	0,6	5,1	91,5
10	Přední Planina	32,0	18,2	17,5	10,6	0,7	13,8	68
11	Kopřivník	21,0	13,6	11,8	13,2	1,8	7,4	79
12	Liščí jáma	62,5	35,5	28,4	15,2	7,1	27,0	27,5
13	Rejdiště	16,5	11,0	9,8	10,5	1,2	5,5	83,5
14	Prostřední hora	85,5	45,5	41,0	20,0	4,5	40,0	14,5
15	Koulová hora	81,5	46,5	39,3	21,9	7,2	35,0	18,5
16	Růžová hora	60,0	41,5	30,4	16,3	11,1	18,5	40
17	Pražská bouda	21,5	13,2	11,0	8,8	2,2	8,3	78,5
18	Černá hora vrchol	40,0	23,2	19,6	9,8	3,6	16,8	60
19	Černá hora svah	14,0	6,8	5,0	3,7	1,8	7,2	86
20	Jelenka	41,0	27	26,1	13,7	0,9	14,0	59
21	Žacléřské boudy	27,0	16,4	12,7	11,5	3,7	10,6	73
22	Kraví hora	14,0	7,4	6,2	5,4	1,2	6,6	86
23	Cestník	15,5	8,7	7,6	7,6	1,1	6,8	84,5
24	Mravenečník	3,0	1,2	0,9	0,9	0,3	1,8	97
25	Rýchory rozcestí	6,0	3,4	2,4	2,6	1,0	2,6	94
26	Dvorský les	9,0	4,0	3,3	3,2	0,7	5,0	91

CI = 100, CJ = stav bez krátko a střednědobých vlivů, CK = stav bez krátkodobých vlivů, CL = současný stav, CL – k = přepočet na standardní nadmořskou výšku 1000 m, k =krátkodobý vliv, s = střednědobý vliv, d = dlouhodobý vliv.

v prostředí GIS, nebo vytvořit nový model na základě aktuálního měření atmosférické a na základě změn v distribuci určit nebo modelovat vývojové trendy.

Z výše uvedeného vyplývá, že rozložení imisní zátěže v Krkonoších je určeno kombinací dvou základních faktorů: vzdálenosti od hlavních emisních zdrojů a geomorfologií terénu.

Imisní zdroje

Na území Krkonoš působily po celou dobu sledování dva dominantní zdroje emisí: hlavním zdrojem je elektrárna Turów v Polské republice a dříve i další zdroje na území bývalé NDR. Vliv těchto zdrojů, ležících severozápadně od Krkonoš, byl zcela dominantní a právě emise z těchto zdrojů byly hlavní příčinou imisní kalamity v Jizerských horách a Krkonoších. Pokles imisní zátěže se vzdáleností od těchto zdrojů je dobře patrný z nárůstu indexu L (obr. 66), i z poklesu koncentrace těžkých kovů, které se zachycují ve stélkách lišejníků (obr. 67; podrobnosti viz kap. 5.2.2). Tento zdroj určuje dynamiku imisní zátěže velké části Krkonoš od Harrachova až po Sněžku. Druhým zásadním zdrojem imisí je elektrárna Trutnov-Poříčí. Nalézá na jihovýchodním okraji Krkonoš a její vliv je patrný v oblasti Rýchor. Oba tato zdroje určují základní imisní rozložení celých Krkonoš. Ostatní dálkové zdroje (např. aglomerace Hradec Králové - Pardubice - Chvaletice) jsou mnohem méně významné, místní drobné zdroje mají pouze lokální význam.

Geomorfologie terénu

Složitá geomorfologie terénu a velké výškové rozdíly způsobují, že imisní situace zde má výrazný mozaikovitý charakter. Výrazně se projevuje rozdíl mezi exponovanými a zakrytými lokalitami. Právě zakrytá údolí (Slunečné údolí, Zelený důl, Modrý důl) patří k imisně nejméně zatíženým lokalitám. Naopak nejvíce postižené jsou vrcholové exponované partie. Zřetelný je i vliv A-O systému, především v Mumlavském dole.

Lze tedy shrnout, že základní rozdělení Krkonoš na oblast vysoké, střední a nízké zátěže je dáno postavením dvou hlavních zdrojů imisí. Oblast vysoké zátěže je na západní (Harrachovsko) a východní (Rýchory) straně Krkonoš. Oblast nízké zátěže pokrývá malé území v okolí Sněžky. Zbytek území Krkonoš patří do oblasti střední zátěže. Každá z těchto oblastí se potom rozpadá na dílčí mozaiku lokalit s různou imisí zátěží ve vazbě na geomorfologii terénu.

Tab. 26: Statistické charakteristiky hodnot lišejníkových indikačních kapacit a hodnot délky vlivu imisní zátěže.

	n	AVG	R (%)	STD	vk (%)	medián	modus
CL - k	26	8,83	237,83	5,49	62,17	7,7	7,56
k	26	2,29	467,25	2,6	113,54	1,15	0,65
s	26	11,26	339,25	9,39	83,39	7,95	6,15
d	26	72,36	114,01	22,81	31,52	78,75	70,34

R = variační rozpětí

Tab. 27: Srovnání imisní zátěže v různých pohořích na základě převažujících hodnot indexu L (vyšší hodnoty představují vyšší celkovou kvalitu ovzduší, a tedy nižší imisní zátěž).

L	10	20	30	40	50	60	70	80	90	100
Jizerské hory	■									
Krkonoše		■	■	■						
Orlické hory	■	■	■							
Kralický Sněžník			■	■						
Novohradské hory			■	■	■	■	■	■		

Tab. 28: Hodnoty indikačních kapacit v letech 1982 – 1997.

Lokalita	Indikační kapacita	1982	1987	1993	1997
Zadní Plech	CL	14,2	12,1	9,1	9,8
	CK	17,6	14,5	11,4	10,9
	CJ	39,5	31,0	27,0	29,0
Přední planina	CL	25,9	19,2	9,96	12,9
	CK	31,8	24,3	13,4	15,2
	CJ	52,5	43,0	27,0	28,0
Sluneční údolí	CL	50,7	39,5	34,9	34,5
	CK	57,3	44,5	44,9	41,7
	CJ	96	86,0	68,5	71,5
Dvorský les	CL	7,3	3,52	4,08	4,04
	CK	9,4	7,2	6,0	5,8
	CJ	19,0	10,0	10,0	10,0

Srovnání imisní zátěže v Krkonoších s jinými oblastmi ČR

Z map LIC vyplývá, že na území Krkonoš byly identifikovány kategorie LIC v rozsahu od slabého vlivu (LIC 2-5) až po vliv silný (LIC 4-5). Chybí zde tedy pouze obě krajní kategorie velmi nízká a velmi vysoká imisní zátěž.

Představu o postavení Krkonoš z hlediska imisní zátěže ve srovnání s některými dalšími pohraničními horami ČR, je možné provést také podle hodnoty indexu L. Výsledky ze začátku 80. let jsou patrné z tab. 27. Krkonoše se nacházejí zhruba ve středu pomyslného žebříčku. Jejich imisní situace je výrazně lepší než např. v Krušných horách, Ještědském hřebeni, Jizerských horách a Orlických horách, ale je zřetelně horší než na Šumavě a v Novohradských horách. Navíc v průběhu posledních 25 let se tento jev ještě více prohloubil. Na konci 70. let, kdy byl bioindikační průzkum zahájen, byla imisní situace v Krkonoších charakterizována značnou diferenciací mezi relativně nejčistšími a nejznečištěnějšími lokalitami. Přitom stav na relativně čistých lokalitách se přibližoval stavu v našich nejčistších pohořích. Od té doby, ale ústup lišejníků v Krkonoších probíhal rychleji, než např. v Novohradských horách.

Vývoj imisní zátěže

Vývoj imisní zátěže na základě lišejníkové bioindikace lze charakterizovat následovně: Postupný úbytek lišejníků probíhá v Krkonoších již velmi dlouho, patrně od 19. století, s větší akcelerací ve druhé polovině století 20. Lze odhadnout, že již na začátku průzkumu v roce 1978 byla celková bohatost lišejníkové vegetace (vyjádřená jako index L) na méně než 50 % původního stavu.

Vývoj imisní zátěže, který byl dokladován na výše uvedených obr. 63 - 65 lze doplnit podrobnějším rozborem vybraných lokalit, na kterých byl průzkum prováděn v cca 5tiletých intervalech.

Vybrány byly 4 lokality, které reprezentují různé oblasti celkové imisní zátěže:

1. Zadní Plech, vrchol, 1210 m n. m. – oblast vysoké imisní zátěže,
2. Přední Planina, vrchol, 1190 m n. m. – oblast střední imisní zátěže,
3. Slunečné údolí, Prostřední hora, 1300 m n. m. – oblast nízké imisní zátěže,
4. Rýchory, Dvorský les, vrchol, 1030 m n. m. – oblast vysoké imisní zátěže.

Výsledky jsou uvedeny v grafu vývoje indexu L (obr. 68). Z něj je patrné, že úbytek lišejníků pokračoval zřetelně do roku 1993, kdy nastává stagnace. Poslední hodnoty ukazují na jisté zlepšení, ale při definitivní prognóze je třeba značné opatrnosti. Celkově lze předpokládat, že i když došlo k zásadnímu snížení koncentrací oxidu siřičitého v ovzduší, reakce lišejníkových společenstev bude mít zpoždění.

Hodnoty indikačních kapacit a frekvence výskytu indikačních druhů lišejníků ve čtyřech časových obdobích (1982, 1987, 1993, 1997) jsou uvedeny v tab. 28. Z uvedených výsledků vyplývají tyto základní závěry:

- V období 1982 - 1997 došlo na celém území KRNAP k výraznému ústupu epifytické lišejníkové vegetace. To se projevilo na všech lokalitách a ve všech hlavních sledovaných ukazatelích, což dokládá trvalý a dlouhodobý vliv imisí.
- Již na počátku výzkumu (konec 70. let) byla lišejníková vegetace značně ochuzena, především v západních Krkonoších a na Rýchorách. To dokládá, že ústup lišejníků pod vlivem imisí zde probíhal již řadu desetiletí, i když patrně s menší dynamikou. Naproti tomu lokalita Slunečné údolí východně od Sněžky byla na začátku

80. let ještě ve stavu dosti zachovalém a počet indikačních druhů se blížil teoretickému stavu. Vliv imisní zátěže zde byl patrný na úrovni snížené abundance a vitality.

- V průběhu let 1992 - 1997 se ústup zpomalil a je možné hovořit o celkové stagnaci imisní zátěže.
- V posledním období dochází k celkovému vyrovnávání imisní zátěže na celém území Krkonoš, a to především zhoršováním situace na lokalitách dříve považovaných za čisté (Slunečné údolí) a zastavením ústupu na lokalitách nejvíce znečištěných.

5.2.2 Koncentrace těžkých kovů v lišejníkových stélkách

Chemicko-analytická metoda představuje doplněk dříve uvedeným průzkumům. Zpracovány byly dva rozsáhlejší soubory dat:

- analýza stélek lišejníku *Hypogymnia physodes*, jehličí smrku a humusového půdního horizontu z 8 horských lokalit metodou instrumentální neutronové aktivační analýzy (data ANDĚL 1983),
- analýza kovů ve stélkách lišejníku *Hypogymnia physodes* na 12 lokalitách v Krkonoších (data ANDĚL 2002).

Tab. 29: Koncentrace prvků ve stélkách lišejníku Hypogymnia physodes na vybraných srovnávacích lokalitách 1 až 9 ($\mu g.g^{-1}$).

Prvky	Jizerské hory		Krkonoše			Orlické hory	Králický Sněžník	Šumava	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ag	< 0,82	< 0,76	< 0,49	< 0,56	< 0,59	< 0,55	< 0,45	< 0,49	< 0,34
As	15,1	11,4	7,3	9,8	9,2	9,4	4,4	6,0	2,25
Au	0,003	0,009	< 0,002	< 0,004	< 0,004	< 0,008	< 0,002	< 0,004	< 0,003
Ba	< 48,5	98,5	< 35,0	< 38,5	< 43,0	< 35,0	< 27,8	< 38,5	< 23,8
Br	13,8	9,4	14,0	15,8	15,9	12,5	14,0	11,8	11,8
Cd	< 4,5	< 4,2	< 3,5	< 6,6	< 6,9	< 3,8	< 3,4	< 6,4	< 5,3
Ce	16,6	12,2	5,6	10,7	5,8	1,55	5,0	3,3	1,10
Co	3,3	2,25	0,96	1,30	1,05	1,50	0,96	0,63	0,33
Cr	36,0	31,5	12,1	12,1	11,6	19,2	9,6	7,8	4,1
Cs	4,4	4,4	2,6	1,50	1,05	1,15	1,0	0,72	0,51
Eu	0,168	0,151	0,090	0,124	0,056	0,083	0,071	0,025	0,049
Fe	7450	5850	3650	4100	3300	3900	2000	2320	1230
Ga	5,6	5,2	2,35	3,0	1,30	2,70	1,70	1,55	0,46
Gd	< 2,15	< 2,00	< 1,50	< 2,25	< 2,45	< 6,4	< 1,25	< 1,90	1,50
Hf	0,95	1,05	0,52	0,56	0,38	0,46	0,38	0,097	0,125
Ho	0,244	0,108	< 0,044	< 0,081	< 0,083	< 0,045	< 0,043	< 0,082	< 0,072
K	2110	2220	1890	1760	1620	1740	2270	1410	1450
La	6,5	5,8	2,75	3,5	2,75	2,50	2,0	1,50	0,75
Lu	< 0,032	< 0,029	< 0,023	< 0,036	< 0,039	< 0,022	< 0,020	< 0,033	< 0,028
Mo	< 0,92		< 2,15	< 2,00	< 2,05	2,0	< 0,71	< 1,85	< 1,55
Na	264	250	144	187	158	181	112	112	73,5
Nd	11,1	< 3,8	7,7	< 5,7	< 6,5	< 3,5	< 3,8	< 6,8	< 5,7
Ni	< 37,0	< 33,5	< 26,2	< 14,8	< 15,5	< 25,0	< 22,2	< 14,1	< 10,5
Pr	< 6,7	< 6,6	< 4,3	< 7,8	< 8,4	< 5,8	< 4,6	< 6,9	< 6,2
Rb	19,6	29,0	15,0	11,5	4,5	17,2	22,2	9,9	4,2
Sb	2,60	2,15	1,50	2,80	2,50	2,00	0,96	1,40	0,80
Sc	3,20	2,60	1,25	1,45	1,25	1,30	0,75	0,65	0,31
Se	2,80	2,25	2,25	0,89	2,00	1,00	1,05	0,52	0,41
Sm	0,94	0,85	0,43	0,62	0,45	0,41	0,31	0,200	0,130
Sr	< 69,5	< 67,5	< 50,0	< 57,0	< 56,5	< 50,0	< 44,0	< 55,0	< 38,5
Ta	0,60	0,34	0,10	0,225	0,136	0,093	0,104	0,052	0,052
Tb	0,123	0,118	0,052	< 0,035	< 0,038	< 0,031	0,094	< 0,036	0,025
Th	3,2	2,75	1,15	1,30	1,20	0,96	0,65	0,58	0,295
Tm	< 0,187	< 0,196	< 0,092	< 0,136	< 0,137	< 0,094	< 0,090	< 0,120	< 0,093
U	1,20	1,15	0,67	0,38	0,33	0,53	0,36	0,141	0,108
W	2,75	1,75	0,73	0,83	1,30	0,87	0,61	1,40	1,20
Yb	0,36	0,31	0,174	0,108	0,070	0,124	0,083	0,175	0,046
Zn	122	122	124	109	114	137	136	113	92,5

Tab. 30: Koncentrace prvků v půdě (humusový horizont) na vybraných srovnávacích lokalitách 1 až 9 ($\mu g.g^{-1}$).

Prvky	Jizerské hory		Krkonoše			Orlické hory	Králický Sněžník	Šumava	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ag	<1,15	< 1,25	< 0,89	< 0,77	< 0,96	< 0,70	< 0,71	< 1,10	< 0,91
As	47,5	40,0	39,5	26,5	42,0	29,2	17,2	52,5	19,4
Au	< 0,010	< 0,009	< 0,008	< 0,019	< 0,007	< 0,009	< 0,006	< 0,011	< 0,009
Ba	< 85,5	< 83,5	< 41,0	< 59,0	166	171	237	55,5	34,0
Br	33,5	38,5	31,0	28,7	51,0	18,0	16,7	17,1	18,8
Cd	< 17,2	< 14,8	< 13,1	< 11,6	< 12,8	< 15,7	< 10,4	< 19,8	< 16,0
Ce	35,0	36,5	18,3	12,3	34,5	14,4	19,2	38,0	22,6
Co	3,7	3,6	1,65	1,90	2,10	1,65	1,25	3,3	1,40
Cr	37,0	33,5	18,0	20,4	24,9	13,6	18,7	45,0	21,0
Cs	3,6	3,8	1,55	1,10	4,5	2,45	2,45	4,5	1,15
Eu	0,49	0,37	0,33	0,262	0,54	0,119	0,198	0,53	0,107
Fe	8300	8350	6000	4750	19100	5050	5400	17400	6750
Ga	8,0	11,0	4,5	6,1	8,6	7,5	2,30	9,5	2,95
Gd	< 4,7	< 4,9	< 3,7	< 3,0	> 5,6	< 2,85	< 4,2	< 4,0	< 3,3
Hf	2,80	1,25	1,15	0,69	2,95	2,00	2,90	3,5	3,1
Ho	0,34	0,248	< 0,137	0,32	0,32	0,40	< 0,112	0,71	<0,153
K	3500	2550	1970	1290	6200	5350	4200	6100	4650
La	18,1	17,4	9,0	6,1	17,9	6,7	9,9	18,2	11,6
Lu	0,127	0,089	< 0,063	< 0,051	< 0,161	< 0,083	< 0,055	< 0,277	< 0,145
Mo	< 5,1		< 4,0	< 3,4	< 3,7	< 4,4	< 3,0	< 5,4	< 4,5
Na	1120	535	520	365	780	1950	1000	2770	1400
Nd	18,8	< 10,1	< 8,5	5,1	16,4	8,4	3,1	< 7,4	8,4
Ni	< 30,0	< 31,5	< 22,6	< 21,2	< 24,9	< 17,4	< 17,3	< 28,3	< 23,1
Pr	< 21,9	< 17,0	< 15,5	< 12,7	< 15,3	< 27,1	< 14,5	< 34,5	< 22,5
Rb	23,5	15,5	< 6,5	< 6,7	51,0	52,5	27,5	51,5	< 6,4
Sb	15,6	13,1	16,2	10,3	5,6	11,5	10,0	10,3	5,9
Sc	5,1	5,1	2,60	1,85	5,8	2,45	3,3	6,2	3,3
Se	6,8	9,2	3,60	2,00	2,75	1,70	1,15	2,00	0,88
Sm	2,55	2,30	1,45	0,93	2,60	1,11	1,35	2,70	1,70
Sr	< 105	< 113	< 84,5	< 83,5	< 86,0	< 66,5	< 62,0	< 100,0	< 76,5
Ta	0,56	0,62	0,290	0,278	0,40	0,50	0,41	0,70	0,37
Tb	0,36	0,50	0,122	0,109	0,46	0,126	0,153	0,320	0,174
Th	5,3	6,0	2,30	1,35	4,4	2,30	2,90	5,20	3,0
Tm	< 0,300	< 0,350	< 0,258	< 0,214	< 0,261	< 0,180	< 0,180	< 0,235	< 0,202
W	5,5	4,5	2,35	1,80	1,00	1,70	1,05	4,2	0,61
Yb	0,83	0,84	0,58	0,39	1,25	0,71	0,74	1,45	0,84
Zn	94,5	76,0	77,0	72,5	63,5	90,5	53,0	116	68,5

Srovnání Krkonoš s jinými oblastmi

Pro zhodnocení imisní zátěže vybraných vrcholových lokalit byly analyzovány tři druhy materiálů z ekosystémů horských smrčin:

a) stélky lišejníku *Hypogymnia physodes* (směsný vzorek z cca 30 stromů smrku),
b) jehličí smrku, 2. ročník (směsný vzorek z 5 stromů),
c) půda, humusový horizont (směsný vzorek z 5 míst, umístěných pod okapem stromů).

Analýzy byly provedeny metodou instrumentální neutronové aktivační analýzy v Ústředních laboratořích uranového průmyslu ve Stráži pod Ralskem. Protože cílem bylo zhodnotit imisní zátěž v různých pohořích byly vzorky odebírány z vrcholových, exponovaných lokalit (lokality 1 - 8) a jedna lokalita jako kontrolní v zakryté poloze (lokalita 9):

1 – Jizerské hory, Černá hora, vrchol, 1080 m n. m.,
2 – Jizerské hory, Smědavská hora, vrchol, 1080 m n. m.,
3 – Krkonoše, Zadní Plech, vrchol, 1210 m n. m.,
4 – Krkonoše, Přední Planina, vrchol, 1200 m n. m.,
5 – Krkonoše, horní exp. část Slunečního údolí, 1310 m n. m.,
6 – Orlické hory, Kunštátská kaple, exponovaná hřebenová partie, 1040 m n. m.,
7 – Kralický Sněžník, Sušina, vrchol, 1320 m n. m.,
8 – Šumava, Prenet, vrchol, 1070 m n. m.,
9 – Šumava, údolí Zhůřeckého potoka, chráněná údolní poloha, 1040 m n. m. .

Výsledky analýz jsou uvedeny v tab. 29 - 31. Z nich vyplývají následující základní závěry:

- Výsledky chemických analýz potvrzují postavení Krkonoš z hlediska imisní zátěže mezi ostatními pohraničními

Tab. 31: Koncentrace prvků v jehličí smrku na vybraných srovnávacích lokalitách 1 až 9 (μg.g⁻¹).

Prvky	Jizerské hory		Krkonoše			Orlické hory	Králický Sněžník	Šumava	
	1	2	3	4	5	6	7	8	9
Ag	< 0,228	< 0,049	< 0,240	< 0,246	< 0,33	< 0,245	< 0,210	< 0,243	< 0,264
As	1,30	1,55	0,80	0,57	0,89	0,68	0,54	0,32	0,42
Au	< 0,003	< 0,007	< 0,003	< 0,002	< 0,003	< 0,002	< 0,002	< 0,002	< 0,002
Ba	< 18,0	< 19,9	< 20,5	< 22,5	< 23,0	< 21,8	< 19,6	< 19,9	< 17,8
Br	0,48	0,97	0,70	0,33	0,85	1,05	0,68	0,43	0,47
Cd	< 4,7	< 4,4	< 4,3	< 4,2	< 4,6	< 4,2	< 3,3	< 3,3	< 3,3
Ce	< 0,44	< 0,42	< 0,46	< 0,62	< 0,62	< 0,52	< 0,43	< 0,53	< 0,52
Co	< 0,095	< 0,056	< 0,080	0,281	< 0,068	< 0,099	0,151	0,226	< 0,132
Cr	0,72	3,0	0,92	< 0,93	< 0,93	< 0,89	< 0,87	< 0,86	< 0,81
Cs	0,93	1,20	0,74	0,38	0,57	0,34	0,289	0,44	0,234
Eu	0,007	< 0,010	0,011	< 0,014	< 0,003	< 0,012	< 0,010	< 0,012	< 0,012
Fe	259	160	252	77,0	345	97,0	44,5	70,5	104
Ga	< 0,39	< 0,35	< 0,36	< 0,34	< 0,43	< 0,34	< 0,32	< 0,279	< 0,31
Gd	< 1,30	< 1,15	< 1,45	< 1,70	< 1,75	< 1,40	< 1,20	< 1,35	< 1,60
Hf	< 0,050	< 0,056	< 0,056	< 0,074	< 0,077	< 0,063	< 0,061	< 0,063	< 0,050
Ho	< 0,073	< 0,067	< 0,078	< 0,097	< 0,094	< 0,088	< 0,066	< 0,079	< 0,085
K	5350	4000	4750	5400	5700	5900	4050	3800	3750
La	0,272	0,254	0,085	0,35	0,061	0,275	0,060	0,095	0,053
Lu	< 0,020	< 0,020	< 0,024	< 0,032	< 0,034	< 0,025	< 0,020	< 0,024	< 0,027
Mo	< 1,45	< 1,40	< 1,45	< 1,50	< 1,70	< 1,45	< 1,20	< 1,20	< 1,25
Na	72,5	113	59,0	19,1	44,0	37,0	46,0	16,2	20,5
Nd	< 5,4	< 5,1	< 6,3	< 8,1	< 8,1	< 6,2	< 5,6	< 6,7	< 7,1
Ni	< 6,2	< 5,1	< 6,4	< 9,2	< 8,8	< 5,4	< 6,2	< 6,3	< 6,1
Pr	< 6,4	< 6,0	< 4,4	< 3,5	< 5,5	< 4,0	< 4,3	< 2,15	<4,0
Rb	23,0	23,6	33,5	22,6	26,7	34,5	23,5	19,9	3,0
Sb	0,51	0,41	0,223	0,190	0,153	0,206	0,133	0,147	0,108
Sc	0,066	0,051	0,059	0,056	0,073	0,057	0,030	0,036	0,035
Se	< 0,300	< 0,269	< 0,34	< 0,40	< 0,45	< 0,32	< 0,259	< 0,33	< 0,34
Sm	0,062	0,010	0,017	0,022	0,038	0,009	0,007	0,005	0,008
Sr	< 26,0	< 26,4	< 33,0	< 37,5	< 42,5	< 31,5	< 28,0	< 32,5	< 32,0
Ta	< 0,023	< 0,019	< 0,027	< 0,032	< 0,032	< 0,028	< 0,023	< 0,027	< 0,029
Tb	< 0,019	< 0,019	< 0,023	< 0,027	< 0,025	< 0,023	< 0,017	< 0,023	< 0,025
Th	< 0,041	< 0,040	< 0,049	< 0,066	< 0,063	< 0,046	< 0,042	< 0,047	< 0,044
Tm	< 0,092	< 0,079	< 0,101	< 0,111	< 0,123	< 0,102	< 0,090	< 0,099	< 0,103
W	< 0,149	< 0,142	< 0,142	< 0,139	< 0,159	< 0,134	< 0,110	< 0,103	< 0,113
Yb	< 0,040	< 0,036	< 0,046	< 0,056	< 0,056	< 0,044	< 0,037	< 0,046	< 0,050
Zn	25,7	28,6	8,3	21,3	36,5	18,4	17,3	19,3	24,2

horami, tak jak vyplývá z výsledků indexu L. Krkonoše se nacházejí ve středu mezi silně exponovanými a pozaďovými lokalitami.

- Blízkost velkého imisního zdroje je rozhodujícím faktorem pro gradient imisní zátěže, což dokládají nejvyšší hodnoty nalezené v Jizerských horách.
- Imisní zátěž má mozaikovitý charakter v závislosti zvláště na vzdálenosti od zdroje a geomorfologii terénu. Na exponovaných lokalitách je vyšší zátěž než na zakrytých.
- Pro chemický monitoring je vhodné používat více materiálů, protože expozice různých částí ekosystému je různá. Koncentrace v lišejníku leží obecně mezi koncentracemi v jehličí, které jsou nejnižší a koncentracemi v půdě.

Distribuce v rámci Krkonoš

Rozložení koncentrací těžkých kovů ve stélkách lišejníku *Hypogymnia physodes* bylo stanoveno v roce 2002 (Anděl 2002). Analýzy byly provedeny v laboratořích Ecochem a.s. divize laboratoří Stráž pod Ralskem, u rtuti na přístroji TMA-254, u ostatních prvků metodou OES ICP. Výsledky jsou uvedeny v tab. 32 a pro vybrané chemické prvky u nichž vyšla průkazná závislost koncentrace na poloze v terénu jsou uvedeny mapy vytvořené metodou kriging (obr. 69). Jedná se o chrom, u něhož koncentrace vykazuje závislost ve dvou bodech vzdálených do přibližně 64 km, dále o železo s touto vzdáleností cca 20 km, rtuť s touto vzdáleností do 12 km a olovo s touto vzdáleností do 32 km. U ostatních prvků se zdá, že pro prostorovou analýzu rozdělení jejich koncentrací ve

Tab. 32: Koncentrace kovů ($\mu g.g^{-1}$) ve stélkách lišejníku Hypogymnia physodes v Krkonoších.

Lokalita	název	As	Cd	Cr	Fe	Hg	Mn	Ni	Pb	Zn
1	Kamenec	3,1	0,49	4,5	1700	0,30	43	1,8	58	93
2	Zadní Plech	1,8	2,60	2,3	740	0,21	110	1,6	36	150
3	Medvědín	2,3	0,38	3,4	1400	0,25	78	2,1	34	89
4	Přední Žalý	1,8	0,68	2,6	980	0,25	77	1,8	37	100
5	Přední Planina	1,9	0,61	2,8	1400	0,29	35	2,0	25	120
6	Rejdiště	1,7	0,93	2,3	920	0,38	62	1,7	23	130
7	Liščí jáma	1,8	0,34	2,5	1000	0,30	43	1,3	30	84
8	Kulová hora	1,7	0,64	1,8	770	0,26	91	1,3	29	94
9	Prostřední hora	1,6	0,37	2,4	990	0,30	72	1,6	35	91
10	Černá hora	2,6	1,10	2,6	990	0,26	97	1,8	30	110
11	Kraví hora	2,4	0,25	4,3	1800	0,33	47	2,6	59	77
12	Rýchory	2,6	0,26	4,2	2100	0,49	49	2,1	39	88

Tab. 33: Hodnoty indexu L v porostních stěnách a na kontrolních plochách, r je poměr indexu L na porostní stěně : kontrolní ploše.

a) lokalita Kamenec

sub-	porostní stěna			kontrolní plocha			r
strát	L	STD	n	L	STD	n	
A	0,68	1,50	10	5,51	3,80	24	0,12
B	2,05	2,20	21	9,23	7,64	20	0,22
C	8,61	4,53	20	28,70	15,40	16	0,30

b) lokalita Mumlavská hora

sub-	porostní stěna			kontrolní plocha			r
strát	L	STD	n	L	STD	n	
A	3,75	2,78	16	3,51	5,48	20	1,07
B	8,71	5,89	15	5,28	4,83	19	1,65
C	14,59	9,66	15	21,74	13,84	18	0,67

Tab. 34: Obsah těžkých kovů ($\mu g.g^{-1}$ sušiny) ve stélkách lišejníku Hypogymnia physodes v porostních stěnách a na kontrolních plochách podle substrátu: A – stromy živé, B – stromy nově odumřelé (maximálně 3 roky), C – stromy odumřelé před více než 3 roky; r – aritmetický průměr poměrů koncentrace v porostní stěně : kontrolní ploše u všech substrátů.

a) lokalita Kamenec

prvek	porostní stěna			kontrolní plocha			r
	A	B	C	A	B	C	
Cd	0,08	0,15	0,14	0,07	0,07	0,17	1,37
Cu	19	15	13	20	9	8	1,41
Fe	1650	1250	1500	950	800	800	1,72
Mn	50	42	40	37	46	60	0,98
Pb	45	105	22	18	33	11	2,56
Zn	85	68	113	83	80	114	0,96

b) lokalita Mumlavská hora

prvek	porostní stěna			kontrolní plocha			r
	A	B	C	A	B	C	
Cd	0,15	0,10	0,19	0,08	0,11	0,15	1,35
Cu	16	19	32	8	10	41	1,56
Fe	1400	1400	700	1000	950	700	1,29
Mn	28	48	77	24	48	119	0,92
Pb	73	127	91	18	27	25	4,13
Zn	80	62	94	80	97	102	0,71

stélkách je potřebné mít k dispozici mnohem vyšší počet odběrových míst.

Z výsledků vyplývá relativně homogenní koncentrační pole sledovaných kovů s tím, že zvýšené hodnoty jsou patrné především ve směru k hlavním zdrojů emisí, tj. v západních a východních Krkonoších. Geoografická závislost koncentrací sledovaných kovů vyjádřená variogramy byla nízká (viz uvedené příklady map) nebo žádná (pro všechny další kovy) vzhledem k nízkému počtu bodů v nichž byl sbírán materiál pro analýzy.

5.2.3 Podrobný průzkum situace v porostních stěnách

Pro detailní průzkum imisní situace v porostních stěnách byly vybrány dvě lokality Kamenec a Mumlavská hora. Na obou byla srovnávána situace na trvalé výzkumné ploše v porostní stěně (1) a na kontrolní srovnávací vrcholové ploše chráněné porostem (2). Byla použita kombinace metod floristicko-fytocenologických (hodnocení výskytu indikačních druhů a stanovení indexu L) a chemicko-analytických (stanovení obsahu těžkých kovů ve stélce lišejníku *Hypogymnia physodes*). Výsledky jsou shrnuty v tab. 33 - 34.

Lišejníková vegetace na obou lokalitách je dosti chudá, což odpovídá příslušnosti těchto lokalit k oblastem s nejvyšší imisní zátěží v Krkonoších. Potvrdily se velké rozdíly mezi lišejníkovou vegetací na živých stromech a stromech dlouhodobě odumřelých, což je rovněž typické pro oblasti silně zasažené imisemi. Na dlouhodobě odumřelých stromech byly nalezeny i dosti citlivé druhy jako *Cetraria pinastri*, *Bryoria* sp., *Usnea* sp., které z živých stromů v této oblasti dávno vymizely.

Při hodnocení výskytu indikačních druhů se situace na lokalitách Kamenec a Mumlavská hora výrazně liší. Na lokalitě Kamenec je výskyt lišejníků v porostní stěně mnohem menší než na kontrolní ploše. Na živých stromech, které jsou pro indikaci nejdůležitější, se z makrolišejníků v porostní stěně vyskytovala pouze *Hypogymnia physodes*, zatímco na kontrolní ploše byly nalezeny dále *Pseudevernia*

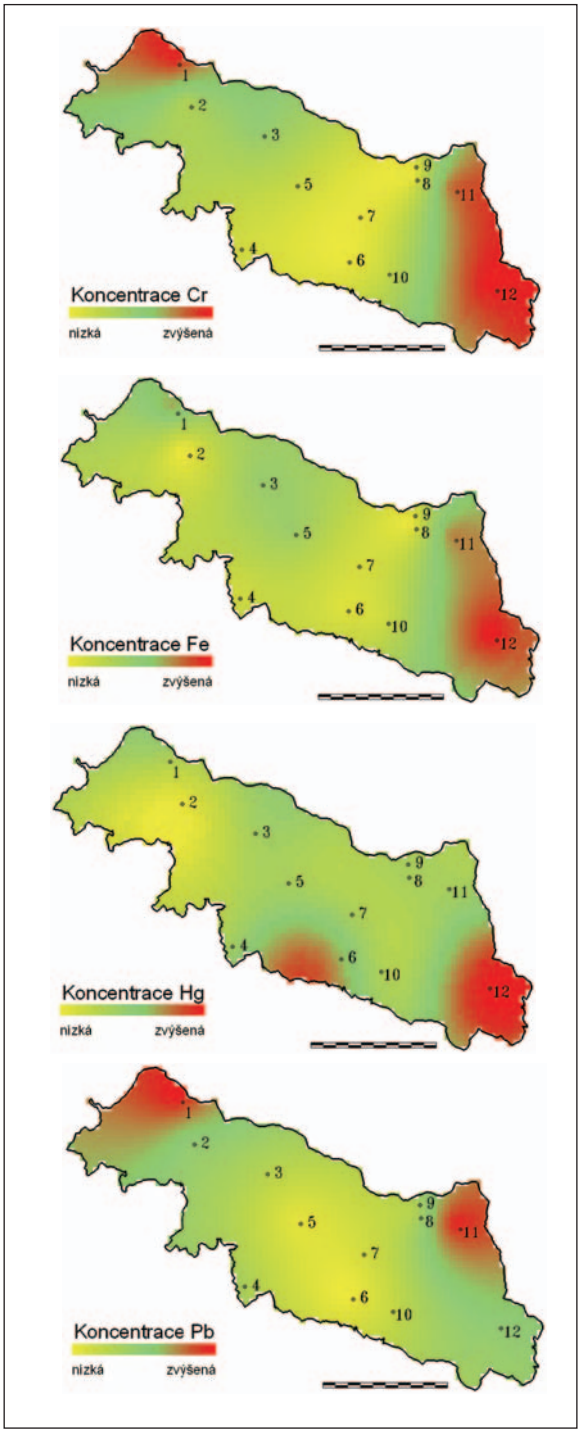
furfuracea, *Parmelia saxatilis*, *Platismatia glauca*. Jisté rozdíly byly nalezeny i na stromech typu B, C. Na druhé straně na lokalitě Mumlavská hora nebyly nalezené rozdíly příliš významné a lišejníková vegetace v porostní stěně i na kontrolní ploše byla zhruba stejná.

Ke stejným závěrům dojdeme i hodnocením indexu L, zvláště srovnáním relativních poměrů indexu L v porostní stěně a na kontrolní ploše. Na lokalitě Kamenec je hodnota L v porostní stěně na úrovni 10 - 30 % hodnoty na kontrolní ploše, na lokalitě Mumlavská hora jsou hodnoty na substrátech A, B vcelku vyrovnané, pouze u stromů dlouhodobě odumřelých je patrný jistý rozdíl, který však není na hladině pravděpodobnosti P = 0,05 statisticky významný. Výsledky chemických analýz těžkých kovů ve stélce lišejníku *Hypogymnia physodes* nejsou jednotné a nevykazují jednoznačný trend ani z hlediska srovnání porostní stěny s kontrolní plochou, ani z hlediska typu substrátu. Celkově lze konstatovat, že na obou lokalitách došlo k výraznému obohacení stélek v porostní stěně pouze u Pb, k mírnému obohacení u Cd, Cu, Fe. Koncentrace Mn a Zn byly v podstatě na stejné úrovni.

Všechny uvedené výsledky lze shrnout následovně: bylo potvrzeno, že okraje porostu (porostní stěny) jsou vystaveny vyšší imisní zátěži než blízké plochy chráněné porostem. Velikost tohoto rozdílu však bude na jednotlivých lokalitách značně variabilní, patrně v závislosti na expozici a celkové imisní zátěži. Zjištěné zvýšení imisní zátěže v porostní stěně není úměrné výraznému zhoršení zdravotního stavu porostů, z čehož vyplývá, že imise lze považovat pouze za jeden, i když významný faktor z celého souboru vlivů, které tento stav ovlivňují.

5.2.4. Perspektivy lišejníkové bioindikace

V průběhu minulých skoro již 30 let pomohly výsledky bioindikace imisní zátěže pomocí lišejníků dokreslit komplexní obraz působení imisí na lesní ekosystémy v Krkonoších, proto i do budoucna by bylo vhodné v daném monitoringu pokračovat. Práce ale ztěžuje skutečnost, že po rozpadu lesních porostů je na některých lokalitách obtížné nebo i nemožné najít vhodné substráty, které by odpovídaly zvolené standardizaci. Přitom standardizace podmínek zde hraje klíčovou roli. Těžiště výzkumu bude proto třeba přesunout od klasických postupů k využití transplantačních technik.



Obr. 69: Rozdělení koncentrací chrómu, železa, rtuti a olova ($\mu g.g^{-1}$) v sušině stélek Hypogymnia physodes na území PLO Krkonoše aproximované metodou kriging. Zobrazená lineární škála koncetrací představuje 2,46 až 3,91 $\mu g.g^{-1}$ chrómu, 0,85 až 2,02 $\mu g.g^{-1}$ železa, 0,18 až 0,51 $\mu g.g^{-1}$ rtuti a 26,1 až 52,3 $\mu g.g^{-1}$ olova.

5.3 Stav a vývoj olistění porostů, predikce vývoje

5.3.1 Popis stavu

Vývoj průměrného olistění jednotlivých dřevin (buku, jeřábu a smrku) na TVP 1-32 v bukových, smíšených a smrkových porostech celkem v Krkonoších v letech 1976 až 2006 je znázorněn na obr. 70. Dále je uvedena situace na jednotlivých plochách v bukových (tab. 35 - 36, obr. 71 - 78), smíšených (tab. 37 - 38, obr. 79 - 90) a smrkových porostech (tab. 39, obr. 91 - 110). TVP jsou řazeny podle jejich přiřazení k určitým výchozím vegetačním typům (což se týká zvláště bukových a smíšených porostů, protože tam je slabší diferenciace zdravotního stavu mezi jednotlivými TVP; viz kapitola 5.7.1) a podle stupně poškození smrku v posledním roce hodnocení (2006). Pro hodnocení vývoje na každé ploše je důležitý nejen popis zastoupení stromů zařazených v jednotlivých třídách defoliace, ale i sledování průměrné defoliace (ta byla vždy počítána jako průměrná hodnota defoliace všech živých stromů) respektive průměrného olistění (počítáno ze všech stromů na TVP). Pro další vývoj porostu má význam tzv. průměrná minimální defoliace (hodnota AVG - u_α STD, která vyjadřuje průměrnou defoliaci α-podílu nejméně defoliovaných stromů na TVP), která naznačuje perspektivu dalšího vývoje porostu v případě, že je na ploše dostatečný počet živých stromů. Charakter vývoje (změny defoliace z roku na rok) dobře popisují zobrazené modely vývoje.

Z hlediska dynamiky defoliace je na tom výrazně lépe buk lesní ve srovnání se smrkem ztepilým či jeřábem ptačím, a to jak v čistých bukových porostech, tak i ve smíše-

Tab. 35: Průměrné hodnoty olistění (%) buku lesního v bukových porostech na TVP 27, 29 a 32 v letech 1980 – 2006.

TVP	Rok													
	1980	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1986**	**1987**	**1988**	**1989**	**1990**	**1991**	**1992**	**1993**
27	86,2	80,2	78,1	75,3	64,5	62,9	55,6	50,9	48,4	57,7	51,3	54,3	55,7	86,2
28	92,7	88,3	86,5	81,8	70,2	69,1	64,2	62,4	62,4	66,7	61,4	66,4	66,8	92,7
29	97,2	94,0	93,9	87,7	82,5	81,2	77,8	76,7	77,8	78,5	78,2	78,0	78,8	97,2
30	91,9	86,7	87,0	82,2	73,2	71,6	69,4	68,1	65,6	67,2	69,6	67,8	66,7	91,9
31	92,3	85,8	87,4	81,7	72,0	69,4	65,0	61,2	62,9	61,1	64,4	66,1	64,4	92,3
32	89,6	82,1	82,8	76,5	66,5	65,7	60,1	58,8	61,3	61,9	64,4	66,4	65,3	89,6
AVG	91,7	86,2	86,0	80,9	71,5	70,0	65,3	63,0	63,1	65,5	64,9	66,5	66,3	91,7

TVP	Rok												
	1994	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**
27	52,5	61,0	53,9	48,9	50,9	51,8	54,8	55,0	51,4	52,9	53,4	54,7	53,4
28	58,8	67,7	60,6	56,0	58,7	56,8	62,2	61,7	57,2	58,4	57,3	59,3	58,9
29	84,2	77,7	71,9	74,1	70,8	74,4	73,1	70,3	68,0	69,2	69,4	69,1	68,1
30	68,9	67,8	70,2	67,7	66,1	65,4	68,0	62,9	63,2	62,4	62,0	63,8	64,3
31	61,5	64,8	64,0	62,2	61,3	57,4	62,7	57,3	52,8	53,9	54,0	55,0	54,7
32	62,6	63,3	60,3	58,1	53,9	52,6	56,9	55,8	53,0	54,2	54,2	55,9	54,4
AVG	64,8	67,1	63,5	61,2	60,3	59,7	63,0	60,5	57,6	58,5	58,4	59,6	59,0

Tab. 36: Průměrné hodnoty olistění (%) jeřábu ptačího v bukových porostech na TVP 27, 29 a 32 v letech 1980 – 2006.

TVP	Rok													
	1980	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1986**	**1987**	**1988**	**1989**	**1990**	**1991**	**1992**	**1993**
27	89,2	84,9	81,8	78,5	68,3	65,9	62,3	59,3	63,5	61,9	57,4	54,0	56,2	58,0
29	92,1	86,4	66,4	62,9	52,5	48,4	47,3	41,6	49,3	45,7	44,3	41,4	33,6	31,6
32	100,0	100,0	100,0	97,5	97,5	77,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5
AVG	93,8	90,4	82,8	79,6	72,8	63,9	55,7	52,8	56,8	55,0	53,1	51,0	49,1	49,0

TVP	Rok												
	1994	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**
27	56,3	53,1	51,2	49,5	46,2	40,9	42,5	40,3	40,1	40,6	40,1	31,9	30,8
29	30,2	29,5	23,6	24,6	24,6	24,6	25,7	24,6	24,6	24,6	23,6	23,6	24,6
32	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5	57,5
AVG	48,0	46,7	44,1	43,9	42,8	41,0	41,9	40,8	40,7	40,9	40,4	37,7	37,6

ných smrkobukových porostech. Ke značnému zpomalení trendu v dynamice průměrné defoliace došlo po roce 1986. Podobně jako u buku, tak i u smrku i u jeřábu k výrazně urychlené dynamice defoliace dochází od roku 1981 a tento trend se značně zmírňuje až od r. 1986 - 1987. Z výsledku jednoznačně vyplývá, že na dynamiku defoliace smrku měl podstatně větší vliv lýkožrout smrkový než imise. Na trendu defoliace u jeřábu se značnou měrou podílely škody zvěří, a to především loupáním, které podobně jako u napadení smrku kůrovci, tak i v tomto případě při silném poškození kmenů jeřábu loupáním převážně vedly k odumření postižených jedinců.

5.3.2 Trendy ve vývoji defoliace porostů

Smrkové porosty lze rozdělit dle jejich vývoje do následujících skupin podle defoliace v roce 2006:

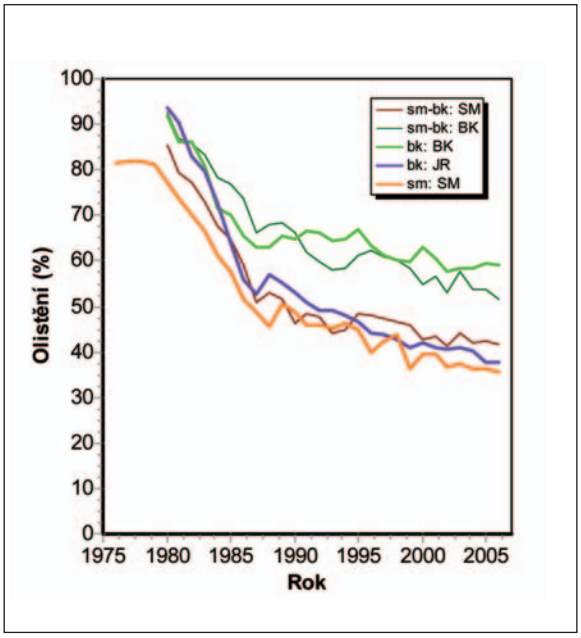
A. porosty s defoliací do 50 %: TVP 4, 5, 21, 22, 23, 24
B. porosty s defoliací 51 až 80 %: TVP 10, 11, 12, 20
C. přežívající porosty s defoliací nad 80 %: TVP 13, 14
D. odumřelé (úplně rozpadlé): TVP 3, 15, 16, 17, 18, 19, 25, 26

Obdobně populace smrku ve smrkobukových porostech lze přiřadit k předchozím skupinám:

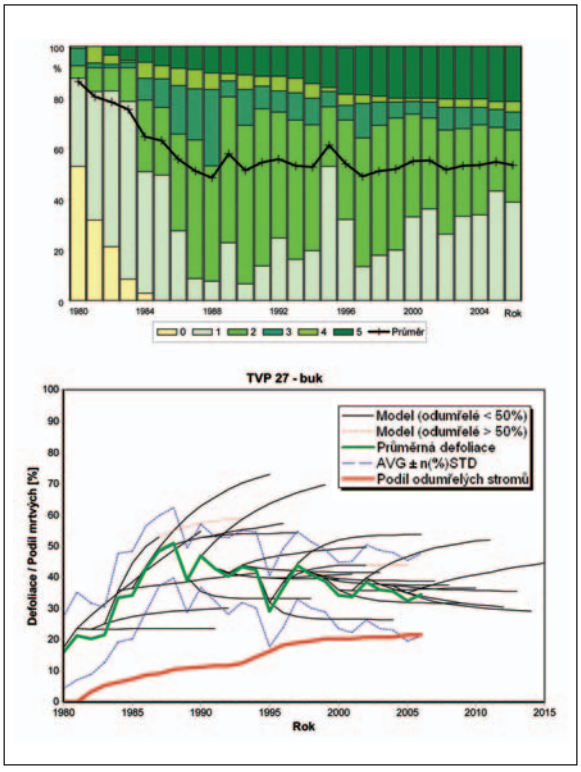
A. TVP 2, 7, 8, 9
B. TVP 6
C. TVP 1

Dále byly sledovány bukové porosty s malým podílem smrku (TVP 27, 28, 29) a bukové porosty (TVP 30, 31, 32). Nejnižší poškození buku je nalézáno u TVP 2, nejvyšší u TVP 1, kde došlo v letech 1990/1991 k silnému odumírání, zároveň je pomocí modelů naznačena velmi vysoká rozkolísanost změn zdravotního stavu stromů. Vyšší rozkolísanost modelů (v různých letech byly pozorovány přechody popisované modely s výrazně různou trajektorií) je znatelná u buku ve smrkobukových porostech, nežli v porostech nesmíšených nebo s nízkým zastoupením smrku. Proto u smíšených porostů lze mnohem hůře i předpovědět budoucí vývoj zdravotního stavu (resp. naznačené modely se mohou v následujících letech výrazně lišit od budoucího vývoje defoliace) ve srovnání s bukovými porosty, kde lze s vyšší pravděpodobností očekávat většinou setrvalý stav naznačovaný modely vyplývajícími ze sledování v posledních 2 až 3 letech.

Zásadní otázkou bylo, jak popsat změny v poškození porostů na sledovaných plochách z roku na rok. Nejjednodušší bylo změnu vyjádřit prostou změnou průměrné defoliace a podílem odumřelých stromů. Tyto dva ukazatele však nic (nebo velmi málo) vypovídají o tom, jak je porost strukturován s ohledem na poškození jednotlivých stromů. Proto je možné užít popis pomocí přechodových matic.



Obr. 70: Dynamika průměrného olistění jednotlivých dřevin (buku, jeřábu a smrku) v bukových, smíšených a smrkových porostech na všech 32 TVP v Krkonoších.



Obr. 71: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.

Tab. 37: Průměrné hodnoty olistění (%) buku lesního ve smrkobukových až bukosmrkových porostech na TVP 1, 2, 6, 7, 8 a 9 v letech 1980 – 2006.

TVP	Rok													
	1980	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1986**	**1987**	**1988**	**1989**	**1990**	**1991**	**1992**	**1993**
8	93,4	88,9	88,7	82,4	74,6	74,3	72,4	65,6	63,9	66,6	61,3	62,1	62,6	59,8
2	95,2	90,2	91,1	90,2	90,2	87,2	84,6	81,1	81,9	80,4	80,7	77,5	71,8	72,7
7	92,5	87,8	86,3	84,3	79,4	76,6	72,7	64,3	74,0	74,8	72,4	71,6	72,0	66,1
9	93,6	84,9	82,3	81,5	77,2	78,6	75,6	66,4	63,6	67,7	62,6	63,7	60,6	58,2
6	91,3	86,5	85,3	82,4	73,5	69,6	66,4	56,5	58,2	55,8	57,7	59,5	58,5	53,8
1	88,3	81,9	81,0	79,6	74,6	74,1	69,7	62,5	66,9	65,5	62,0	36,6	33,0	37,4
AVG	92,4	86,7	85,8	83,4	78,3	76,7	73,6	66,1	68,1	68,5	66,1	61,8	59,8	58,0

TVP	Rok												
	1994	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**
8	59,5	66,1	69,2	63,5	57,6	55,5	49,3	49,6	45,5	49,9	44,6	46,0	42,2
2	74,1	73,0	76,4	80,9	78,5	73,6	66,2	75,3	69,6	78,2	69,8	73,0	71,9
7	69,6	74,1	74,2	72,2	71,5	70,9	62,2	66,5	61,5	65,2	67,0	67,4	65,0
9	57,8	59,5	64,2	61,8	58,7	57,9	59,8	57,0	53,5	59,3	50,7	51,8	48,3
6	52,5	56,5	54,9	47,9	53,2	54,4	52,1	52,8	48,5	49,9	52,2	52,4	51,6
1	35,8	38,7	35,5	39,4	40,8	38,3	38,7	38,7	39,2	42,8	38,8	32,8	30,9
AVG	58,2	61,3	62,4	61,0	60,0	58,4	54,7	56,7	53,0	57,5	53,8	53,9	51,6

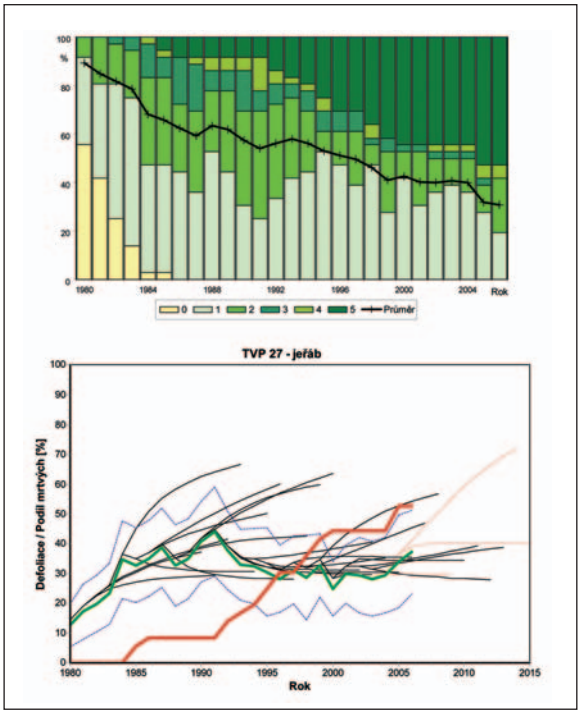
Tab. 38: Průměrné hodnoty olistění (%) smrku ztepilého ve smrkobukových až bukosmrkových porostech na TVP 1, 2, 6, 7, 8 a 9 v letech 1980 – 2006.

TVP	Rok													
	1980	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1986**	**1987**	**1988**	**1989**	**1990**	**1991**	**1992**	**1993**
8	70,8	57,5	57,5	58,1	58,1	55,0	53,3	36,1	36,1	43,6	34,4	45,6	43,9	32,8
2	91,0	85,8	84,9	81,3	78,0	73,6	68,3	64,6	65,2	69,6	65,4	66,2	63,7	59,4
7	94,0	93,0	88,2	80,6	74,9	73,6	66,0	66,0	71,8	69,1	68,4	66,8	69,5	69,5
9	87,2	79,0	74,7	70,6	64,4	64,4	63,0	52,5	55,9	54,6	51,1	56,5	57,0	52,7
6	87,9	85,2	80,8	73,5	58,2	54,2	41,3	36,8	39,0	34,0	32,2	35,6	33,3	31,7
1	81,7	75,2	76,5	74,6	71,5	66,9	63,1	50,2	50,5	39,5	25,9	19,4	18,8	18,1
AVG	85,4	79,3	77,1	73,1	67,5	64,6	59,2	51,0	53,1	51,7	46,3	48,4	47,7	44,0

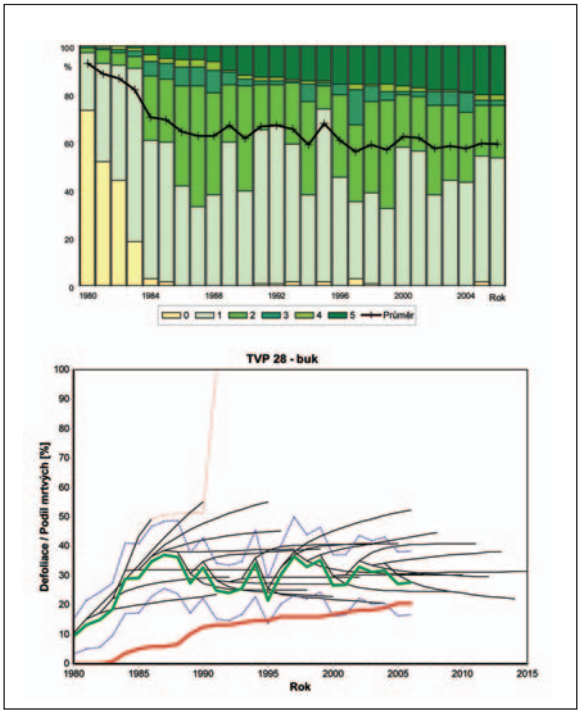
TVP	Rok												
	1994	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**
8	37,2	46,1	46,1	41,4	36,9	34,7	30,3	30,0	27,8	34,4	30,0	30,0	30,0
2	61,0	61,6	61,6	64,8	66,0	62,3	59,0	60,9	57,0	60,4	59,3	58,4	57,3
7	70,2	74,0	74,0	73,3	71,8	76,8	65,7	69,0	67,0	68,8	70,5	72,5	71,0
9	51,9	58,3	56,1	55,4	55,5	56,0	55,8	55,4	52,6	55,9	55,4	55,8	53,3
6	31,3	35,9	37,4	37,0	36,6	32,0	33,1	33,5	31,6	31,2	32,4	33,1	33,1
1	18,1	15,3	14,0	12,7	13,2	12,7	12,0	12,0	12,0	13,3	5,3	5,3	5,3
AVG	44,9	48,5	48,2	47,4	46,7	45,7	42,6	43,5	41,3	44,0	42,1	42,5	41,7

Ty je možné i klasifikovat - například postupem popsaným v metodice. Tato klasifikace přechodových matic byla provedena pro ty dřeviny a plochy, kde bylo hodnoceno více jak 50 jedinců daného druhu. Na základě výsledného vzhledu klasifikačních dendrogramů byly rozlišeny jednotlivé klasifikační třídy přechodových matic a pro každou třídu byla vypočtena "průměrná" přechodová matice, jejíž jednotlivé prvky jsou aritmetickým průměrem odpovídajících pravděpodobností přechodu pro všechny ve třídě zahrnuté přechodové matice.

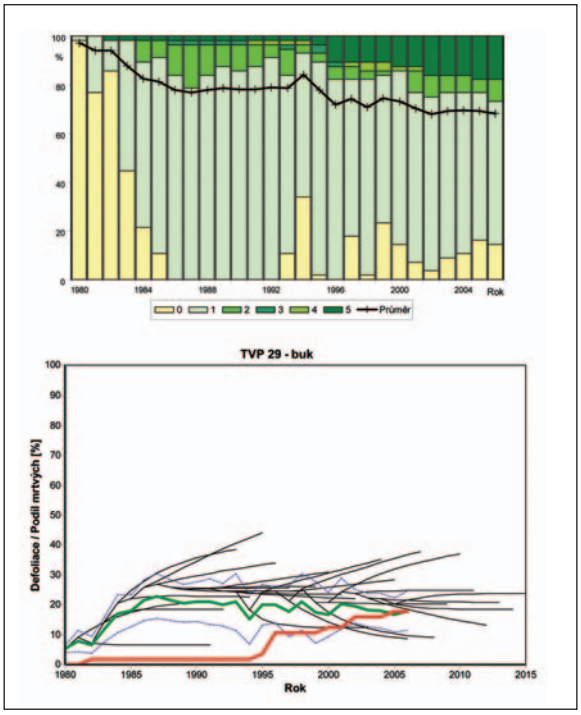
Jednotlivé klasifikační třídy byly hodnoceny na základě analýzy těchto průměrných přechodových matic. Ty byly použity jednak jako základ modelu vývoje určitého hypotetického porostu, který je na začátku modelování složen z 500 stromů, přičemž v každé ze tříd defoliace 0 až 4 je 100 stromů. Mění-li se porost podle předpisu tvořeného určitou přechodovou maticí, vyvíjí se i jeho průměrná defoliace a počet odumřelých stromů. Pro popis klasifikačních tříd byla zvolena délka modelování 10 let. Tak bylo možno rozlišit změny, které vedou k více či méně výraznému zvyšování průměrné defoliace (zhoršování stavu) nebo k její stabilizaci (úmyslně se zde nemluví o zlepšování stavu, protože průměrná defoliace je počítána pouze pro živé stromy a ke "zlepšení" stavu by tak mohlo dojít tím, že většina stromů odumře) a změny podle intensity odumírání (obr. 111 - 112).



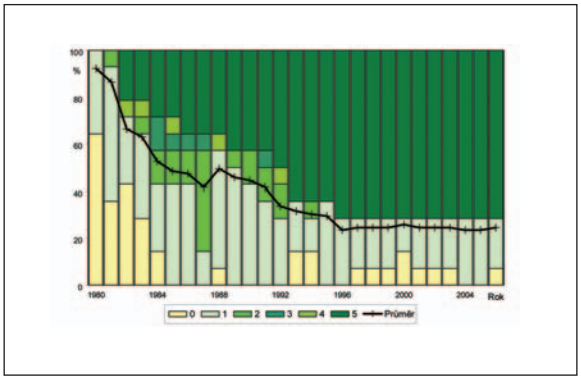
Obr. 72: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění vtroušeného jeřábu v autochtonním bukovém porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.



Obr. 73: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C.



Obr. 74: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 29 – U bukového pralesa B.

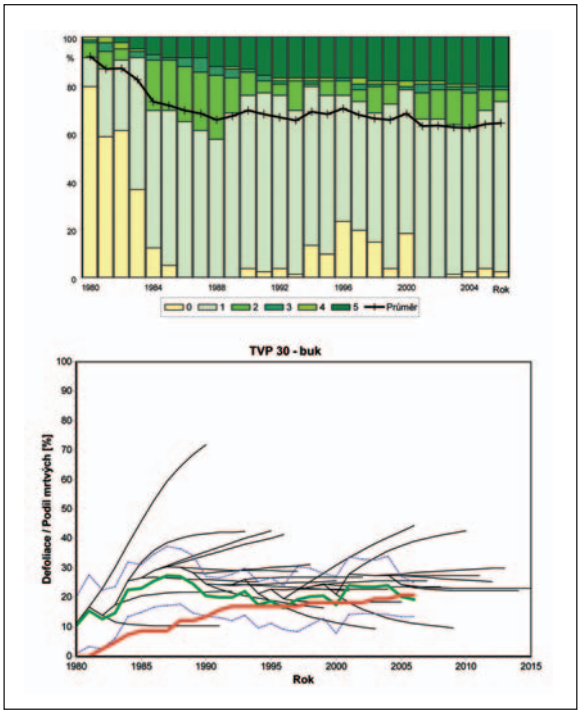


Obr. 75: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění vtroušeného jeřábu v autochtonním bukovém porostu na TVP 29 – U bukového pralesa B.

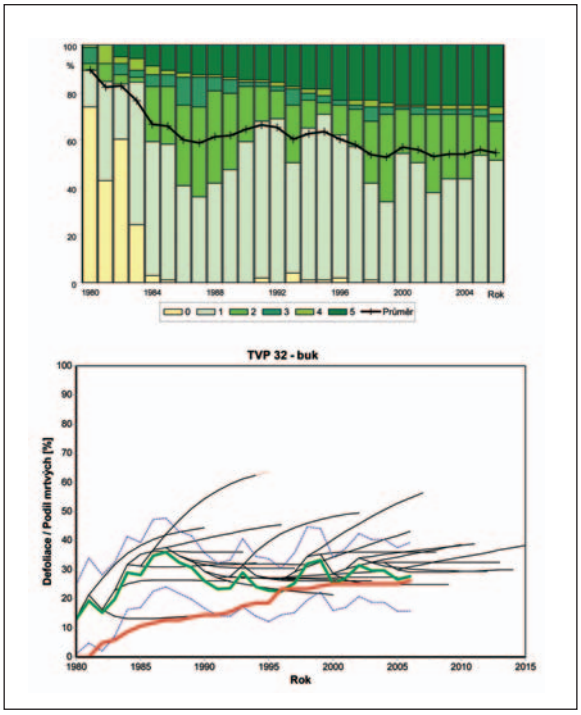
Vývoj defoliace u buku

Na základě klasifikace přechodových matic byly rozlišeny jednotlivé třídy vývoje A až J, které lze přibližně roztřídit do skupin (obr. 111):

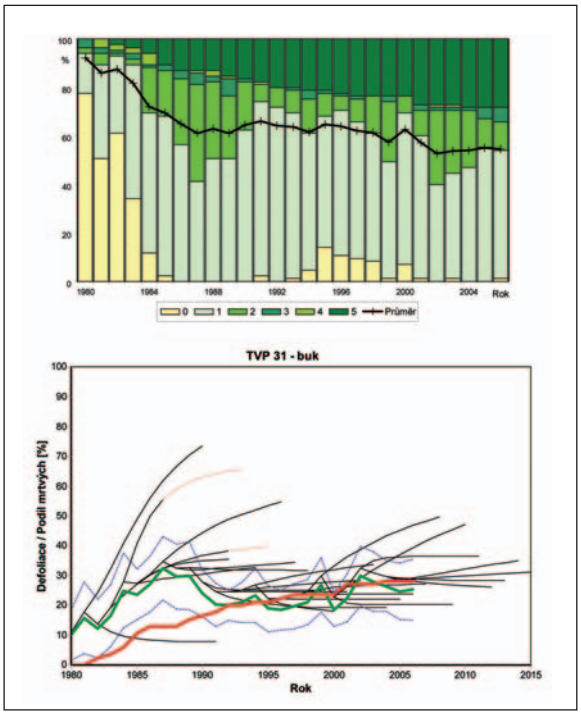
- "stabilizace" - třídy C, D, I: zde dochází k mírnému snižování defoliace a slabému odumírání,
- "slabé zhoršení" - třída B: defoliace je mírně zvýšena,
- "zhoršení" - třída A,
- "výrazné zhoršení" - třídy G, H: silně se zvyšuje defoliace při současném intenzivním odumírání poškozených stromů.



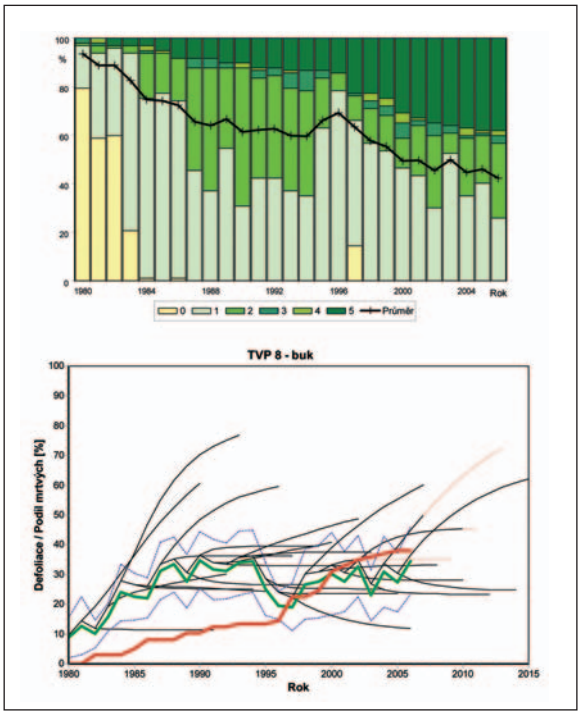
Obr. 76: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 30 – U hadí cesty D.



Obr. 78: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 32 – U hadí cesty E.



Obr. 77: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukovém porostu na TVP 31 – U hadí cesty F.

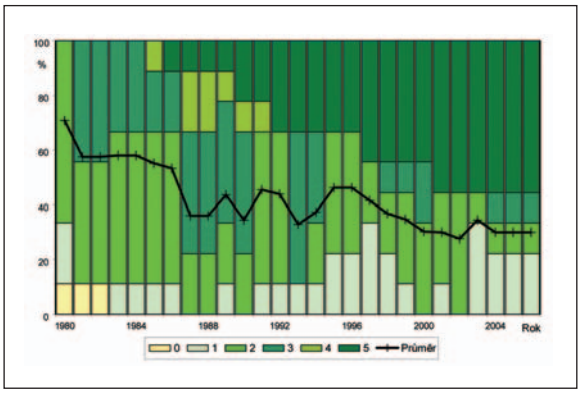


Obr. 79: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 8 – Nad Benzinou 2.

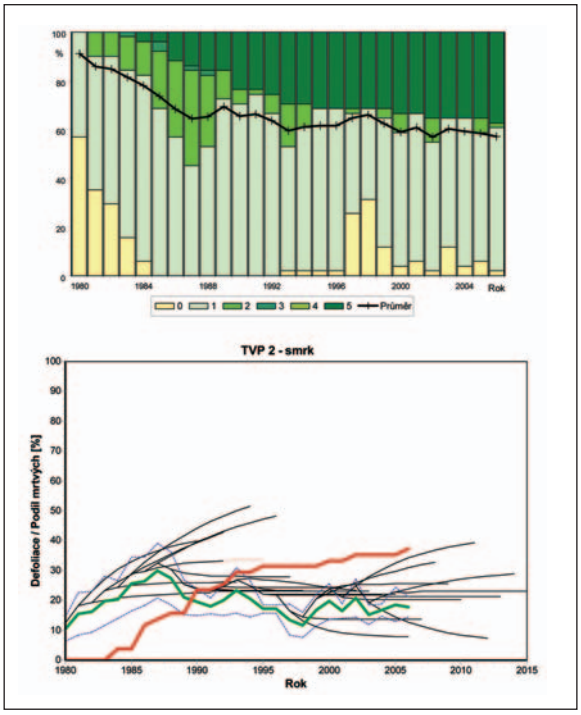
Dále jsou významné skupiny:

- “stabilizace s odumřením” - třídy E, J: defoliace se mírně sníží, přičemž silněji poškozené stromy odumřou,
- “mírné zhoršení bez odumírání” - třída F: zvýšení defoliace bez odumírání.

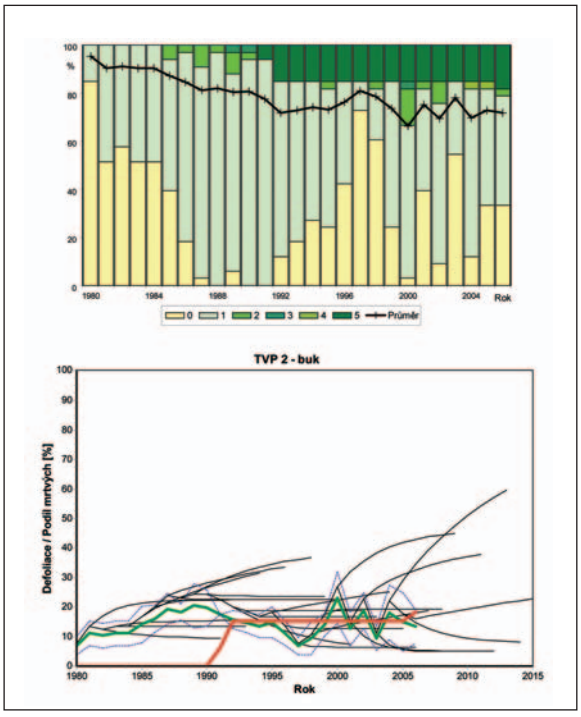
V letech 1980 až 1985 (tedy při porovnávání dvojic sezón 1980/1981 až 1985/1986) probíhalo prakticky na všech plochách stálé zhoršování zdravotního stavu buku. Poté násle-



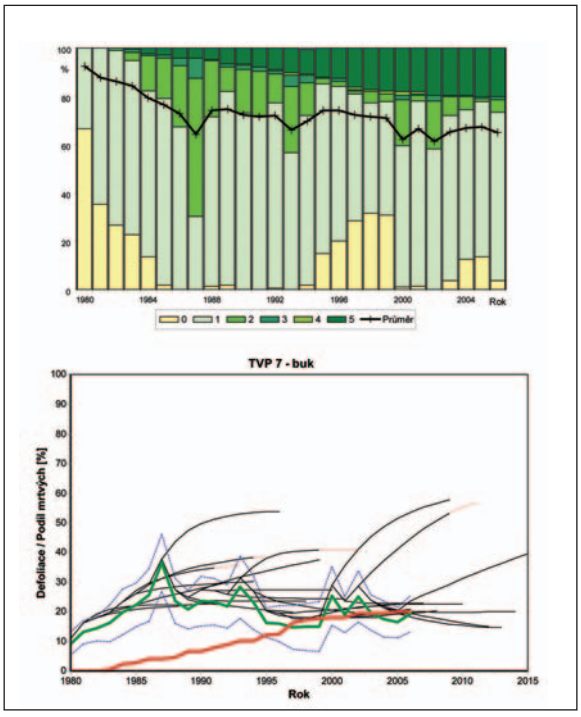
Obr. 80: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 8 – Nad Benzinou 2 .



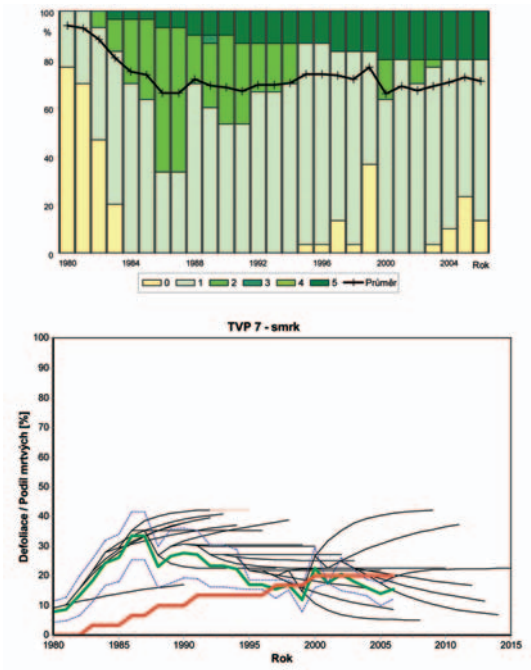
Obr. 82: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 2 - Vilémov.



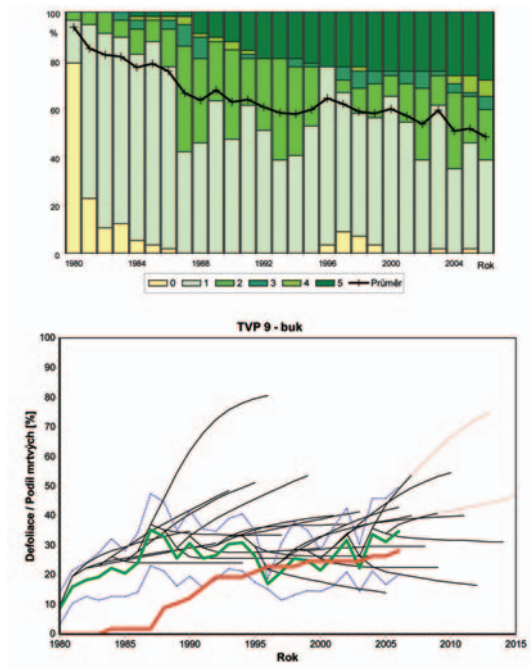
Obr. 81: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 2 - Vilémov.



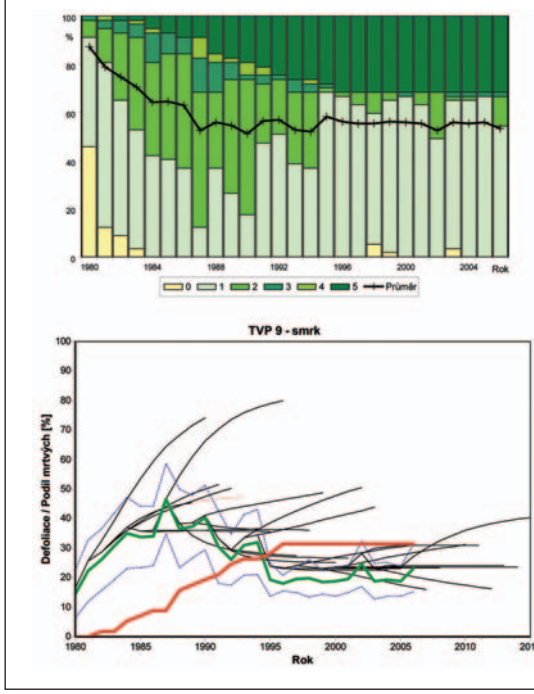
Obr. 83: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 7 – V bažinkách 1.



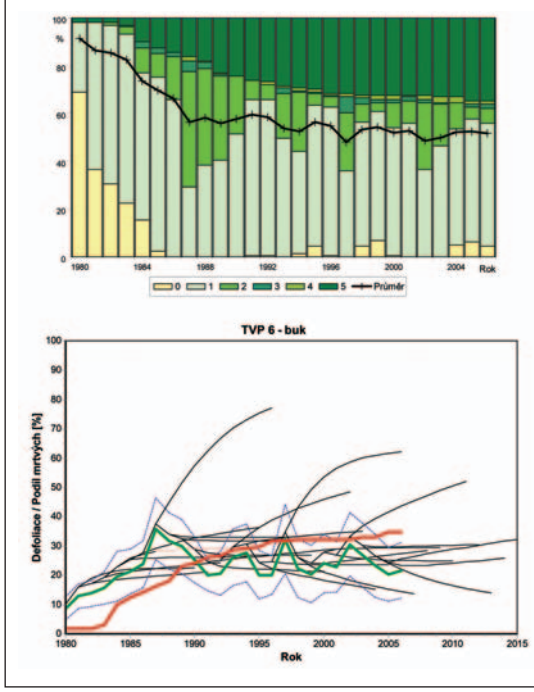
Obr. 84: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 7 – V bažinkách 1.



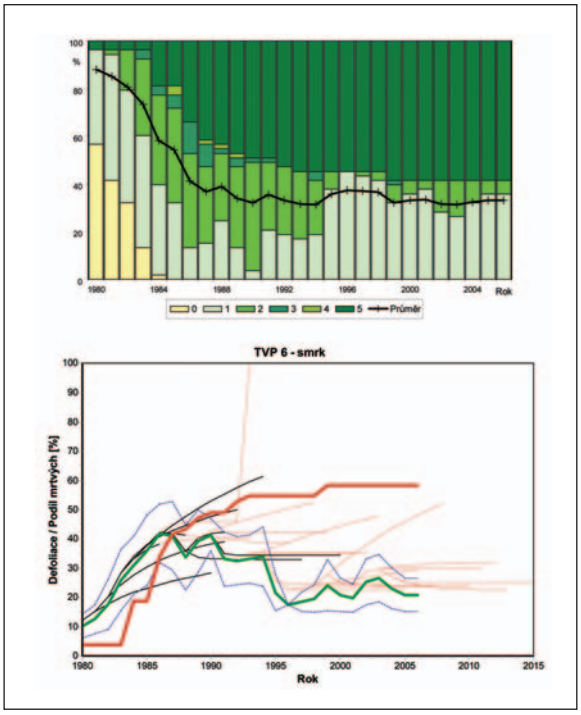
Obr. 85: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 9 – Nad Benzinou 1.



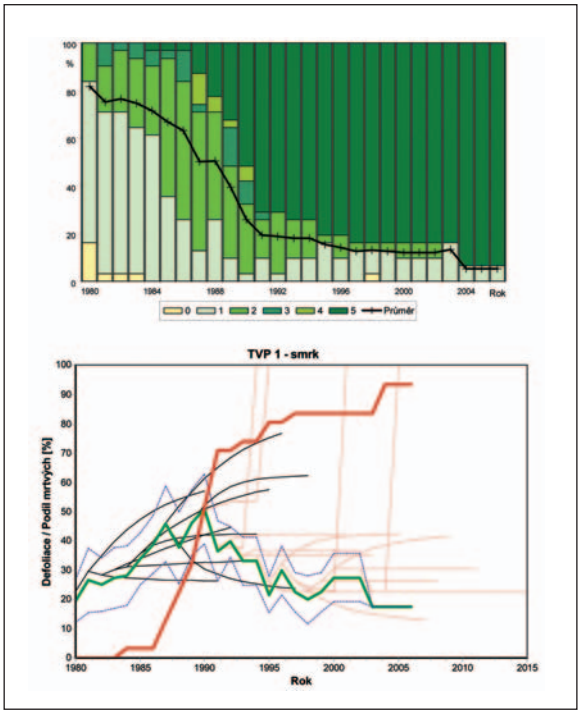
Obr. 86: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkobukovém porostu na TVP 9 – Nad Benzinou 1.



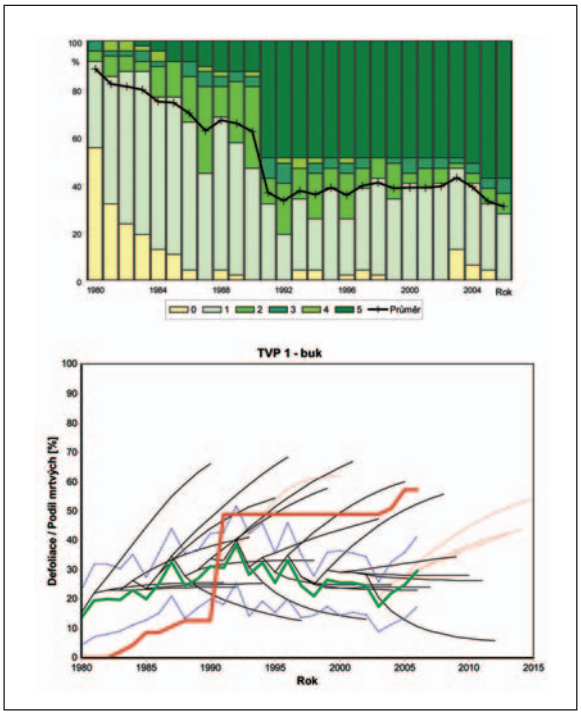
Obr. 87: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v autochtonním bukosmrkovém porostu na TVP 6 – V bažinkách 2.



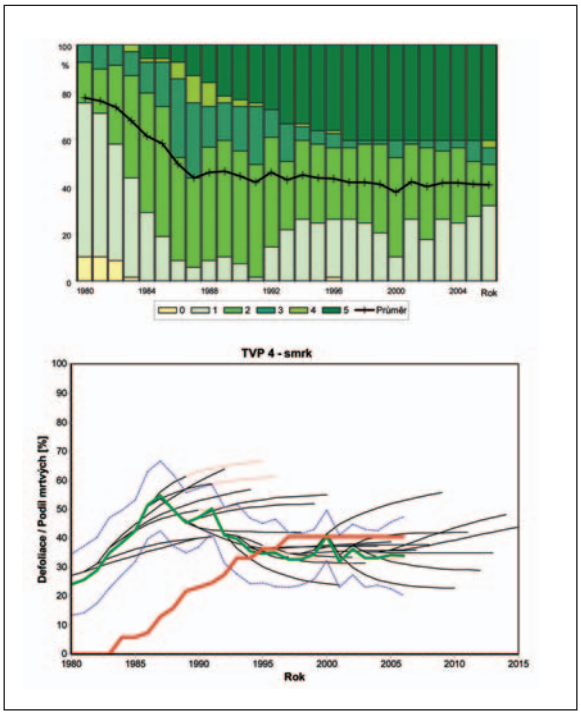
Obr. 88: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním bukosmrkovém porostu na TVP 6 – V bažinkách 2.



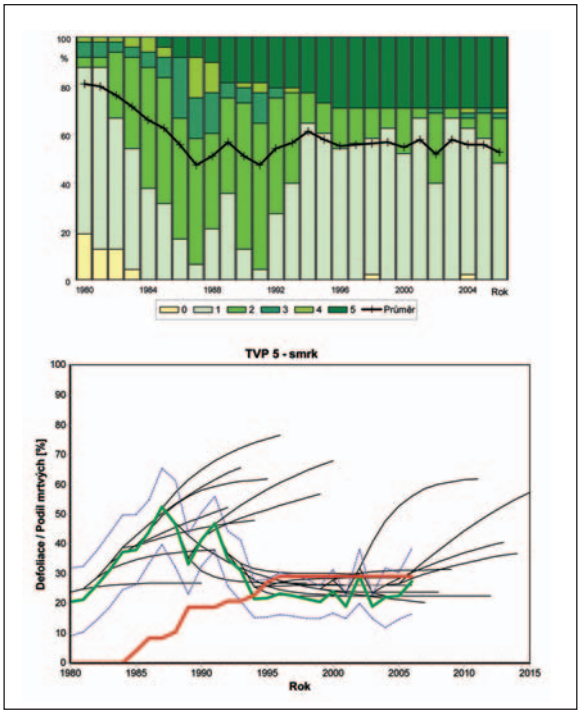
Obr. 90: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v alochtonním smrkobukovém porostu na TVP 1 – U tunelu.



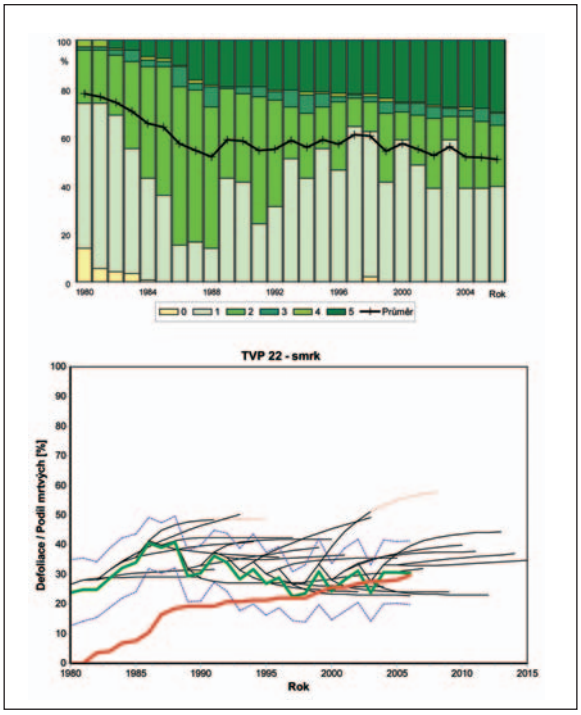
Obr. 89: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění buku v alochtonním smrkobukovém porostu na TVP 1 – U tunelu.



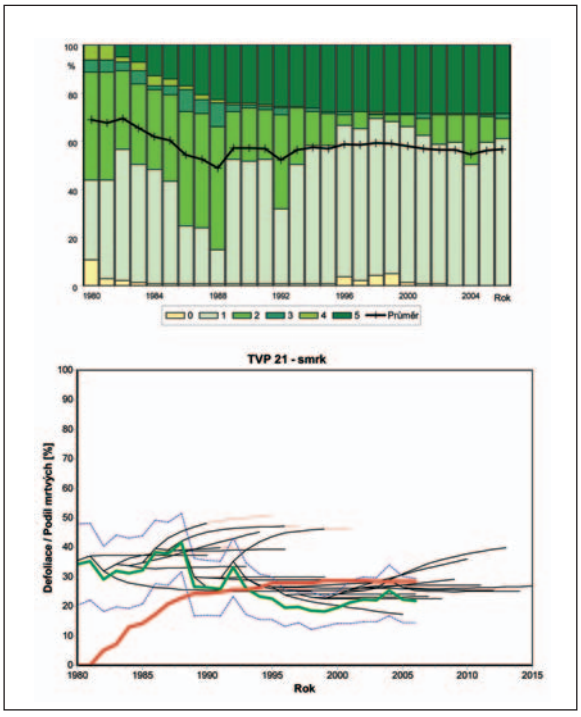
Obr. 91: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 4 – Pod Voseckou boudou.



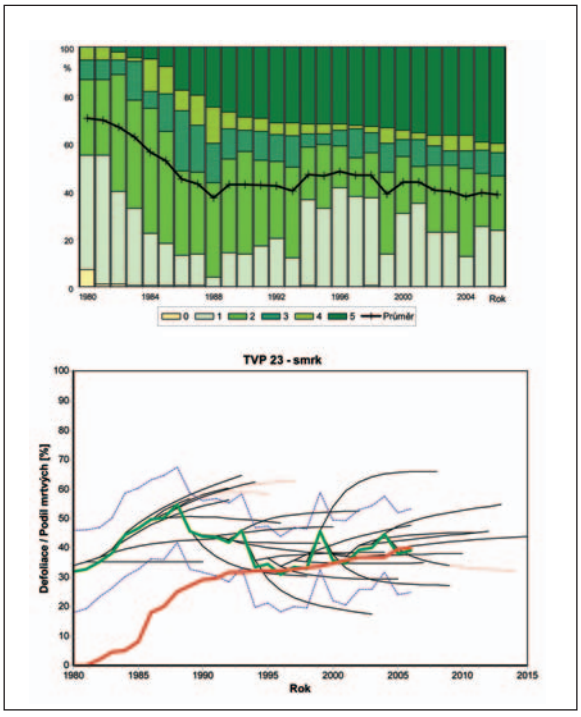
Obr. 92: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 5 – Pod Lysou horou.



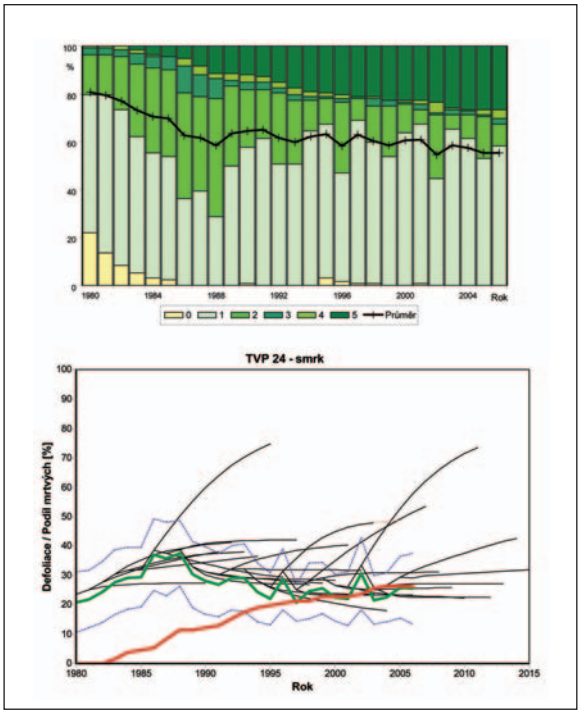
Obr. 94: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 22 – Obří důl.



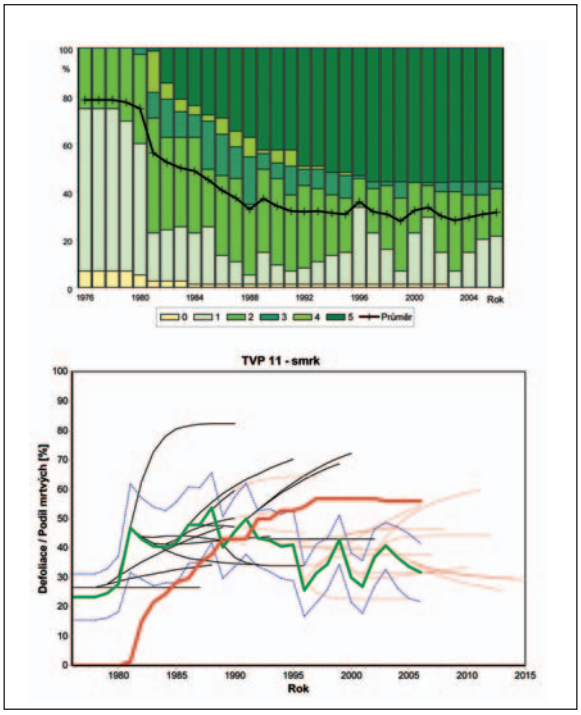
Obr. 93: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 21 – Modrý důl.



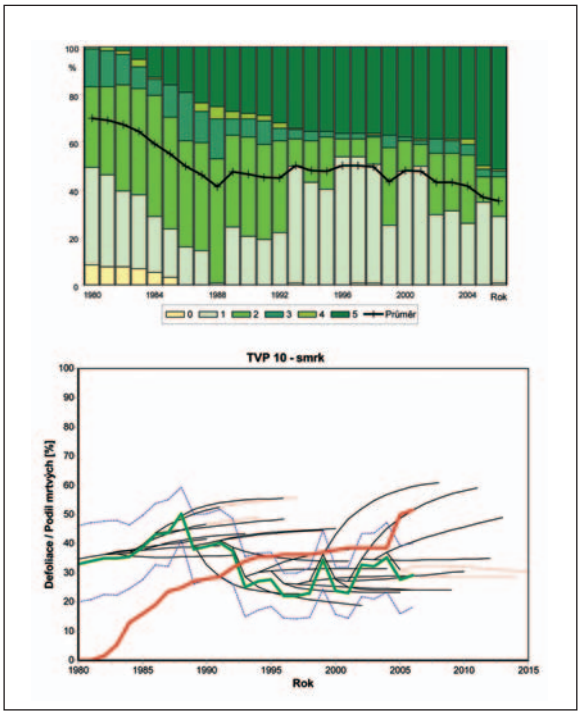
Obr. 95: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 23 – Václavák.



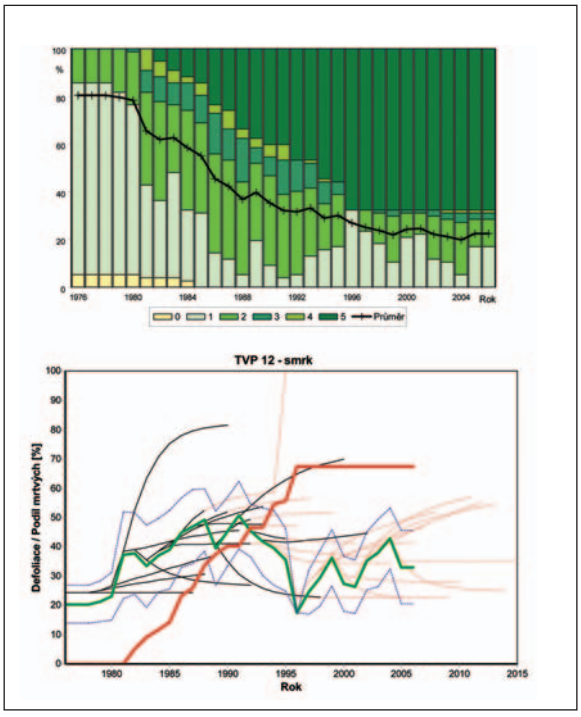
Obr. 96: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 24 – Střední hora.



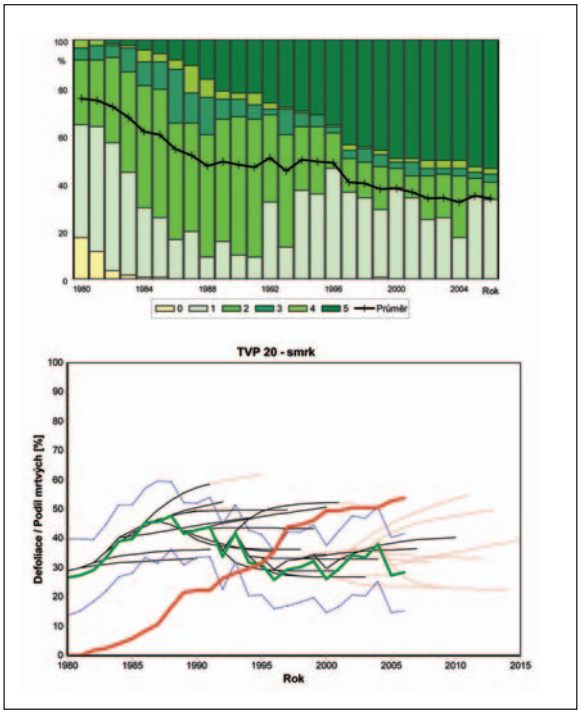
Obr. 98: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 11 – Strmá stráň A.



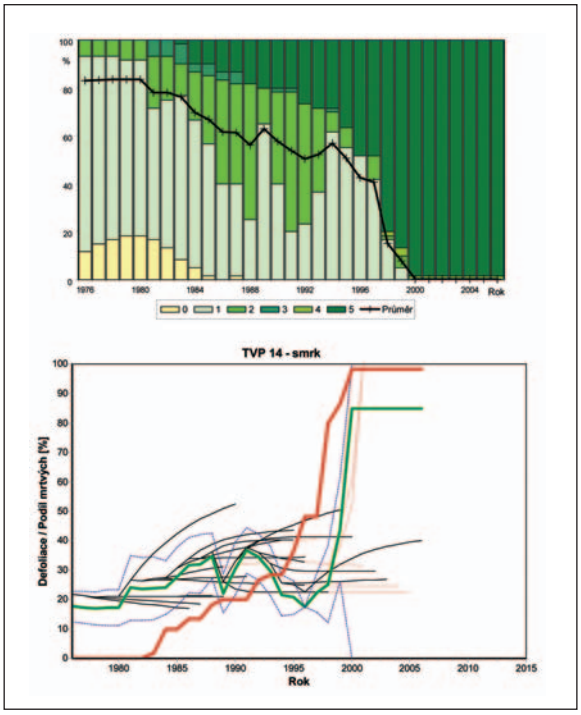
Obr. 97: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 10 - Pod Vysokým Kolem.



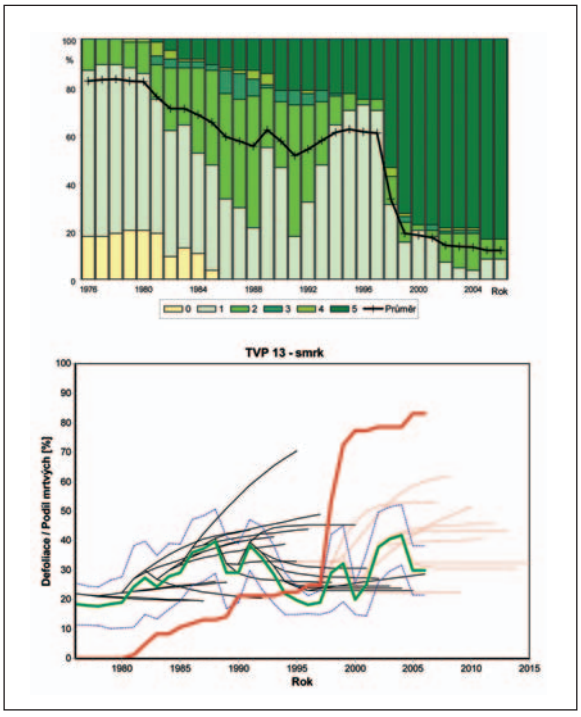
Obr. 99: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v v autochtonním smrkovém porostu na TVP 12 – Strmá stráň B.



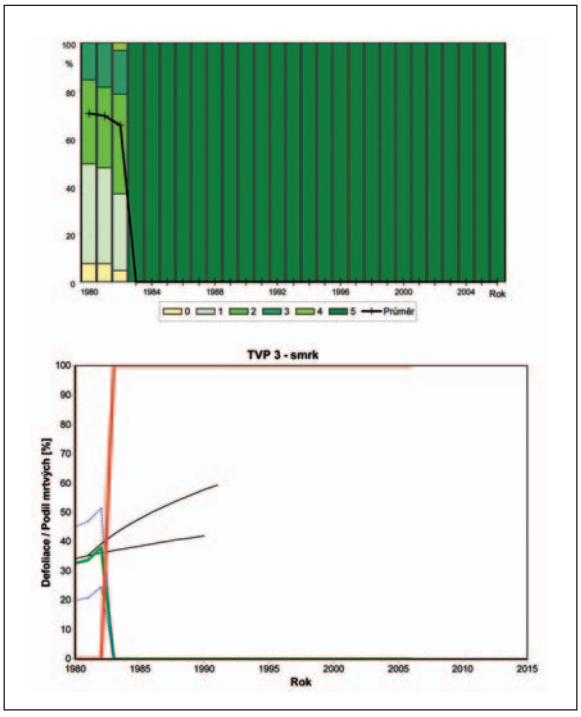
Obr. 100: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 20 – Pod Liščí horou.



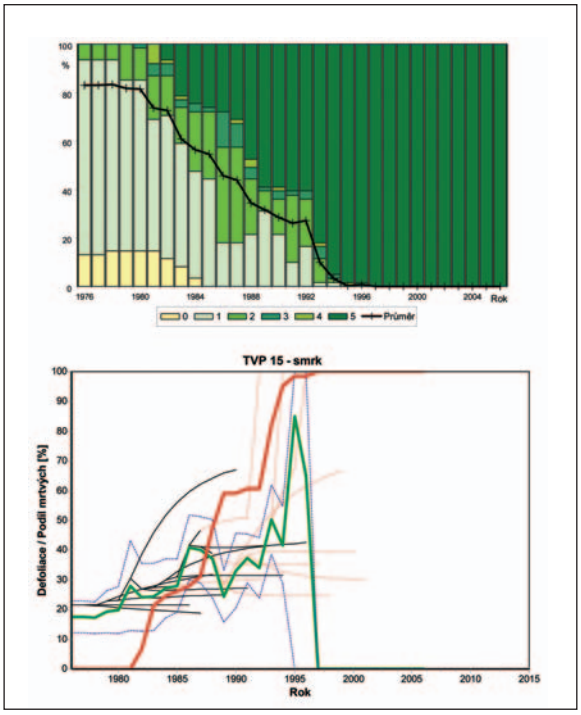
Obr. 102: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 14 – Strmá stráň D.



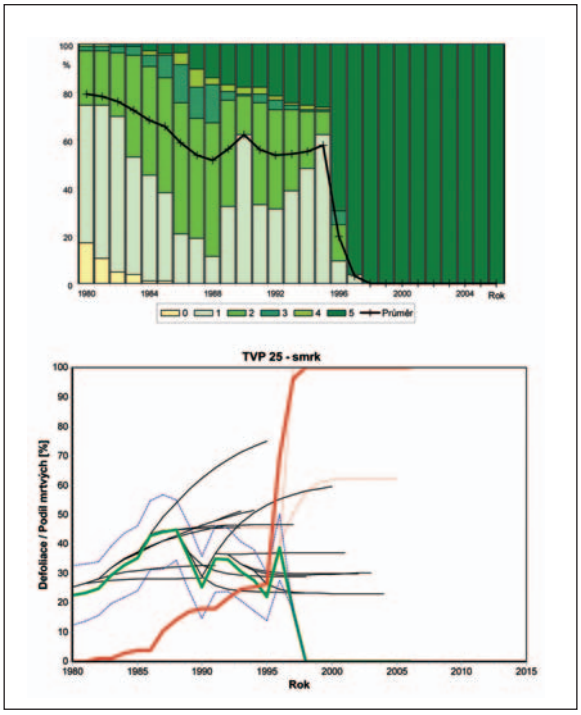
Obr. 101: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 13 – Strmá stráň C.



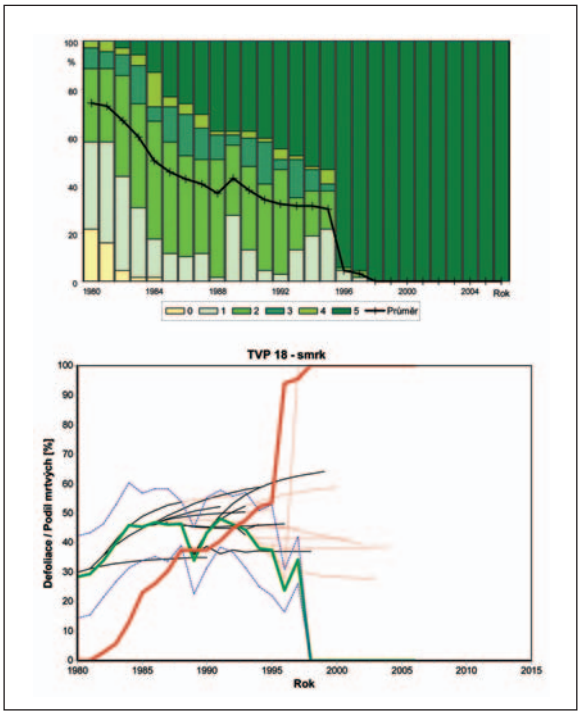
Obr. 103: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 3 – U Lubošské bystřiny.



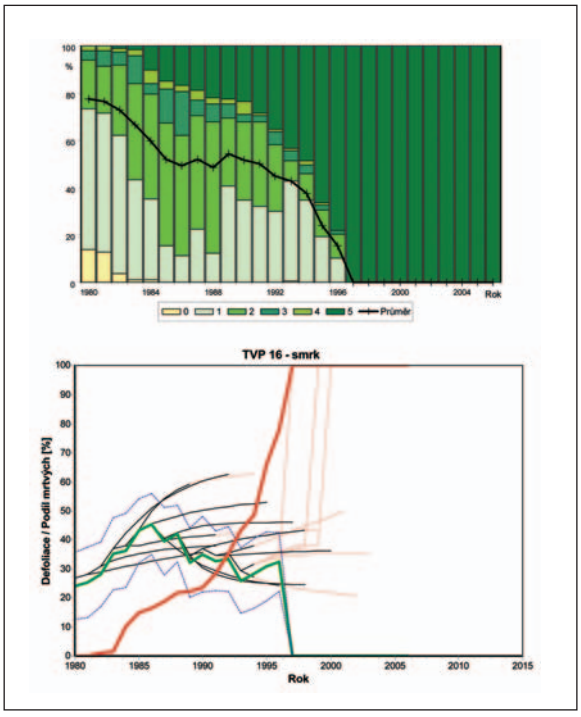
Obr. 104: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 15 – Strmá stráň E.



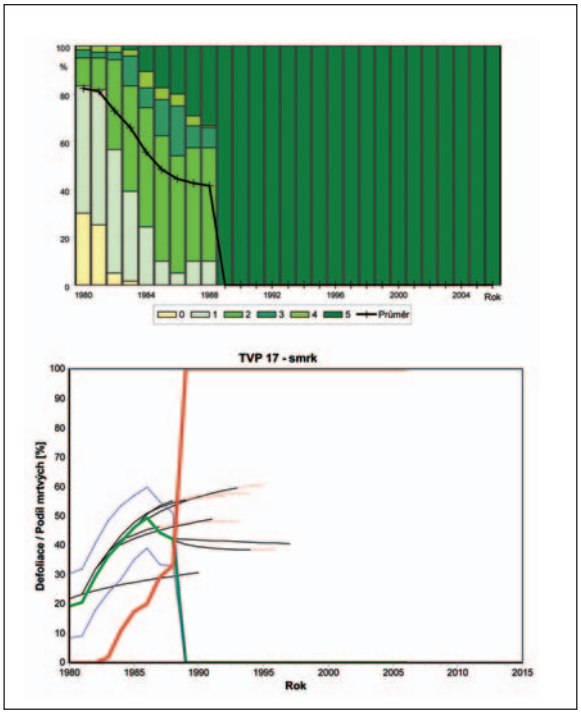
Obr. 106: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 25 – Pod Koulí.



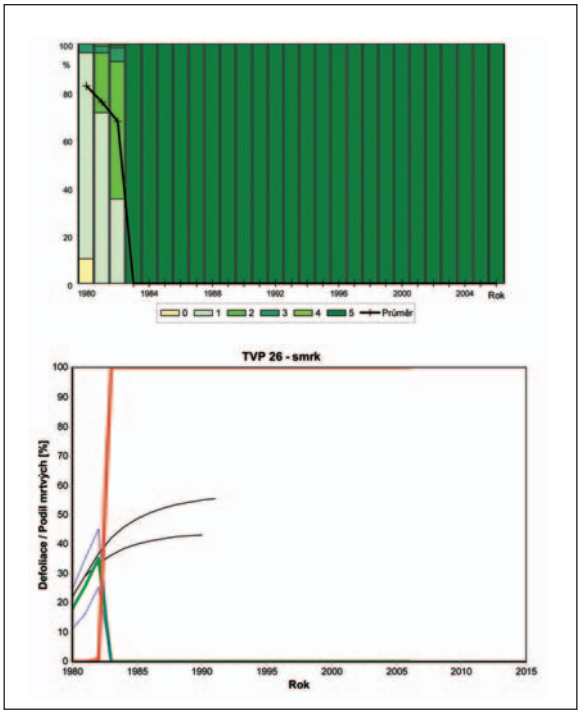
Obr. 105: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v autochtonním smrkovém porostu na TVP 18 – U Čertovy strouhy.



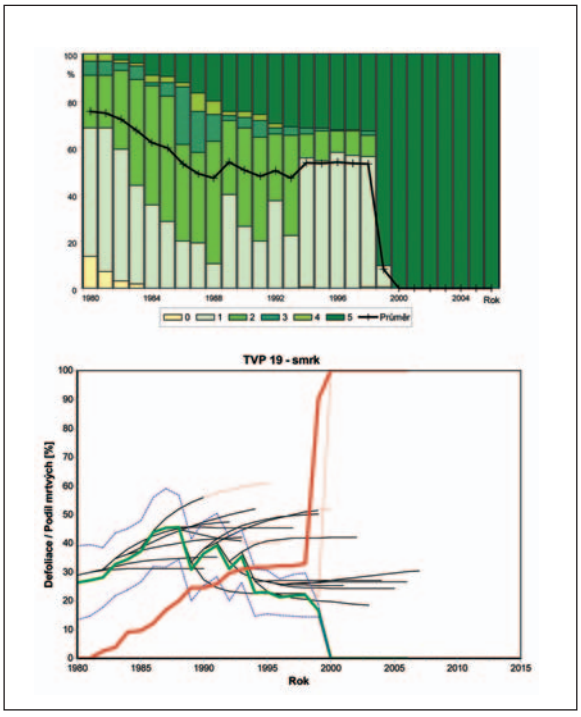
Obr. 107: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v alochtonním smrkovém porostu na TVP 16 – Pod Martinovkou.



Obr. 108: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v alochtonním smrkovém porostu na TVP 17 – U Bílého Labe.



Obr. 110: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v alochtonním smrkovém porostu na TVP 26 – Lysečinský hřeben.



Obr. 109: Dynamika průměrného olistění a podíl stupňů odlistění smrku v alochtonním smrkovém porostu na TVP 19 – U Klínové boudy.

dovalo období 1986 až 1991, kdy se zdravotní stav porostů stabilizoval. Od roku 1992 se na plochách střídají období zhoršování a zlepšování, přičemž vývoj na srovnávaných plochách není až na výjimky synchronní. Pouze v periodě 2002/2003 došlo na všech plochách ke zlepšení zdravotního stavu. Naopak jako nejkrizovější se jevily periody 1997/1998 a 1995/1996 (tab. 40).

Vývoj defoliace u smrku

Jednotlivé třídy vývoje A až N lze rozdělit do následujících skupin (obr. 112; tab. 41):

- stabilizace - B, L, D,
- stabilizace se slabým odumíráním - K, A,
- slabé zhoršení - C, H,
- výrazné zhoršení - G, J, M,
- stabilizace bez odumírání - F,
- zhoršení bez odumírání - E, I,
- odumírání (rozpad) - N.

První rozpady smrkových porostů se objevily po roce 1982 (TVP 3 a 26). První polovina 80. let minulého století byla charakterizována výrazným zhoršováním zdravotního stavu smrku a to přesto, že k vlastnímu rozpadu smrkových porostů zatím nedocházelo. První další plochou s rozpadem smrkového porostu byla TVP 17 po roce 1988. Po tomto

Tab. 39: Průměrné hodnoty olistění (%) smrku ztepilého ve smrkových porostech na TVP 3 - 5, 10 - 26 v letech 1976 – 2006. Plochy jsou seřazeny do skupin podle defoliace v roce 2006. Na plochách označených * se jedná o alochtonní porost.

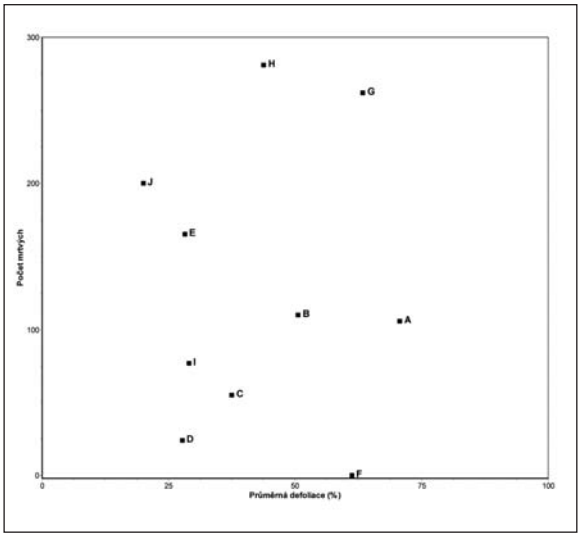
TVP	Rok															
	1976	**1977**	**1978**	**1979**	**1980**	**1981**	**1982**	**1983**	**1984**	**1985**	**1986**	**1987**	**1988**	**1989**	**1990**	**1991**
4					77,6	76,2	73,7	68,0	61,4	58,2	49,6	43,6	46,0	46,4	44,3	41,8
5					80,6	79,6	75,9	71,2	65,8	62,5	55,6	47,3	50,9	56,6	51,0	47,1
21					68,9	67,7	69,4	65,5	62,0	60,3	54,4	52,4	48,7	57,1	57,3	57,0
22					77,7	76,5	74,0	70,5	65,6	63,9	57,1	54,3	51,6	58,9	58,2	54,4
23					70,3	69,4	66,5	62,4	56,0	52,6	44,8	42,8	37,1	42,5	42,6	42,4
24					80,7	79,5	77,1	73,1	70,4	69,7	62,7	61,6	58,4	63,5	64,5	65,0
10					70,1	69,1	67,3	64,5	59,3	55,0	49,8	46,3	41,2	47,5	46,5	45,3
11	78,4	78,4	78,4	77,4	74,8	56,2	52,2	50,0	48,5	45,0	40,4	37,3	32,6	37,0	34,0	31,8
12	80,4	80,4	80,4	79,6	78,3	65,5	62,0	62,7	58,5	55,0	45,5	42,3	36,9	39,7	35,1	32,2
20					75,4	74,6	72,0	67,8	61,7	60,3	54,2	51,8	47,3	49,0	47,9	46,9
13	82,6	83,0	83,2	82,6	82,1	76,1	70,9	71,1	68,3	65,4	59,3	57,6	55,5	62,0	57,4	51,5
14	82,9	83,4	83,7	83,6	83,6	78,0	78,2	76,4	69,7	66,8	61,5	61,4	56,0	63,0	57,7	53,7
3					70,4	69,5	65,4									
15	83,2	83,2	83,4	81,8	81,4	73,6	72,5	60,8	56,5	54,6	45,7	43,9	34,5	31,5	28,4	26,2
18					74,2	73,0	66,9	59,9	50,0	45,4	42,7	40,4	36,5	42,9	37,9	33,8
25					79,1	78,1	76,0	72,3	68,1	65,5	58,8	53,6	51,4	56,2	62,2	55,8
16 *					77,5	76,5	73,0	66,7	59,7	51,8	49,4	52,0	48,5	54,4	51,6	50,3
17 *					82,2	80,9	72,7	65,9	55,7	48,2	44,5	42,5	41,6			
19 *					75,5	74,6	72,0	67,4	62,2	59,8	53,0	48,7	48,0	53,9	50,3	47,7
26 *					82,6	75,8	67,6									
AVG	81,5	81,7	81,8	81,0	77,2	73,5	70,3	66,5	61,1	57,8	51,6	48,9	45,7	50,7	48,6	46,0

TVP	Rok															
		1992	**1993**	**1994**	**1995**	**1996**	**1997**	**1998**	**1999**	**2000**	**2001**	**2002**	**2003**	**2004**	**2005**	**2006**
4		45,9	42,8	45,0	43,6	43,4	41,8	41,8	40,9	37,7	42,1	40,0	41,5	41,5	40,9	40,7
5		54,1	56,4	61,1	57,7	55,1	55,5	56,3	56,8	54,7	57,6	51,8	57,6	55,7	55,5	52,5
21		52,1	56,4	57,6	56,8	58,8	58,6	59,3	59,0	58,0	56,9	56,3	56,4	54,5	56,2	56,5
22		54,8	58,4	55,5	58,7	56,9	60,9	60,4	54,1	57,3	54,9	52,1	56,0	51,8	51,5	50,5
23		42,1	39,9	46,7	46,1	48,1	46,5	46,4	38,7	43,6	43,5	40,3	39,8	37,5	39,1	38,3
24		61,7	59,9	62,2	63,3	58,3	63,0	60,4	58,6	60,5	60,7	54,5	58,6	57,5	55,3	55,3
10		44,9	50,2	48,1	47,8	50,1	50,2	49,5	43,2	48,1	47,7	43,1	43,1	41,5	36,9	35,4
11		31,5	31,8	31,0	30,6	35,8	31,7	30,6	27,7	32,2	33,3	29,8	28,0	29,4	30,4	31,2
12		31,7	33,2	29,1	29,9	26,8	25,0	23,7	21,9	24,2	24,5	22,1	21,2	19,9	22,5	22,5
20		50,7	45,0	49,8	49,0	48,7	40,6	39,8	37,7	37,8	36,3	33,7	34,1	32,2	34,7	33,7
13		54,0	57,7	61,0	62,4	61,4	60,9	33,5	19,2	18,2	17,2	14,0	13,5	13,3	12,1	12,1
14		50,5	52,1	56,8	50,6	42,6	40,6	15,1	7,8	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
3																
15		27,2	9,8	3,1	0,3	0,7										
18		32,1	31,3	31,2	30,0	4,5	3,0									
25		53,5	54,1	55,1	57,8	19,6	3,1									
16 *		44,9	42,7	37,5	24,0	15,4										
17 *																
19 *		50,0	46,9	53,4	53,3	53,8	53,4	52,9	8,1							
26 *																
AVG		46,0	45,2	46,1	44,8	40,0	42,3	43,8	36,4	39,4	39,6	36,5	37,5	36,3	36,3	35,8

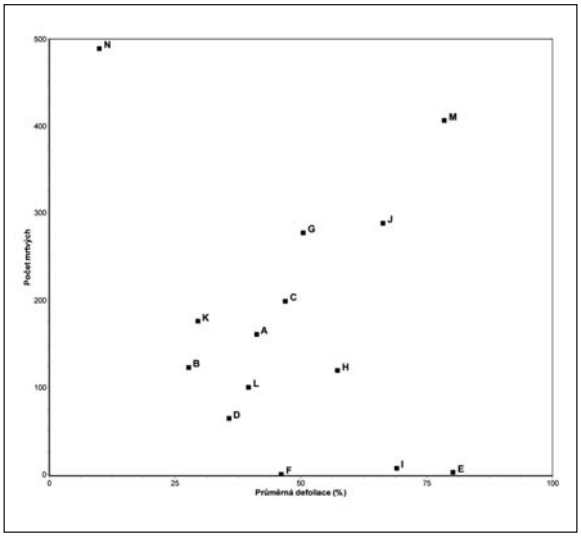
roce následovalo období, kdy se střídaly roky se zlepšováním a zhoršováním stavu porostů. V letech 1996 až 1999 došlo k rozpadu smrkového porostu na dalších 5 sledovaných lokalitách. Po roce 2000 nacházíme na většině TVP relativně ustálený stav (tab. 41).

Další hodnocení vývoje defoliace s využitím přechodových matic

Vlastní modely vývoje defoliace počítané na základě přechodových matic není možné přeceňovat, protože na většině TVP je možné ukázat, že za sebou následují roky s výraz-



Obr. 111: Hodnocení průměrných přechodových matic pro buk dle výsledků modelování vývoje hypotetického porostu, který je na počátku modelování složen ze 100 stromů v každé třídě defoliace 0 až 4 - průměrná defoliace a počet mrtvých stromů po 10 letech modelování.



Obr. 112: Hodnocení průměrných přechodových matic pro smrk dle výsledků modelování vývoje hypotetického porostu, který je na počátku modelování složen ze 100 stromů v každé třídě defoliace 0 až 4 - průměrná defoliace a počet mrtvých stromů po 10 letech modelování.

Tab. 40: Třídy vývoje defoliace buku lesního dle klasifikace přechodových matic. Symbolem * jsou vyznačeny plochy, jejichž sekvence přechodových matic se statisticky průkazně neodlišuje na hladině α = 5 % od ostatních ploch (při použití χ_2 testu při 25 stupních volnosti), jedná se tedy o plochy s "typickým vývojem".

Výchozí rok	TVP									
	6	7	8	9	27	28 *	29 *	30	31	32 *
1980	B	B	A	B	A	A	B	A	A	A
1981	B	B	J	B	B	D	C	E	E	E
1982	B	B	B	B	H	B	B	H	A	B
1983	G	G	B	B	H	H	B	H	H	H
1984	B	B	H	C	B	B	B	B	H	B
1985	B	B	E	B	C	B	B	B	G	B
1986	C	C	B	B	C	C	C	C	C	E
1987	E	C	C	E	C	C	C	C	C	C
1988	E	G	C	E	C	C	C	C	C	C
1989	E	B	A	C	C	C	C	E	E	C
1990	C	E	E	E	C	C	C	B	A	C
1991	C	C	E	J	C	C	C	C	H	B
1992	B	H	C	C	C	H	C	B	C	E
1993	C	C	E	C	C	H	C	C	C	B
1994	C	I	C	C	C	D	I	B	B	B
1995	I	B	C	D	E	H	B	I	G	H
1996	B	A	C	B	C	C	A	A	B	B
1997	C	H	B	B	C	H	B	H	B	C
1998	B	C	E	E	C	F	C	B	B	H
1999	B	B	E	B	C	C	B	C	B	C
2000	H	I	E	C	C	C	B	B	B	C
2001	A	H	E	C	C	C	H	C	B	C
2002	C	C	C	C	C	C	C	D	C	C
2003	C	C	A	G	C	E	C	C	H	C
2004	B	B	C	A	C	C	B	E	C	C
2005	B	B	C	G	C	B	C	C	C	C

ně odchylným vývojem. Míra této odchylnosti je patrná z rozevření celého vějíře křivek pro predikce v jednotlivých po sobě následujících letech. I v případě víceméně ustáleného vývoje defoliace bývají přítomny roky, v nichž se vývoj zásadně změní, což je způsobeno zvláště klimatickou anomálií určitého (často předcházejícího) roku nebo gradací nějakého škůdce (např. kůrovce na smrku).

Jiná možnost analýzy přechodových matic spočívá ve výpočtu vlastních čísel a vlastních vektorů těchto matic, čímž lze odhalit stabilní stavy vývoje, což jsou ty, kdy se podíl stromů v jednotlivých třídách defoliace v průběhu času nemění. Vzhledem k charakteru změn je vždy přítomen “triviální” stabilní stav, kdy jsou všechny stromy mrtvé. Výskyt jiných stabilních stavů je možný pouze za podmínky, že nebudou žádné stromy odumírat. Takové přechody jsou mezi průměrnými přechodovými maticemi velmi vzácné, což koresponduje se skutečností, že nulová pravděpodobnost úmrtí stromu v porostu se prakticky nevyskytuje (což neznamená, že každým rokem nutně musí nějaký strom odumřít). Dále byly hledány takzvané “pseudostabilní” stavy, kdy je možné, aby podíl stromů v jednotlivých třídách defoliace zůstával nezměněn za předpokladu, že do porostu budou “dodávány” nové stromy jako náhrada za odumřelé, což může být situace, kdy do stromového patra dorůstají další jedinci z podrostu. Takový stav je charakterizován reálným vlastním číslem menším než 1 (bývá to

Tab. 41: Třídy vývoje defoliace smrku ztepilého dle klasifikace přechodových matic. Stav porostu v roce 2006 vzhledem k zastoupení odumřelých stromů je označen symboly ~ - 51-80 %, α - 81-99 %, † - 100 %. Symbolem * jsou vyznačeny plochy, jejichž sekvence přechodových matic se statisticky průkazně neodlišuje na hladině α = 5 % od ostatních ploch, na nichž neproběhl rozpad porostu (při použití χ_2 testu při 25 stupních volnosti).

Výchozí rok	TVP																					
	2*	3 †	4*	6 ~	9*	10 ~	11* ~	12* ~	13 !!	14 !!	15 †	16 †	17 †	18 †	19 †	20 ~	21	22	23	24	25 †	26 †
1980	A	A	A	A	E	A	E	E	A	A	E	A	A	A	A	A	H	A	H	A	A	H
1981	A	A	A	A	A	A	A	A	G	A	A	G	H	G	G	G	A	A	A	H	G	A
1982	A	N	H	H	H	A	A	B	A	A	A	G	G	G	G	G	G	A	G	G	A	N
1983	C		G	H	G	A	G	A	A	C	G	A	G	A	G	G	G	H	A	G	H	
1984	H		A	J	A	G	D	G	G	H	H	G	A	J	A	A	A	G	A	A	A	
1985	C		A	A	A	H	A	A	H	H	C	A	A	A	A	G	A	A	A	H	H	
1986	A		A	A	A	A	A	A	A	A	A	B	A	A	A	A	A	A	A	A	A	
1987	C		A	B	A	A	A	A	A	H	A	A	A	A	A	A	A	A	J	A	A	
1988	B		A	D	A	B	A	B	B	A	B	B	N	F	B	A	B	K	B	B	B	
1989	A		A	K	A	A	A	A	A	A	A	A		A	A	A	A	A	A	B	B	
1990	A		A	A	A	A	A	A	A	A	A	A		A	A	A	D	A	A	H	A	
1991	A		A	C	A	A	A	A	A	B	A	A		A	B	B	A	A	A	C	A	
1992	A		A	A	A	B	A	A	D	A	M	B		D	A	A	B	D	A	B	B	
1993	H		A	A	A	G	A	A	B	A	N	H		A	B	B	A	A	B	B	B	
1994	H		A	B	B	A	A	A	C	B	M	A		D	H	D	B	B	H	B	B	
1995	A		A	A	C	B	B	C	A	A	D	A		N	C	B	A	A	B	G	A	
1996	A		G	A	A	A	A	A	A	A	C	M		A	E	A	H	D	A	D	M	
1997	A		B	A	A	A	B	A	A	M				M	K	A	A	A	A	E	M	
1998	H		B	A	H	I	B	A	A	M					M	A	L	H	H	G		
1999	H		A	B	H	B	B	B	K	M					M	G	H	B	B	B		
2000	H		A	A	B	A	A	A	A	A						A	H	D	A	D		
2001	H		B	A	A	D	A	A	A	A						A	B	A	A	H		
2002	A		A	A	A	A	A	A	A	A						A	A	B	A	B		
2003	H		B	A	H	A	A	A	A	A						A	A	A	A	A		
2004	A		A	A	A	B	A	A	A	A						B	A	D	A	E		
2005	H		A	A	A	A	A	A	A	A						A	D	A	A	E		

první největší vlastní číslo menší než 1) a vlastním vektorem složeným z kladných čísel až na poslední hodnotu, která je záporná. Můžeme tak vypočítat průměrnou defoliaci porostu, který je v takovém pseudostabilním stavu. Velmi často je taková průměrná defoliace blízká průměrné defoliaci výše zmíněného hypotetického porostu po 10 letech modelování jeho vývoje. Odhaleny tak byly pseudostabilní stavy popsané průměrnými přechodovými maticemi pro třídy vývoje B, E, H a I u buku a pro třídy A, B, C, E, G, J u smrku.

Vzhledem k tomu, že změny mezi jednotlivými lety často odpovídají i těmto pseudostabilním stavům, lze tvrdit, že v případě ustáleného vývoje sledovaných porostů by za předpokladu dostatečného nahrazování odumřelých stromů nově přirůstajícími existoval předpoklad stability takových porostů (u buku s průměrnou defoliací 25 až 49 %, u smrku s průměrnou defoliací 25 % a více). Otázkou může být reálnost doplnění odumírajících stromů. U porostů s nižší intenzitou odumírání dle realizace modelu vychází, že rožně musí do stromového patra dorůst cca 1 až 2 % nových stromů. Při vyšší úmrtnosti to může být až cca 8 až 9 % nových jedinců smrku (přechodové třídy E a J) nebo 6,5 % nových jedinců buku (třída H). Přitom se jedná o porosty ve stabilních podmínkách prostředí - proto je v reálné situaci potřeba zajistit vyšší počet nově dorůstajících stromů.

5.5 Strukturální proměny a zdravotní stav porostů

5.5.1 Bukové porosty

Vývoj vertikální a horizontální struktury bukových porostů na TVP 27 a 28 v průběhu imisně ekologického stresu v letech 1981 - 2006 je znázorněn na obr. 113 - 124.

Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) v bukových porostech na TVP 27 a 28 je uveden v tab. 42 - 43 a znázorněn na obr. 125 - 130. Horizontální struktura porostu na TVP 27 v počátcích sledování byla výrazně shlukovitá a v počátcích stadia rozpadu postupně směřuje k náhodnému uspořádání. Vzhledem k tomu, že jde o porost v oblasti vrcholového fenoménu, tak i celková prostorová diversita je zde poměrně vysoká. Naproti tomu porost na TVP 28 stávající trend mortality jedinců stromového patra naopak přispívá k mírnému zvyšování agregace. Celková prostorová diversita je však díky uniformní vertikální struktuře nízká.

5.5.2 Smíšené porosty

Vývoj vertikální a horizontální struktury smíšených (smrkobukových) porostů na TVP 6 a 7 v průběhu imisně ekologického stresu v letech 1981 - 2006 je znázorněn na obr. 131 až 142.

Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) ve smíšených (smrkobukových) porostech na TVP 6 a 7 je uveden v tab. 44 - 45 a znázorněn na obr. 143 - 148. Horizontální struktura porostu na TVP 6 od počátku sledování byla mírně shlukovitá a v počátcích stadia rozpadu se trend agregace mírně zvyšuje. Jedná se o porost se střední prostorovou diversitou v dosahu jižní

Tab. 42: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) bukového porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.

Rok	Index		
	R	A	B
1981	0,662	0,465	6,455
1986	0,662	0,554	6,752
1991	0,774	0,711	6,080
1996	0,802	0,720	6,068
2001	0,906	0,572	4,678
2006	0,856	0,546	4,687
2011	0,818	0,489	4,178
2016	0,825	0,500	4,170
2021	0,857	0,519	4,137
2026	0,883	0,545	4,052
2031	1,008	0,505	4,548

Tab. 43: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) bukového porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C.

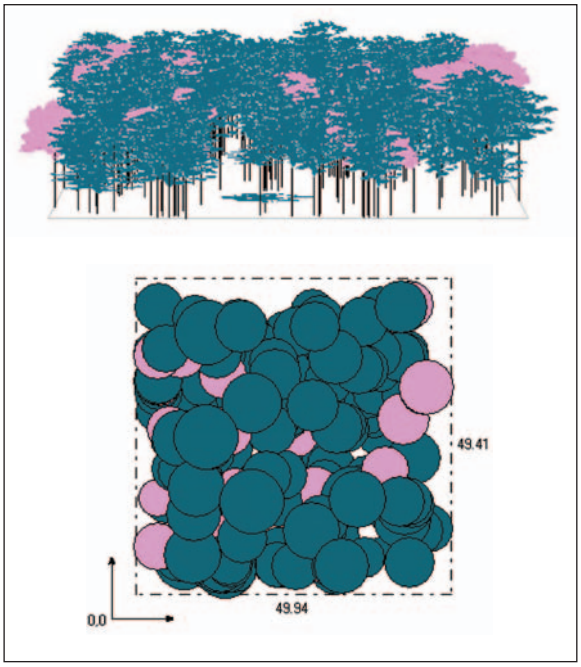
Rok	Index		
	R	A	B
1981	0,800	0,356	5,296
1986	0,800	0,301	5,243
1991	0,763	0,355	4,996
1996	0,782	0,494	4,358
2001	0,807	0,585	3,934
2006	0,777	0,541	3,940
2011	0,777	0,586	3,909
2016	0,777	0,623	3,894
2021	0,777	0,584	3,917
2026	0,777	0,679	3,923
2031	0,777	0,653	3,914

Tab. 44: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) smrkobukového porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2.

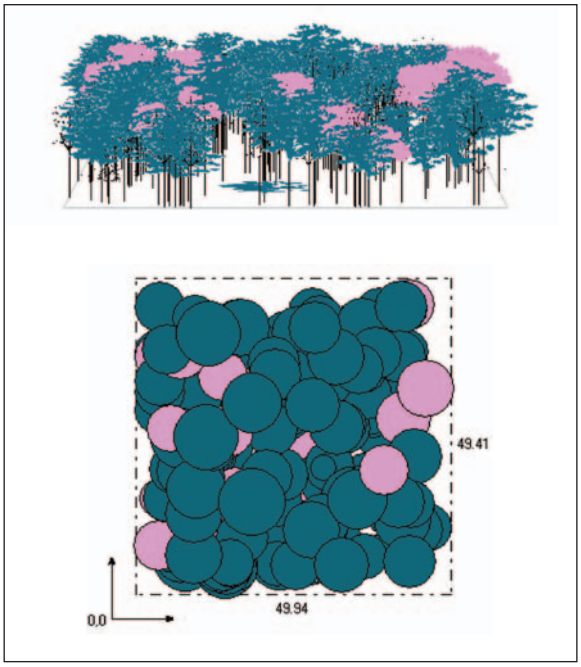
Rok	Index		
	R	A	B
1981	0,938	0,697	5,115
1986	0,938	0,696	5,114
1991	0,906	0,620	5,041
1996	0,887	0,622	5,050
2001	0,900	0,630	4,980
2006	0,898	0,641	4,913
2011	0,889	0,675	4,905
2016	0,874	0,683	4,908
2021	0,916	0,696	4,912
2026	0,847	0,724	4,512
2031	0,836	0,744	4,548

Tab. 45: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) smrkobukového porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1.

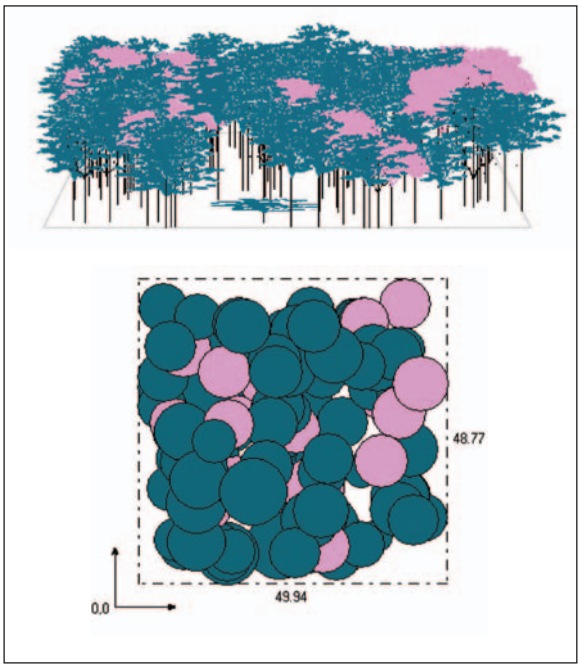
Rok	Index		
	R	A	B
1981	0,921	0,602	4,660
1986	0,921	0,600	4,640
1991	0,923	0,599	4,650
1996	0,945	0,613	4,644
2001	0,926	0,603	4,564
2006	0,912	0,602	4,573
2011	0,901	0,606	4,568
2016	0,885	0,604	4,568
2021	0,879	0,629	4,557
2026	0,857	0,607	4,561
2031	0,814	0,616	4,555



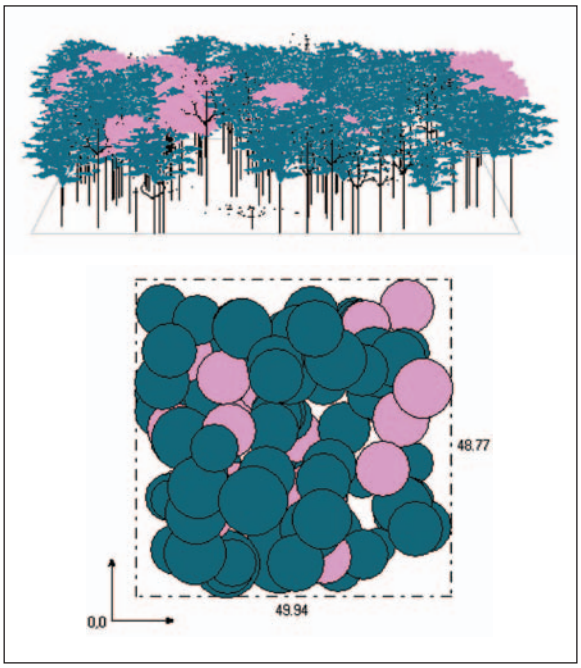
Obr. 113: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



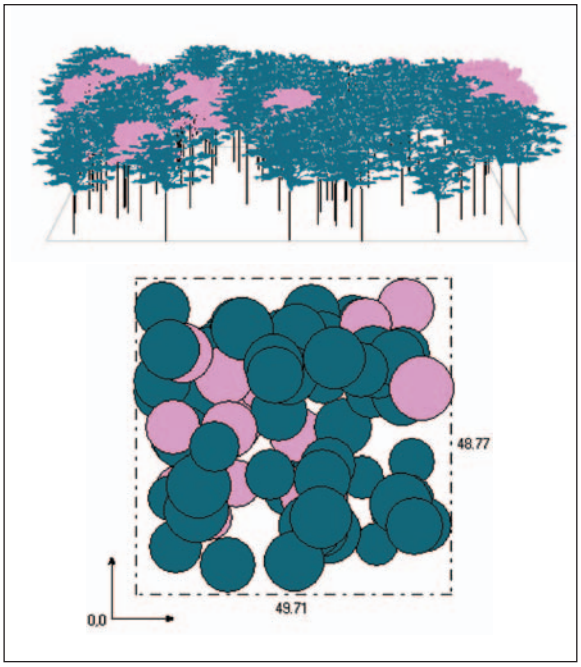
Obr. 114: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



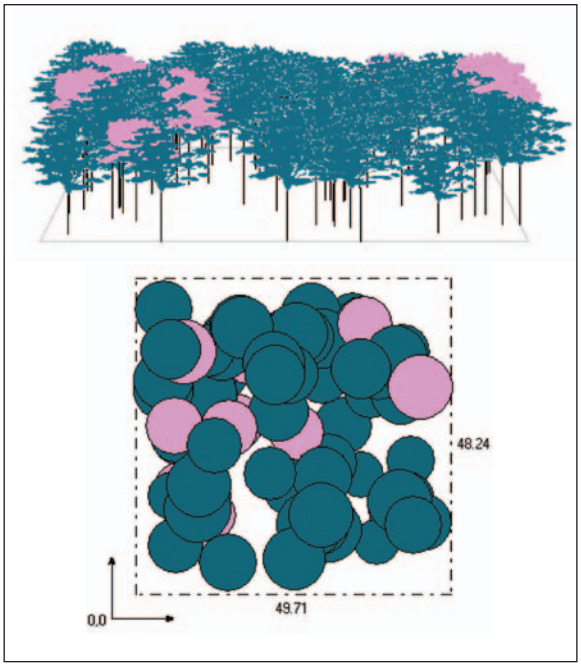
Obr. 115: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



Obr. 116: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1996.



Obr. 117: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2001.



Obr. 118: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2006.

větve A-O systému Mumlavy. Podobně tomu je i na TVP 7, kde však celková prostorová diversita stromového patra je však výrazně nižší. Prostorovou proměnlivost tohoto porostu výrazně zvyšuje bohaté keřové patro s nárosty buku a smrku.

5.5.3 Smrkové porosty

Vývoj vertikální a horizontální struktury smrkových porostů na TVP 11, 15 a 24 v průběhu imisně ekologického stresu v letech 1976, 1981 - 2006 je znázorněn na obr. 149 - 165.

Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) v bukových porostech na TVP 11, 15 a 24 je uveden v tab. 46 - 48 a znázorněn na obr. 166 - 174.

Horizontální struktura porostu na TVP 11 od počátku sledování byla mírně shlukovitá a v počátcích stadia rozpadu se trend agregace mírně zvyšuje. Jedná se o porost se střední prostorovou diversitou v ekotonu horní hranice lesa. Na TVP 15 byla horizontální struktura mírně shlukovitá až téměř náhodná a její trend v důsledku žíru lýkožrouta smrkového směřoval ke shlukovitosti. Velmi rychle však stromové patro vlivem žíru kůrovců odumřelo. Celková prostorová diversita stromového patra zde byla výrazně nižší.

Tab. 46: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) smrkového porostu na TVP 11 – Strmá stráň A.

Rok	Index		
	R	A	B
1976	0,884	0,818	5,242
1981	0,906	0,830	5,233
1986	0,915	0,825	5,035
1991	0,931	0,827	5,031
1996	0,810	0,807	4,982
2001	0,806	0,826	4,978
2006	0,806	0,831	4,989
2011	0,760	0,845	4,996
2016	0,735	0,827	5,015
2021	0,735	0,829	5,016
2026	0,714	0,807	5,009

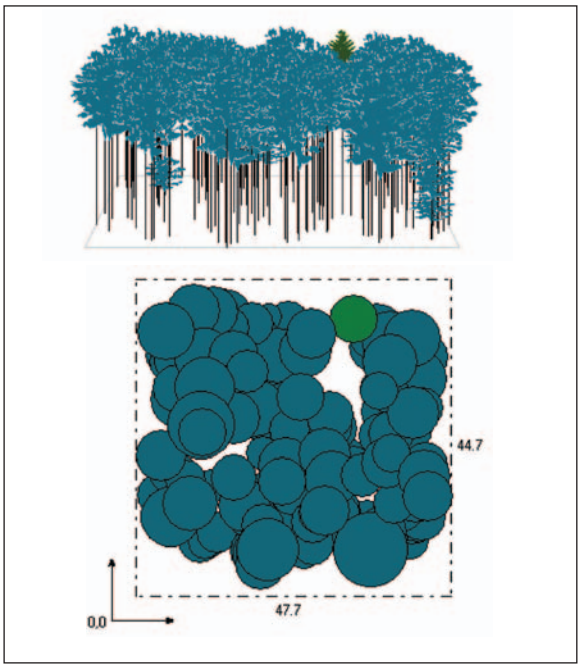
Prostorovou proměnlivost tohoto porostu výrazně zvyšuje bohaté keřové patro především s nárosty smrku a jeřábu. Na TVP 24 se jedná o mírně shlukovitou až náhodnou horizontální strukturu porostu v pokročilém stadiu optima. Celková prostorová diversita je však díky uniformní vertikální struktuře nízká, výrazný je přitom pokles indexu porostní proměnlivosti mezi lety 1996 až 2001.

Tab. 47: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) smrkového porostu na TVP 15 – Strmá stráň E.

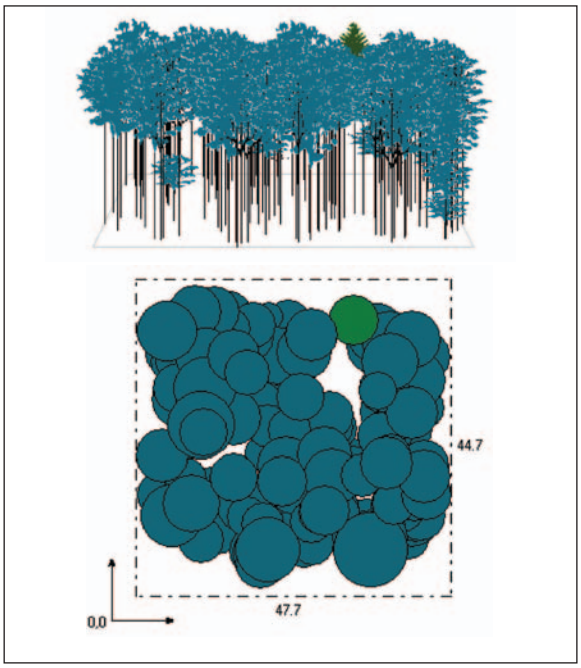
Rok	Index		
	R	A	B
1976	0,967	0,337	3,486
1981	0,967	0,338	3,486
1986	0,942	0,319	3,426
1991	0,826	0,233	3,405

Tab. 48: Vývoj hodnot strukturálních indexů (R – Clark-Evansův agregační index, A – artenprofil index, B – index porostní proměnlivosti) smrkového porostu na TVP 24 – Střední hora.

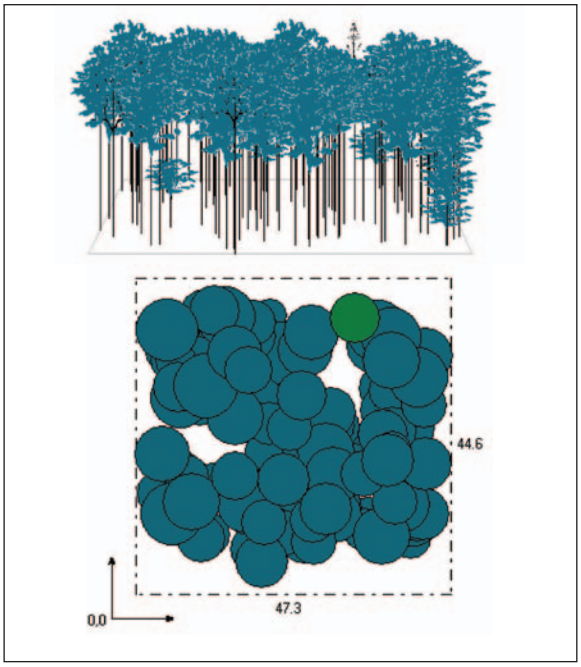
Rok	Index		
	R	A	B
1981	0,924	0,426	3,656
1986	0,924	0,427	3,652
1991	0,939	0,444	3,609
1996	0,901	0,445	3,510
2001	0,908	0,441	3,301
2006	0,935	0,459	3,293
2011	0,943	0,472	3,299
2016	0,924	0,481	3,287
2021	0,96	0,473	3,281
2026	0,939	0,476	3,281
2031	0,939	0,475	3,275



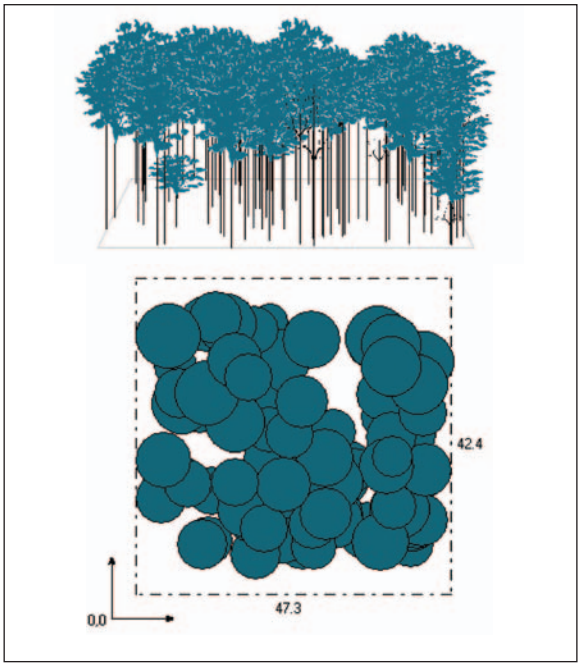
Obr. 119: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



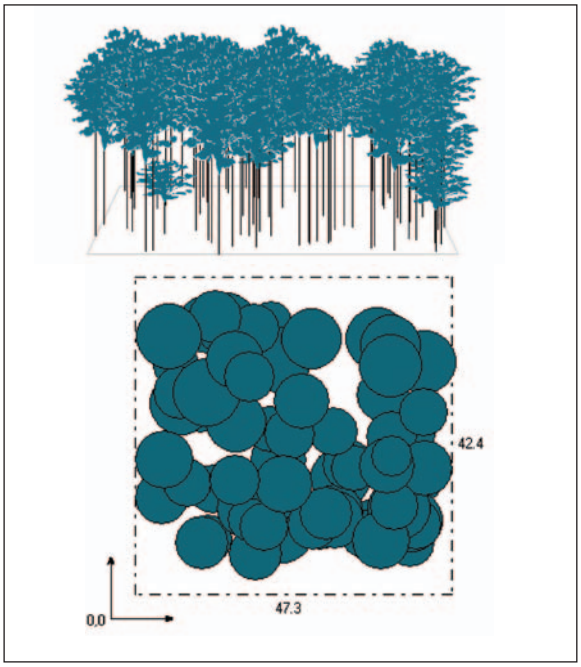
Obr. 120: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



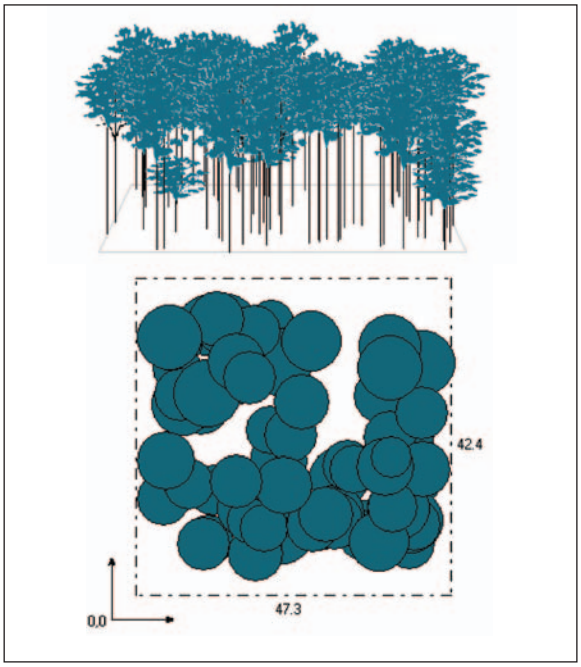
Obr. 121: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



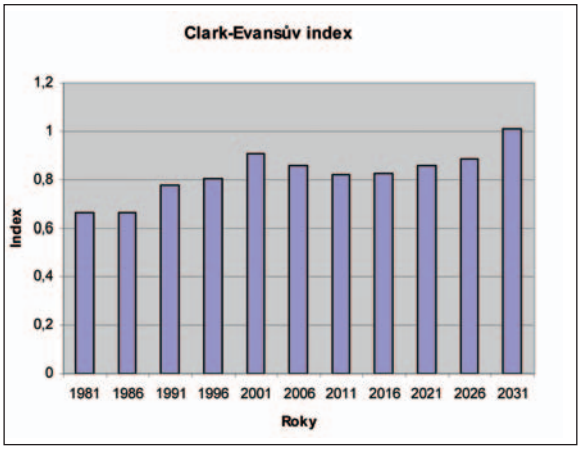
Obr. 122: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1996.



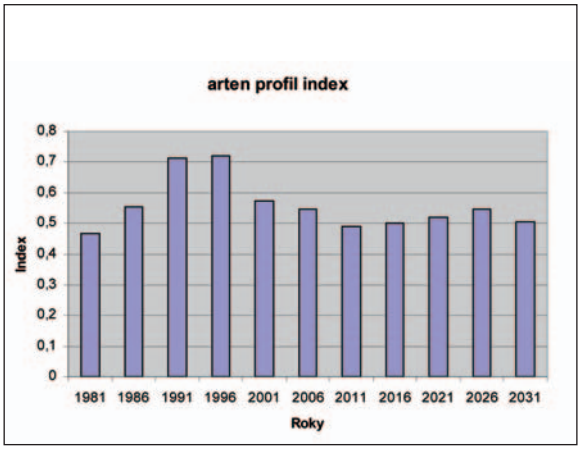
Obr. 123: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2001.



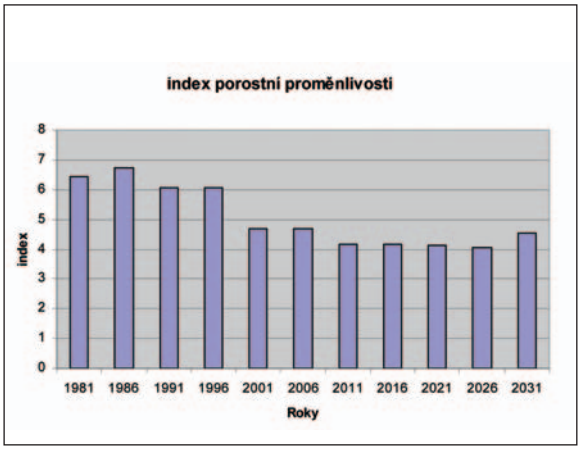
Obr. 124: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2006.



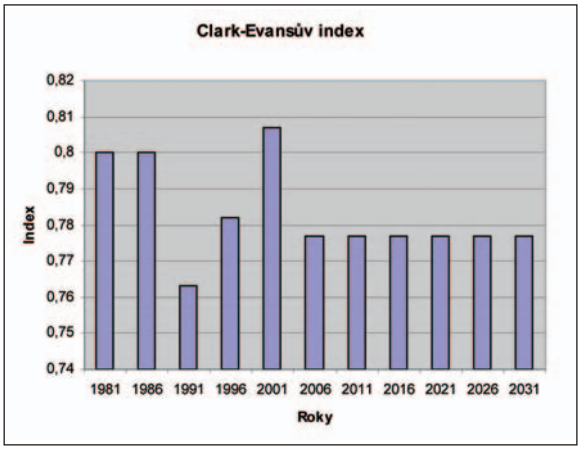
Obr. 125: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu bukového porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.



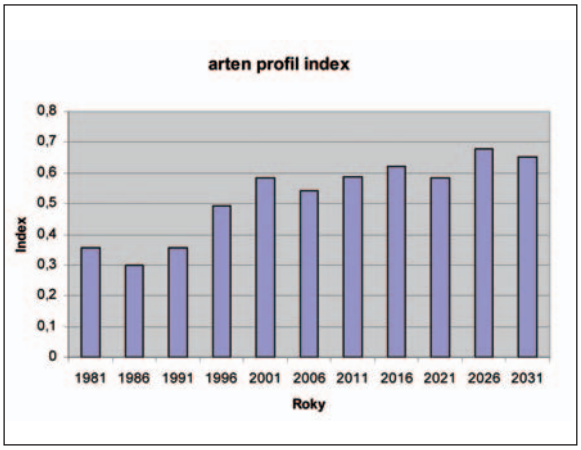
Obr. 126: Vývoj hodnot artenprofil indexu bukového porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.



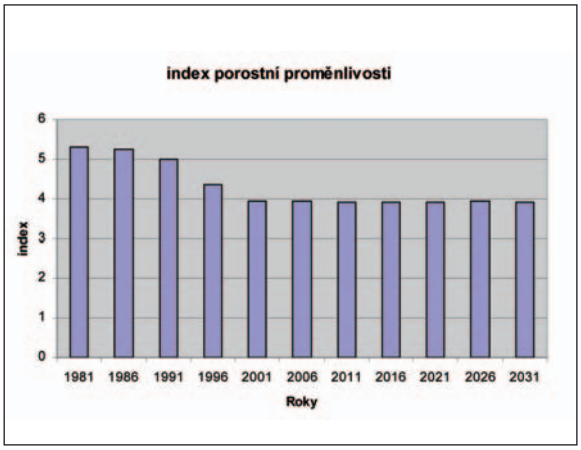
Obr. 127: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti bukového porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.



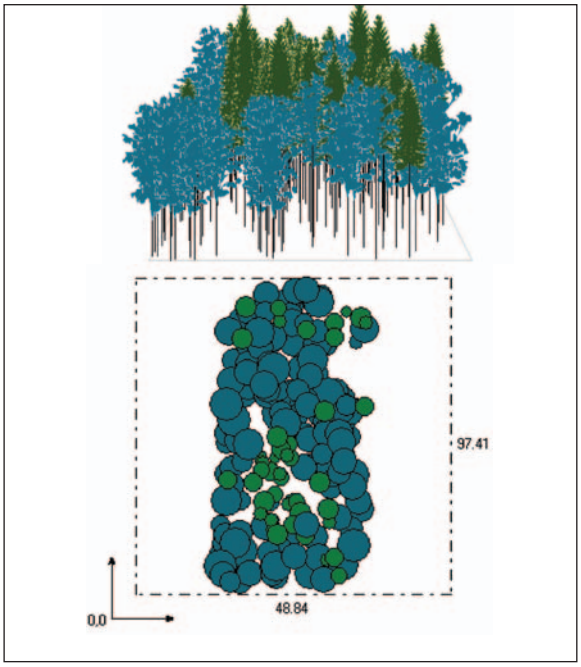
Obr. 128: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu bukového porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C.



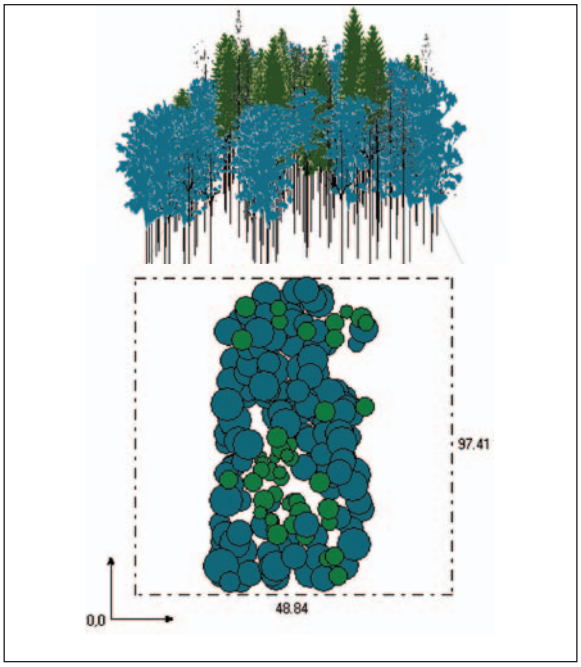
Obr. 129: Vývoj hodnot artenprofil indexu bukového porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C.



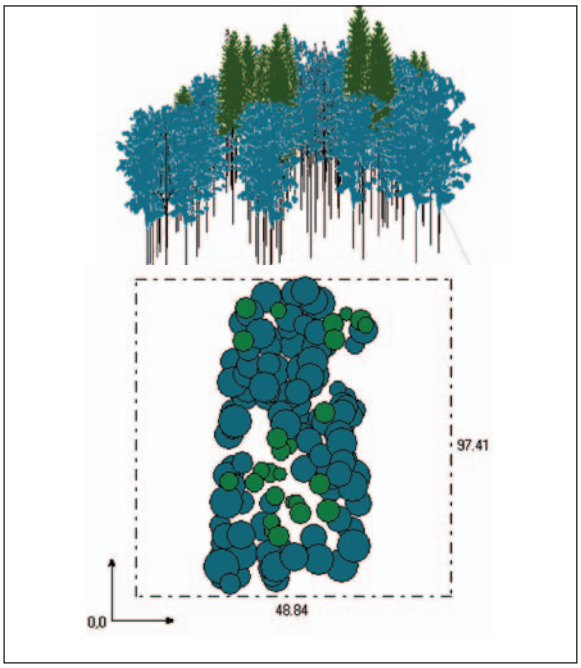
Obr. 130: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti bukového porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C.



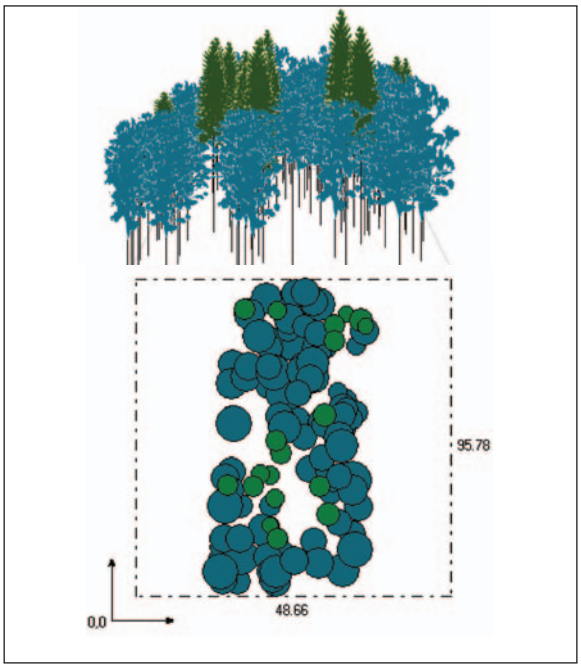
Obr. 131: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



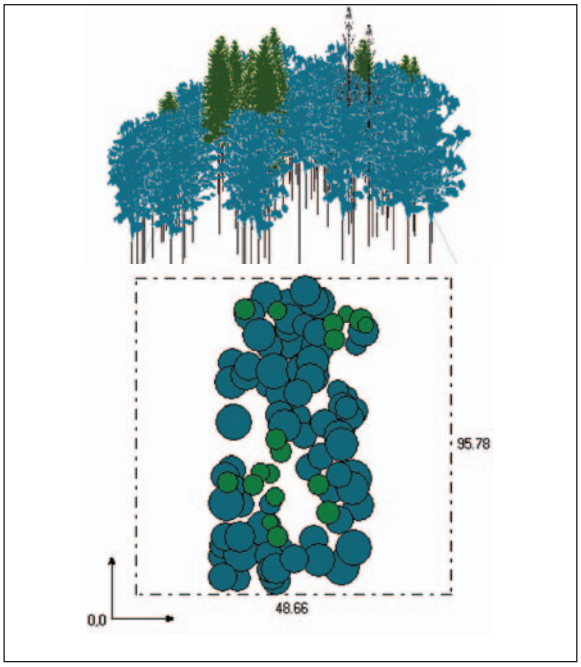
Obr. 132: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



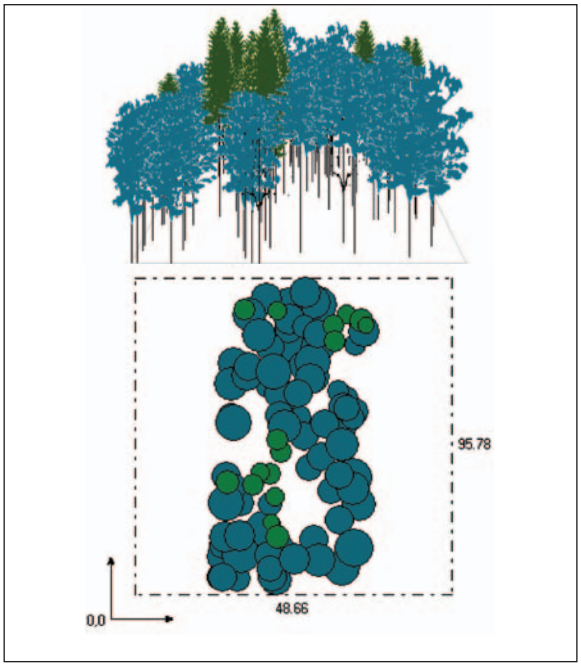
Obr. 133: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



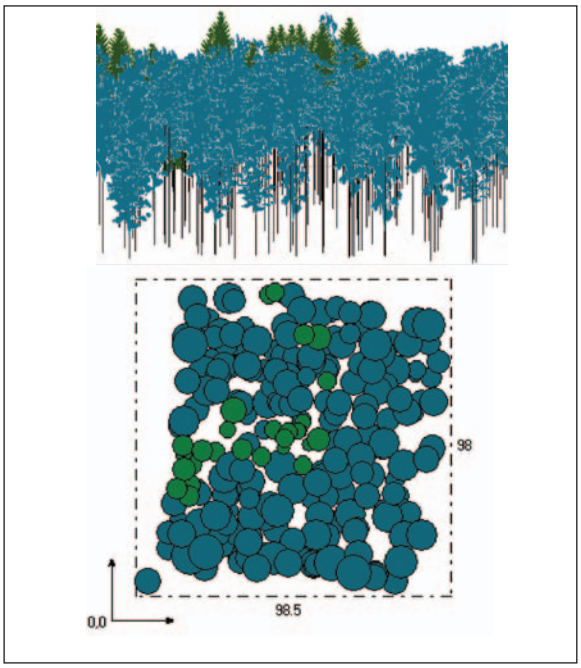
Obr. 134: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1996.



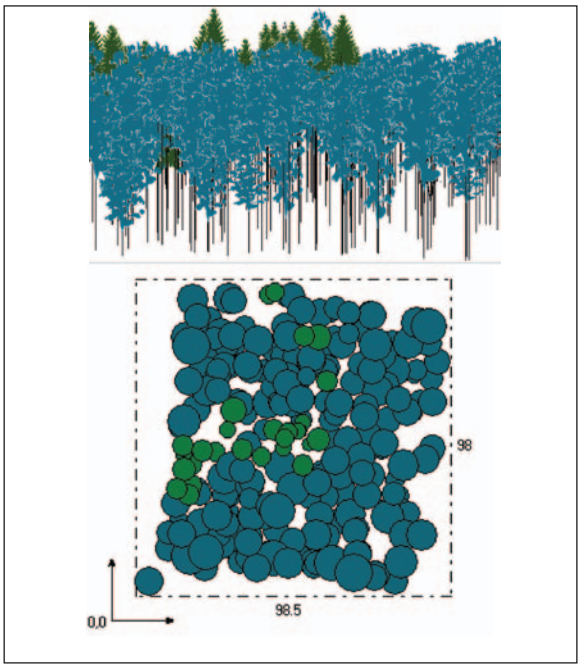
Obr. 135: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2001.



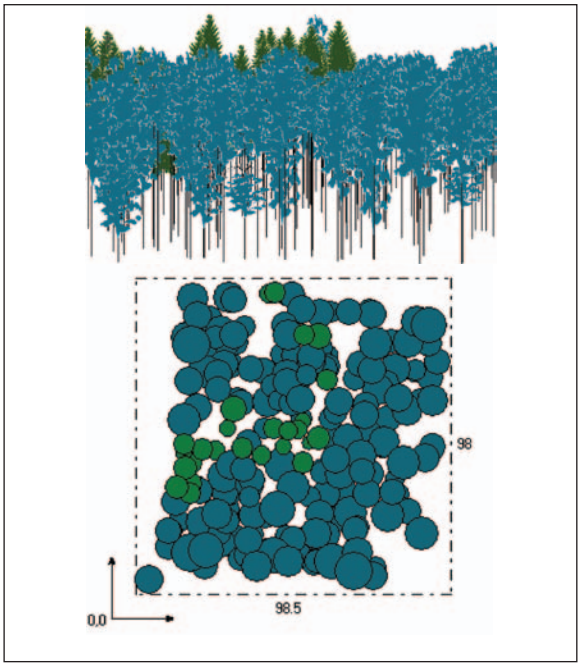
Obr. 136: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2006.



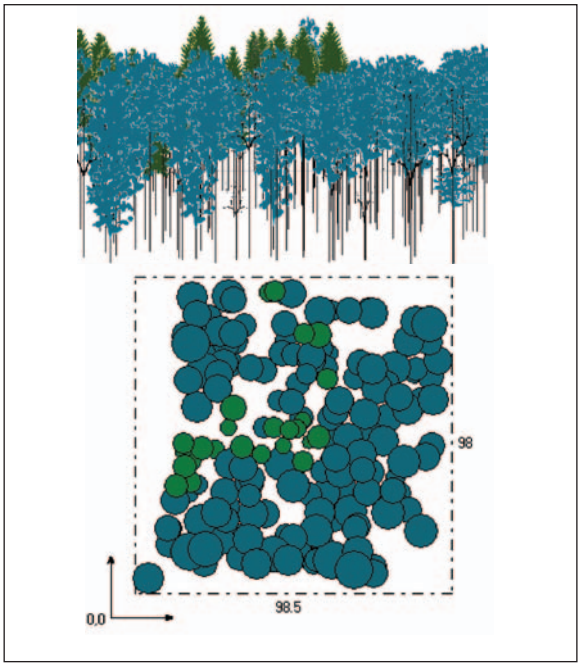
Obr. 137: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



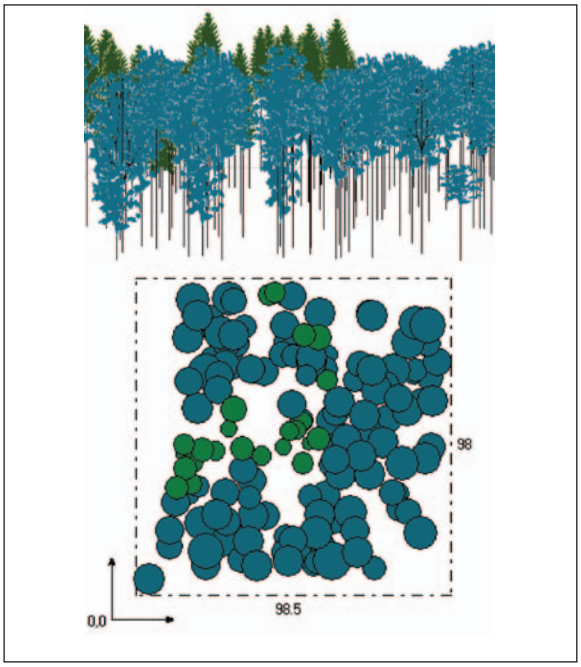
Obr. 138: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



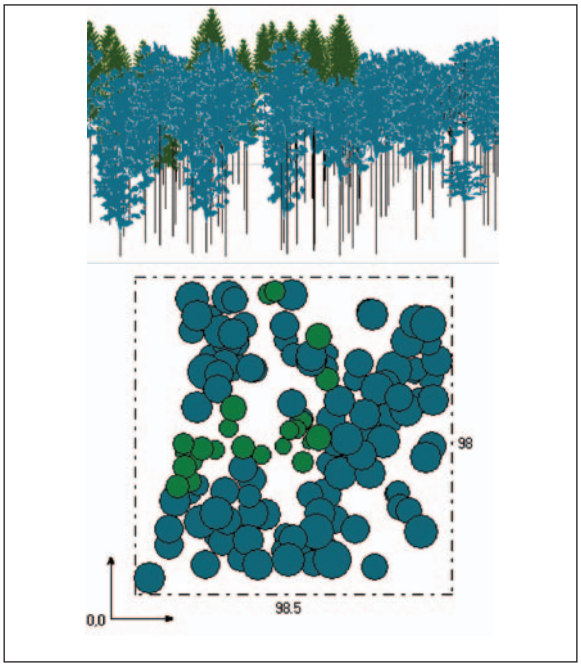
Obr. 139: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



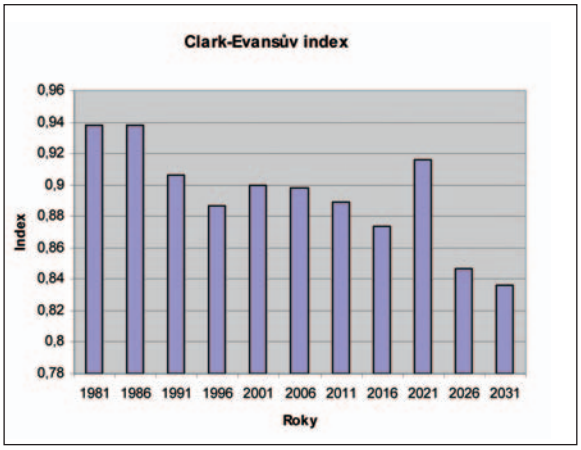
Obr. 140: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1996.



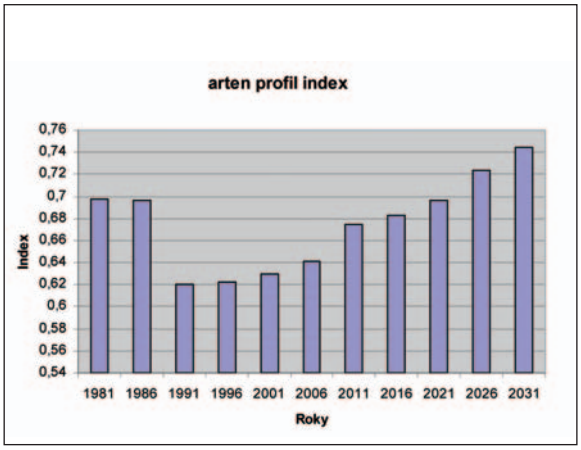
Obr. 141: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2001.



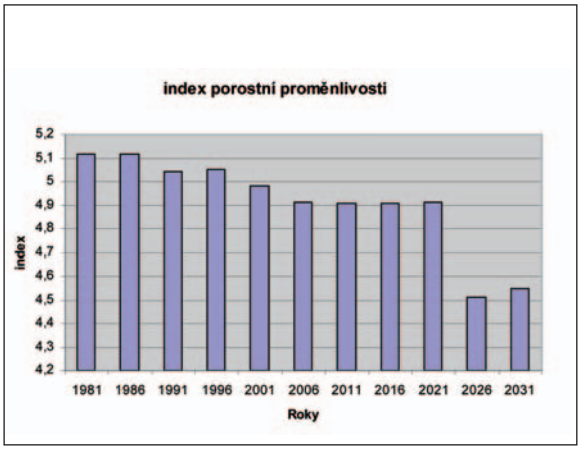
Obr. 142: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1 růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2006.



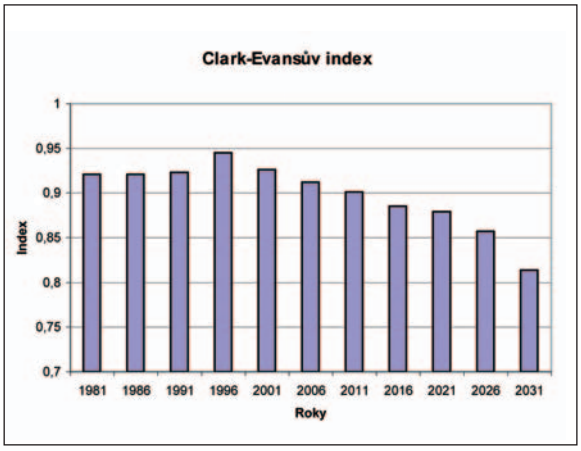
Obr. 143: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu smrkobukového porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2.



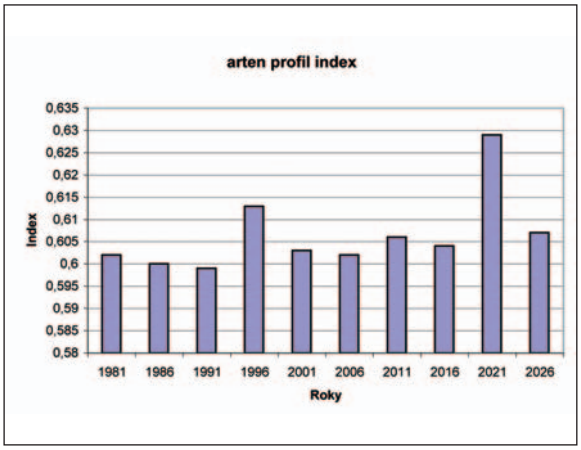
Obr. 144: Vývoj hodnot artenprofil indexu smrkobukového porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2.



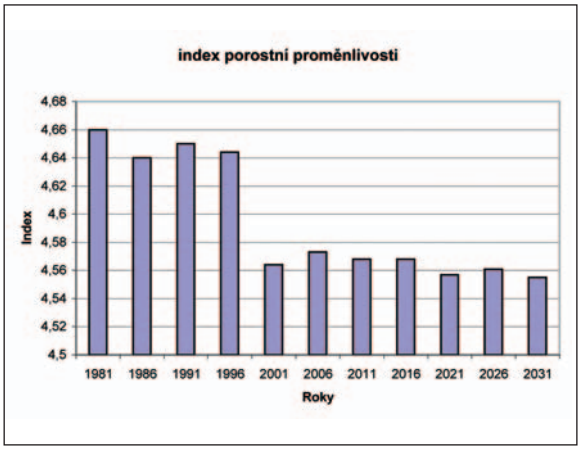
Obr. 145: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti smrkobukového porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2.



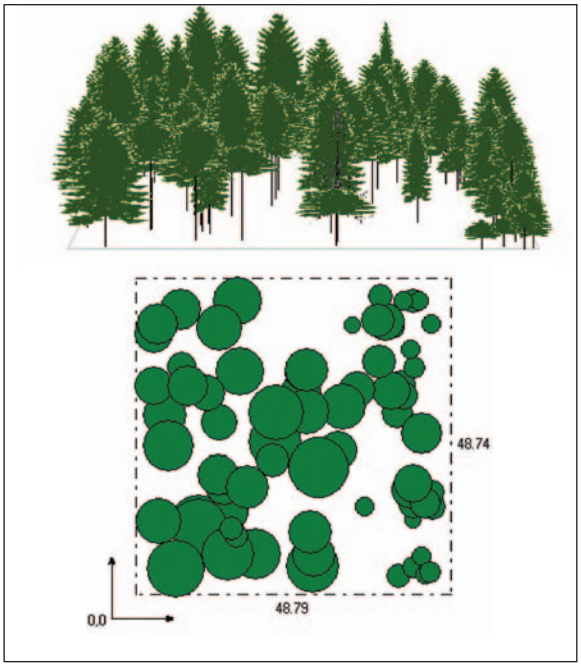
Obr. 146: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu smrkobukového porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1.



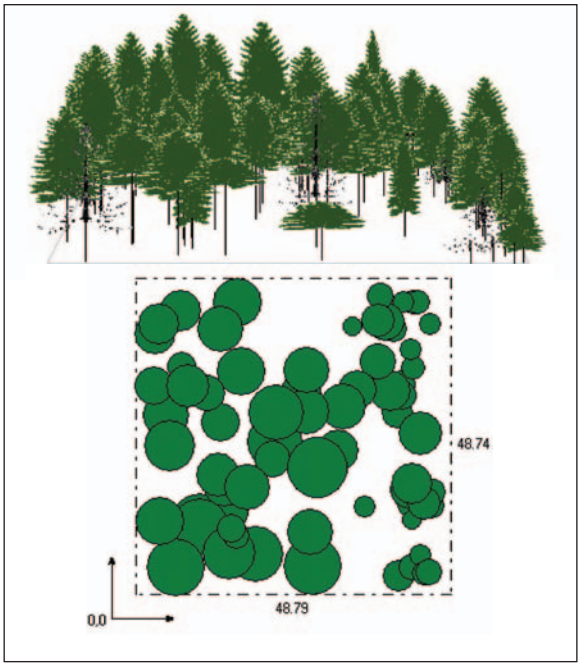
Obr. 147: Vývoj hodnot artenprofil indexu smrkobukového porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1.



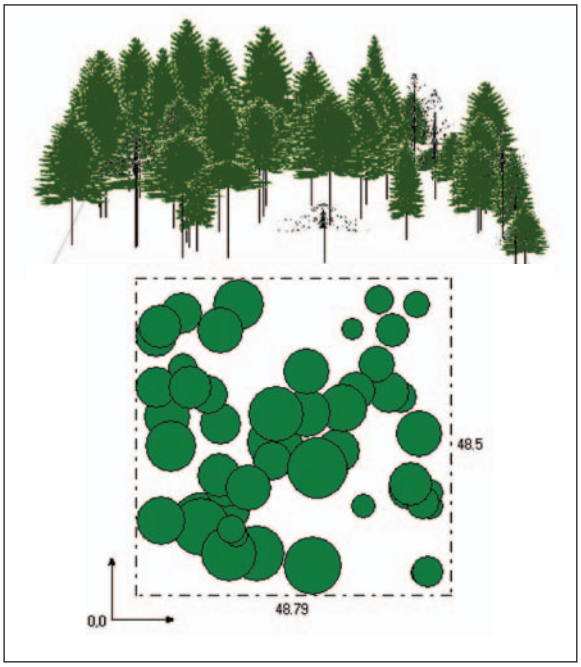
Obr. 148: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti smrkobukového porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1.



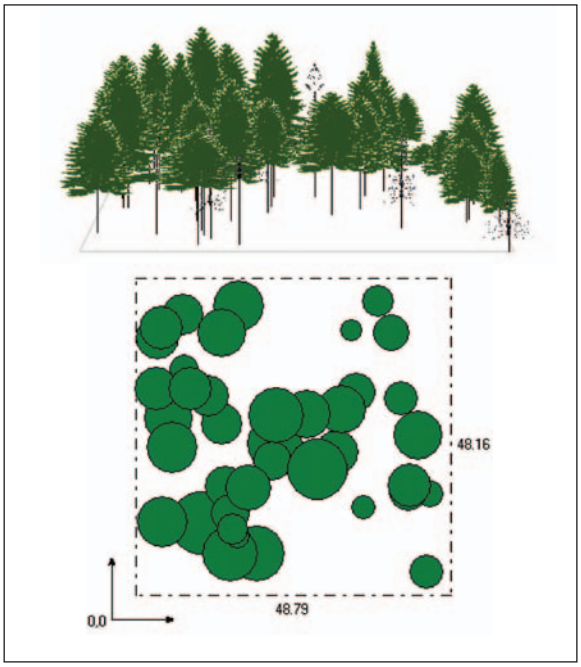
Obr. 149: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1976.



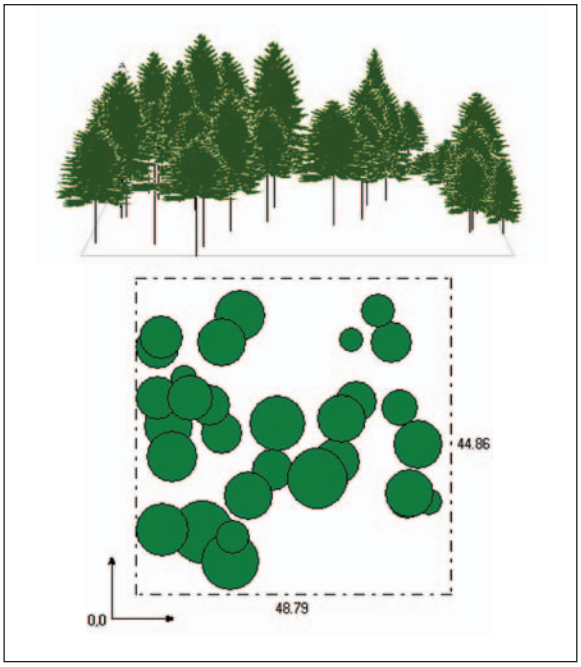
Obr. 150: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



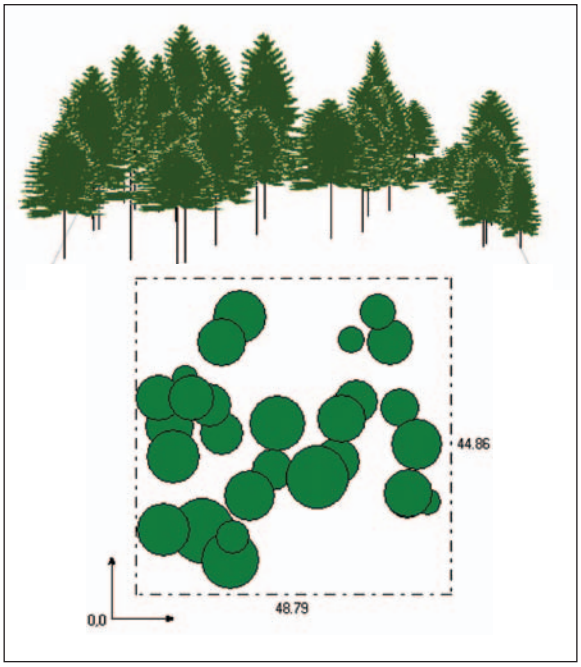
Obr. 151: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



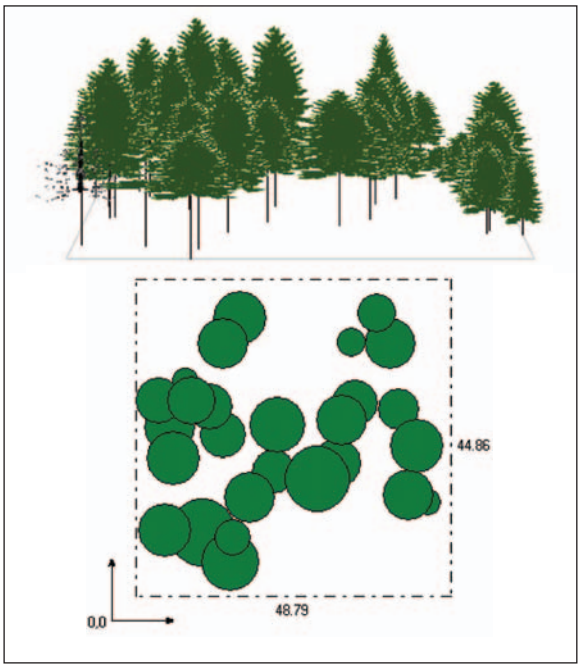
Obr. 152: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



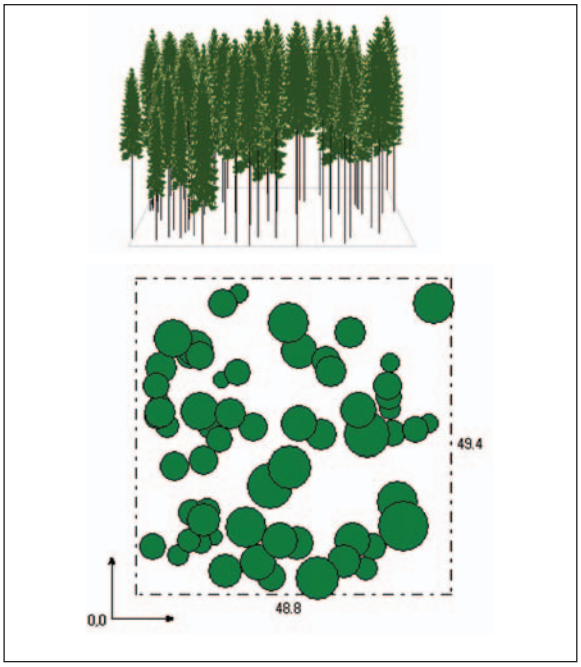
Obr. 153: Visualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1996.



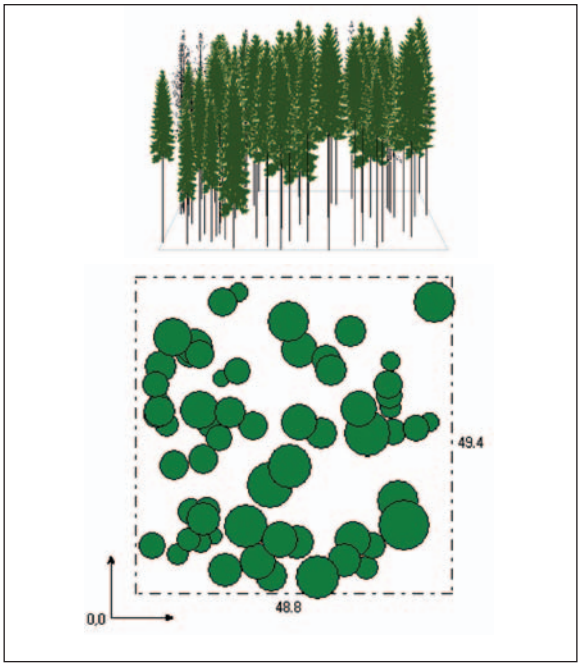
Obr. 154: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2001.



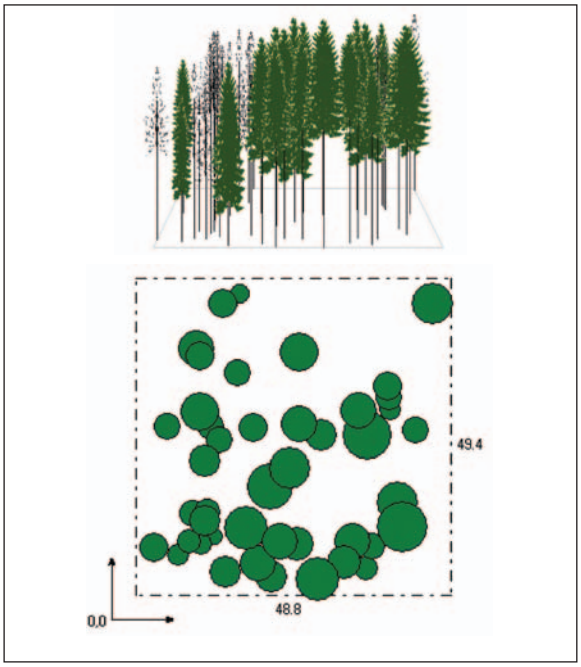
Obr. 155: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 11 – Strmá stráň A růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2006.



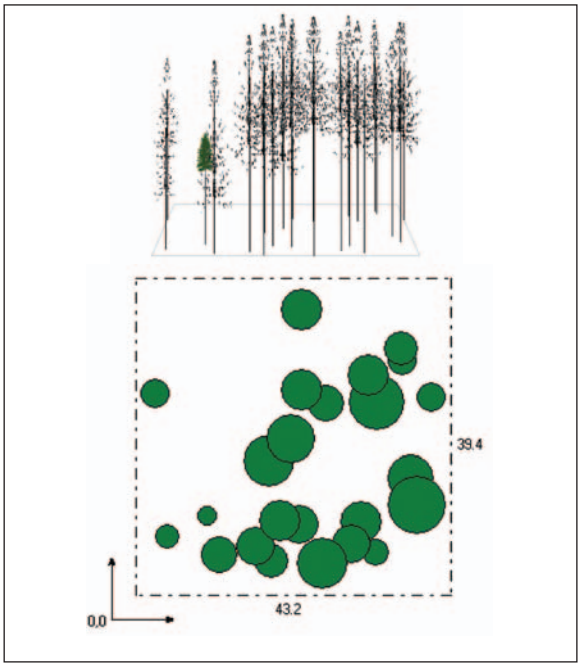
Obr. 156: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 15 – Strmá stráň E růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1976.



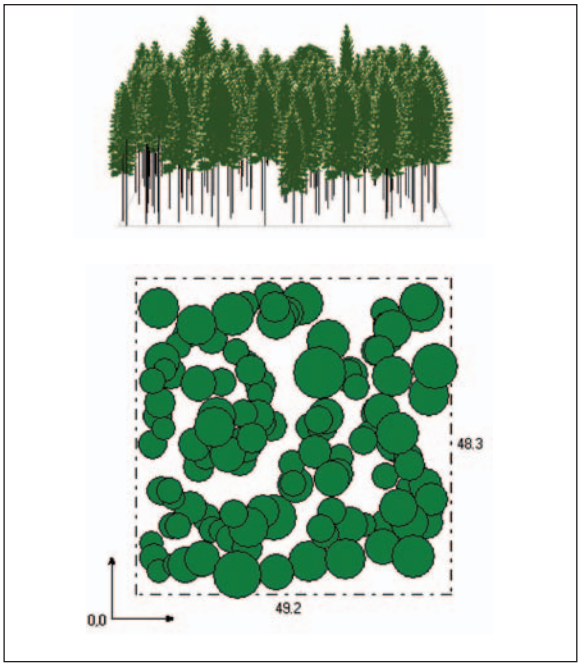
Obr. 157: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 15 – Strmá stráň E růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



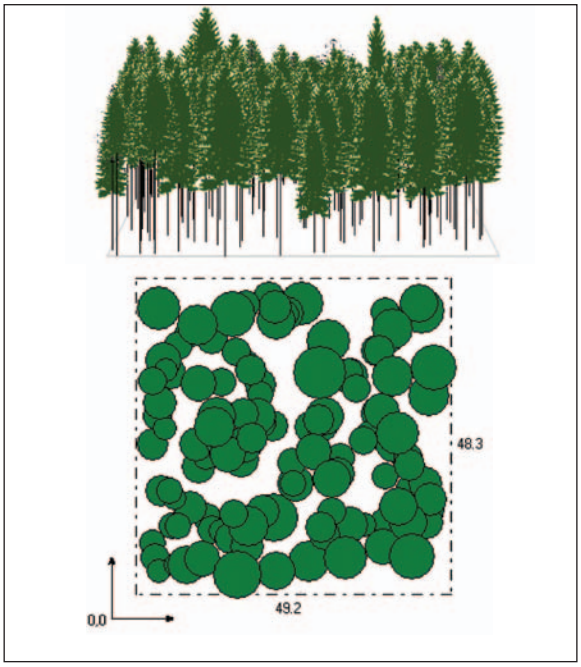
Obr. 158: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 15 – Strmá stráň E růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



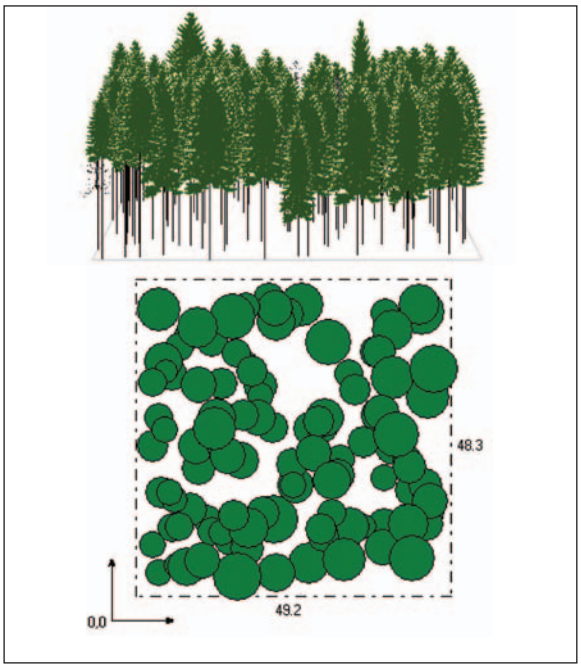
Obr. 159: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 15 – Strmá stráň E růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



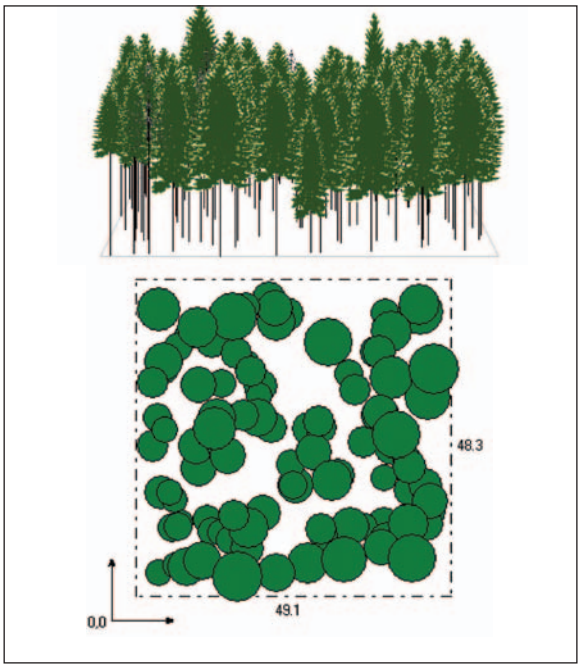
Obr. 160: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 24 – Střední hora růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1981.



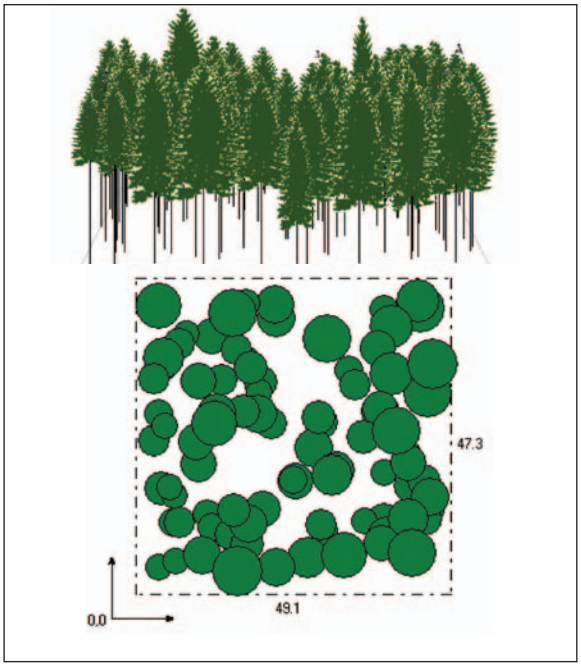
Obr. 161: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 24 – Střední hora růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1986.



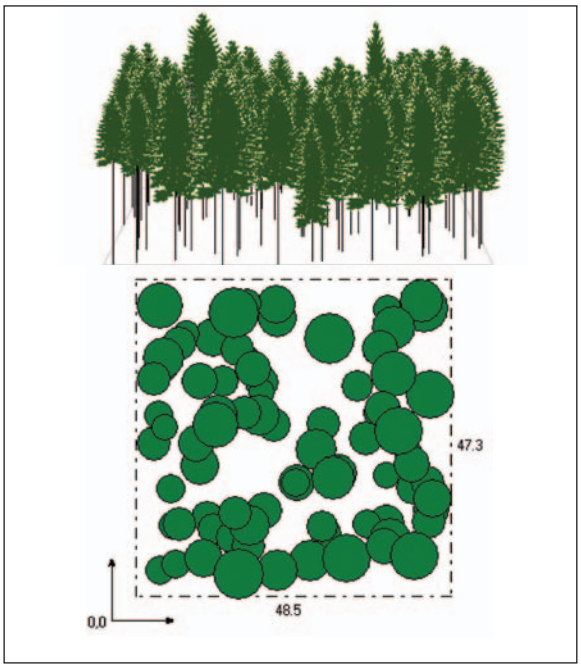
Obr. 162: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 24 – Střední hora růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1991.



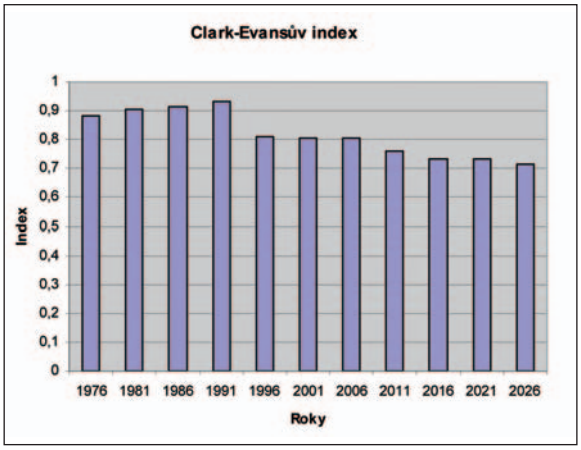
Obr. 163: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 24 – Střední hora růstovým simulátorem SIBYLA v roce 1996.



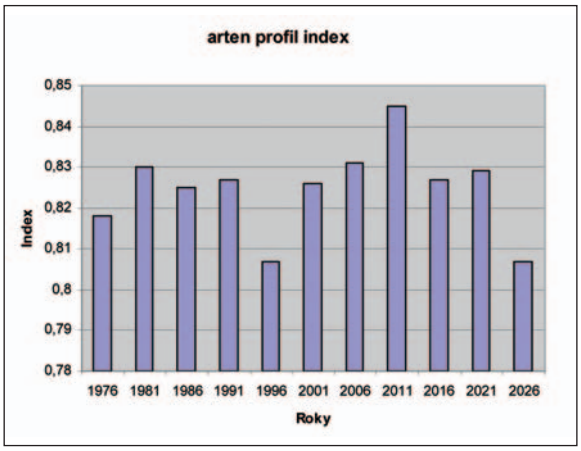
Obr. 164: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 24 – Střední hora růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2001.



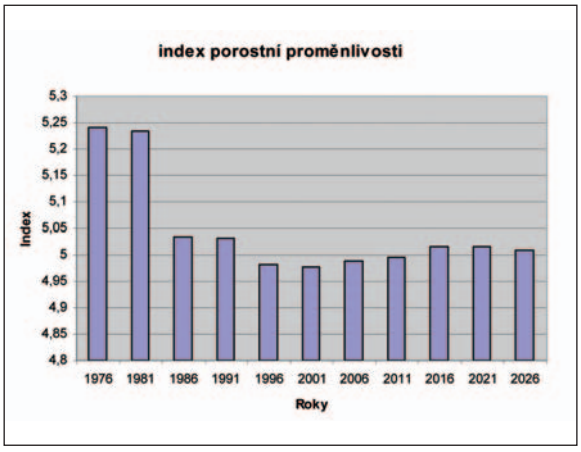
Obr. 165: Vizualizace vertikální a horizontální struktury porostu na TVP 24 – Střední hora růstovým simulátorem SIBYLA v roce 2006.



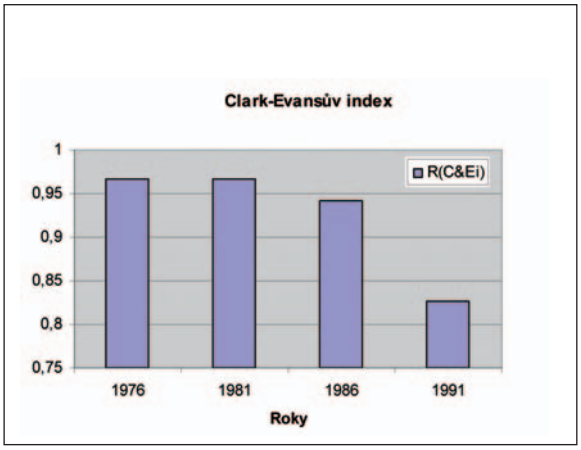
Obr. 166: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu smrkového porostu na TVP 11 – Strmá stráň A.



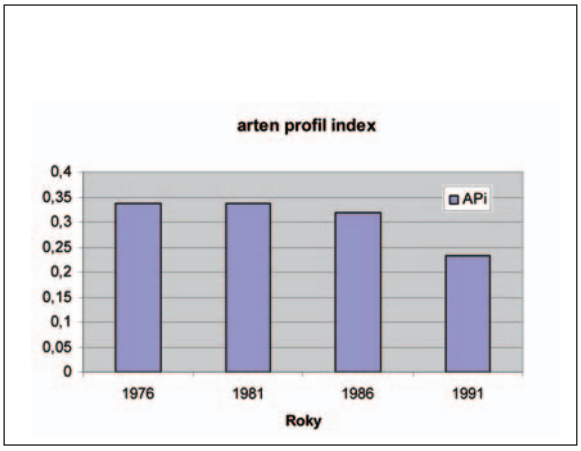
Obr. 167: Vývoj hodnot artenprofil indexu smrkového porostu na TVP 11 – Strmá stráň A.



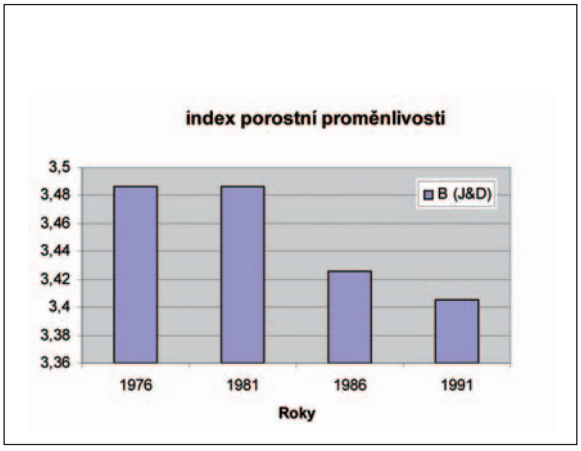
Obr. 168: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti smrkového porostu na TVP 11 – Strmá stráň A.



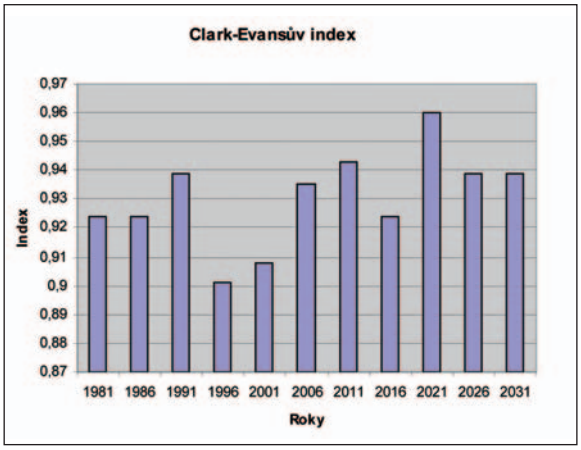
Obr. 169: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu smrkového porostu na TVP 15 – Strmá stráň E.



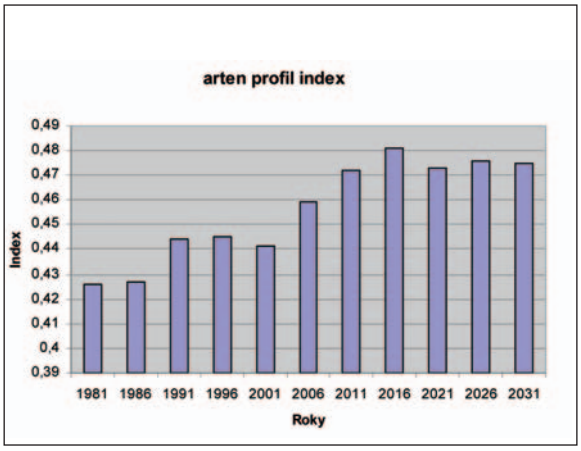
Obr. 170: Vývoj hodnot artenprofil indexu smrkového porostu na TVP 15 – Strmá stráň E.



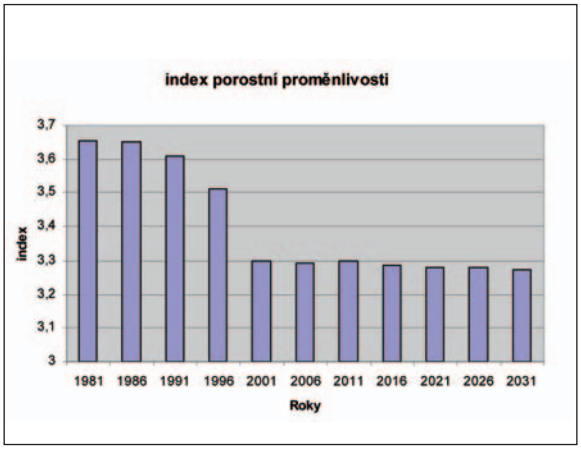
Obr. 171: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti smrkového porostu na TVP 15 – Strmá stráň E.



Obr. 172: Vývoj hodnot Clark – Evansova agregačního indexu smrkového porostu na TVP 24 – Střední hora.



Obr. 173: Vývoj hodnot artenprofil indexu smrkového porostu na TVP 24 – Střední hora.



Obr. 174: Vývoj hodnot indexu porostní proměnlivosti smrkového porostu na TVP 24 – Střední hora.

5.6 Poškození porostů a zásoba odumřelého dřeva

Objem zásob hroubí odumřelého dřeva (stojícího i ležícího) v $m^3.ha^{-1}$ na TVP 1-32 v roce 1980 a vývoj objemu hroubí dřeva stromů, které odumřely od roku 1980 do daného roku je patrný z tab. 49.

5.6.1 Bukové porosty

Vývoj zásob hlavního a podružného bukového porostu na TVP 27 a 28 je znázorněn na obr. 175 - 176, růstové tabulky jednotlivých dřevin (buku, smrku a jeřábu) a celkem těchto dvou sdružených porostů jsou uvedeny v tab. 50 - 51. Podružný porost představuje objem stromů, které odumřou (jsou odstraněny probírkou) v každé 5tileté periodě.

K největšímu nárůstu odumřelého dřeva hroubí došlo v letech 1982 – 1986, kdy na TVP 27 a 28 celkem odumřelo 94 a 145 $m^3.ha^{-1}$. V následující periodě 1987 - 1991 zde odumřelého 15 a 78 $m^3.ha^{-1}$ dřeva. V letech 1992 – 1996 to bylo cca 46 a 57 $m^3.ha^{-1}$ dřeva. Od roku 1997 byl nárůst odumřelého dřeva v obou periodách minimální a pohyboval se v rozmezí 17 – 22 $m^3.ha^{-1}$. Podobně tomu bylo i na ostatních plochách v bukových porostech (TVP 29 - 32).

5.6.2 Smíšené porosty

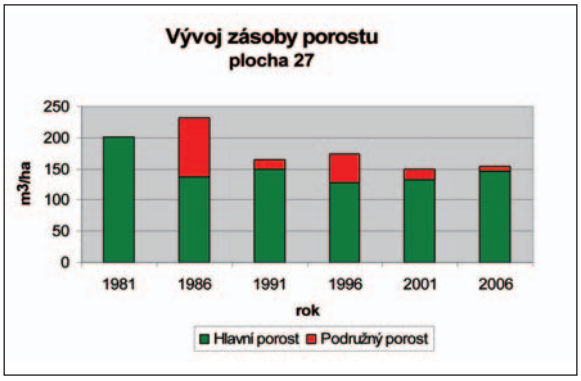
Vývoj zásob hlavního a podružného smíšeného (smrkobukového) porostu na TVP 6 a 7 je znázorněn na obr. 177 - 178, růstové tabulky jednotlivých dřevin (buku a smrku) a celkem těchto dvou sdružených porostů jsou uvedeny v tab. 52 - 53.

K největšímu nárůstu odumřelého dřeva hroubí došlo v letech 1982 – 1986, kdy na TVP 6 a 7 celkem odumřelo 157 a 74 $m^3.ha^{-1}$. V následující periodě 1987 -1991 zde odumřelého cca 83 a 73 $m^3.ha^{-1}$ dřeva. V letech 1992 – 1996 to bylo 28 a 80 $m^3.ha^{-1}$ dřeva. Od roku 1997 byl nárůst odumřelého dřeva v obou periodách minimální a pohyboval se v rozmezí 38 – 52 $m^3.ha^{-1}$. Podobně tomu bylo i na ostatních plochách ve smíšených (smrkobukových až bukosmrkových) porostech.

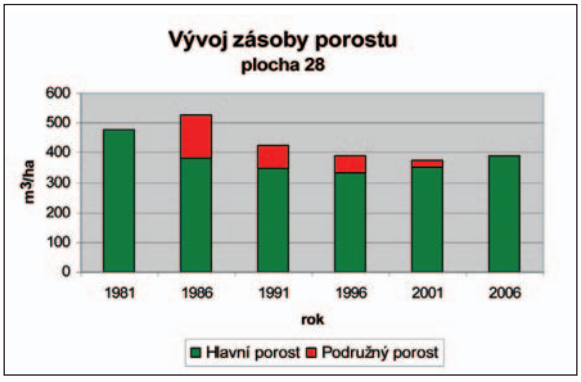
5.6.3 Smrkové porosty

Vývoj zásob hlavního a podružného smrkového porostu na TVP 11, 15 a 24 je znázorněn na obr. 179 - 181, růstové tabulky smrku ztepilého a celkem těchto tří sdružených porostů jsou uvedeny v tab. 54 - 56.

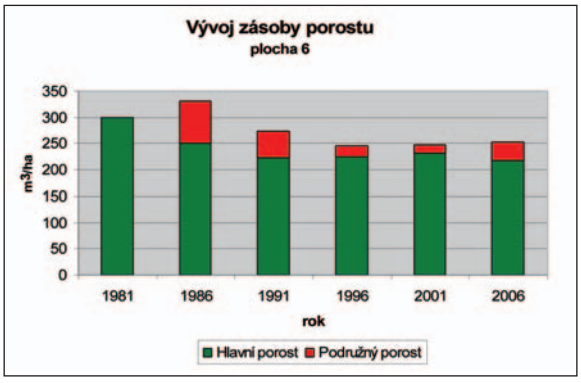
Na Strmé stráni (TVP 11 a 15) k silnému poškození porostů a ke značné mortalitě stromů smrku došlo v imisně ekologicky kritickém roce 1981, kdy během několika měsíců odumřelo 16 – 185 $m^3.ha^{-1}$ hroubí dřeva. V důsledku imisně ekologického stresu, zejména pak imisí v synergismu s lýkožroutem smrkovým, výrazně urychlené odumírání smrkových porostů probíhalo v i následujících dvou periodách. V letech 1982 – 1986 odumřelo 17 – 245 $m^3.ha^{-1}$. K největší-



Obr. 175: Vývoj zásoby hroubí v $m^3.ha^{-1}$ hlavního a podružného bukového porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.



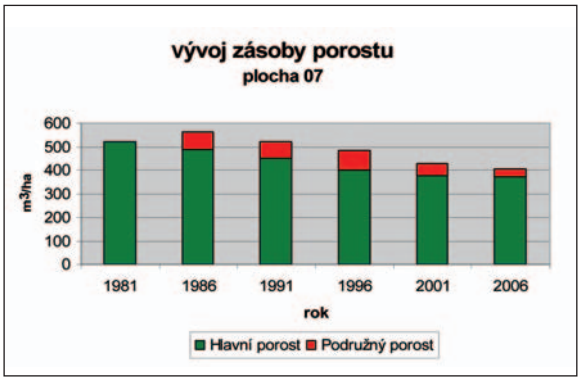
Obr. 176: Vývoj zásoby hroubí v $m^3.ha^{-1}$ hlavního a podružného bukového porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C.



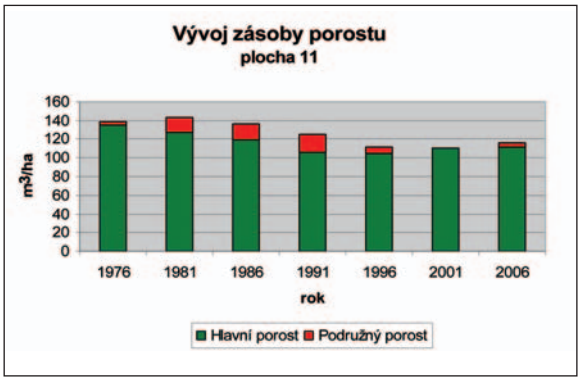
Obr. 177: Vývoj zásoby hroubí v $m^3.ha^{-1}$ hlavního a podružného smrkobukového porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2.

Tab. 49: Objem zásob hroubí odumřelého dřeva (stojícího i ležícího) v m³.ha⁻¹ na TVP 1-32 v roce 1980 a vývoj objemu hroubí dřeva stromů, které odumřely od roku 1980 do daného roku. Na plochách označených * se jedná o alochtonní porost. Smrkové porosty jsou rozděleny do skupin podle defoliace v roce 2006.

Porostní typ	TVP	Zásoba 1980	Suma objemu odumřelých stromů													
			1981	1983	1985	1987	1989	1991	1993	1995	1997	1999	2001	2003	2005	2006
bk(sm)	27	20.7	0.0	5.8	6.7	9.1	9.6	10.0	12.3	20.8	29.7	36.7	37.7	38.2	39.9	39.9
bk	28	20.0	0.0	2.2	24.7	26.4	60.7	73.7	74.0	74.1	83.7	83.7	87.4	93.6	101.0	101.0
bk(sm)	29	38.7	0.0	0.7	1.7	2.4	2.6	2.6	3.2	17.2	40.9	41.1	49.2	79.2	81.9	81.9
bk	30	17.9	0.0	5.0	12.8	12.8	42.2	77.3	88.3	88.3	88.3	126.2	126.2	127.8	132.4	132.4
bk	31	20.5	0.0	7.6	17.6	35.3	54.0	63.2	70.5	79.4	89.1	89.1	107.5	107.5	109.4	109.4
bk	32	16.2	0.0	7.6	15.6	20.7	25.9	26.6	31.2	31.3	44.3	51.9	53.8	53.8	53.8	55.8
bk-sm	8	17.6	0.0	2.7	9.3	36.1	45.0	57.5	59.8	59.8	130.5	137.3	190.3	198.1	206.0	206.0
	2	11.1	0.0	0.0	12.4	49.7	53.3	94.3	130.9	135.0	135.0	135.0	148.9	151.8	151.8	174.1
	7	34.1	0.0	5.8	13.5	24.9	34.7	50.3	60.0	68.8	105.4	110.6	121.7	129.0	129.7	129.7
	9	12.5	0.0	5.4	16.0	19.3	62.3	93.6	110.1	121.3	136.3	141.3	141.3	141.3	147.3	152.7
	6	33.8	0.0	1.3	63.5	136.2	172.5	183.5	204.8	211.3	220.0	243.1	243.1	247.7	256.6	256.6
	1 *	16.1	0.0	0.4	15.4	31.5	56.2	249.1	252.9	271.1	277.8	277.8	277.8	277.8	315.4	315.4
sm	4	25.8	0.0	0.0	18.3	41.7	70.0	74.9	112.4	127.1	155.4	155.4	155.4	155.4	155.4	155.4
	5	23.3	0.0	0.0	9.5	15.4	55.3	55.3	63.3	91.1	99.2	99.2	99.2	99.2	99.2	99.2
	21	26.3	0.0	21.9	50.9	93.6	120.5	128.9	135.4	154.3	154.3	165.4	165.4	165.4	165.4	165.4
	22	23.4	0.0	5.4	9.0	26.4	35.0	35.0	63.6	70.1	71.6	79.3	107.0	124.4	125.2	144.8
	23	16.5	0.0	5.5	7.3	18.4	23.8	27.2	31.0	31.9	32.4	36.2	39.3	43.8	51.0	51.7
	24	32.1	0.0	3.8	17.9	35.8	53.6	60.4	80.4	96.4	104.6	113.0	113.0	124.4	128.0	128.0
	10	26.3	0.0	28.0	108.8	169.2	186.1	198.5	230.2	249.3	255.8	268.5	286.0	286.0	347.8	349.3
	11	36.4	3.6	11.5	17.8	20.2	36.7	36.7	50.1	50.6	58.9	58.9	58.9	58.9	58.9	58.9
	12	58.8	0.0	19.3	36.7	69.3	106.8	117.9	144.0	184.1	244.8	244.8	245.1	245.1	245.1	245.1
	20	32.4	0.0	5.5	10.4	23.0	44.0	45.1	56.2	65.4	109.6	116.5	122.2	124.0	136.6	138.5
	13	79.3	1.0	31.1	38.8	47.7	53.3	89.0	89.0	90.6	108.1	445.4	491.6	503.4	533.8	533.8
	14	225.2	0.0	5.2	75.6	94.0	135.2	135.2	178.2	228.2	304.3	608.6	716.9	716.9	716.9	716.9
	3	34.6	0.0	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2	306.2
	15	154.7	0.0	153.4	187.1	237.9	449.2	457.4	681.8	842.8	844.1	844.1	844.1	844.1	844.1	844.1
	18	65.5	0.0	24.1	121.6	163.9	207.0	216.6	247.2	286.7	540.2	571.3	571.3	571.3	571.3	571.3
	25	24.3	0.0	4.1	13.7	61.1	101.4	103.2	141.6	148.8	545.7	563.5	563.5	563.5	563.5	563.5
	16 *	18.6	0.0	5.4	56.3	71.4	84.7	99.3	172.6	290.6	469.8	469.8	469.8	469.8	469.8	469.8
	17 *	49.8	0.0	5.9	64.6	116.8	439.5	439.5	439.5	439.5	439.5	439.5	439.5	439.5	439.5	439.5
	19 *	18.3	0.0	9.0	26.5	46.1	77.4	81.9	97.2	99.8	103.4	379.1	430.6	430.6	430.6	430.6
	26 *	16.4	0.0	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5	245.5



Obr. 178: Vývoj zásoby hroubí v m³.ha⁻¹ hlavního a podružného smrkobukového porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1.



Obr. 179: Vývoj zásoby hroubí v m³.ha⁻¹ hlavního a podružného smrkového porostu na TVP 11 – Strmá stráň A.

Tab. 50: Charakteristiky růstu bukového porostu na TVP 27 – U bukového pralesa A.
t – průměrný věk porostu; d – průměrná výčetní tloušťka (cm); h – střední porostní výška (m); f – výtvarnice; v – průměrný objem stromu (m^3); N – počet stromů na 1 ha; G – výčetní kruhová základna ($m^2.ha^{-1}$); V – objem porostu ($m^3.ha^{-1}$); h/d – štíhlostní kvocient; CPP – celkový průměrný přírůst ($m^3.ha^{-1}$); COP – celkový běžný přírůst ($m^3.ha^{-1}$).

A. Celkem

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	147	22.3	10.51	0.456	0.18729	1072	41.7	201	0.471	1.37	201
3	152	23.7	10.72	0.457	0.21589	1072	47.3	231	0.452	1.52	231
5	157	26.4	11.07	0.445	0.26940	608	33.2	164	0.419	1.64	258
7	162	28.5	11.39	0.443	0.32197	540	34.5	174	0.400	1.75	283
9	167	30.7	11.79	0.443	0.38688	384	28.5	149	0.384	1.82	304
11	172	32.5	11.97	0.455	0.45184	340	28.2	154	0.368	1.90	326
13	177	34.9	12.37	0.459	0.54268	308	29.4	167	0.354	1.95	346
15	182	36.6	12.55	0.458	0.60428	300	31.6	181	0.343	2.03	369
17	187	38.6	12.73	0.461	0.68727	284	33.3	195	0.330	2.10	392
19	192	40.8	13.06	0.457	0.77983	260	33.9	203	0.320	2.16	414
20	197	42.5	13.07	0.466	0.86311	224	31.9	193	0.308	2.20	433

B. Buk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	147	22.2	10.48	0.495	0.20065	928	35.9	186	0.472	1.27	186
3	152	23.6	10.69	0.494	0.23082	928	40.5	214	0.453	1.41	214
5	157	26.0	10.98	0.493	0.28736	516	27.3	148	0.422	1.52	239
7	162	28.1	11.31	0.496	0.34808	448	27.9	156	0.402	1.61	261
9	167	30.5	11.71	0.489	0.41865	320	23.4	134	0.384	1.67	279
11	172	32.4	11.88	0.490	0.48019	296	24.3	142	0.367	1.74	299
13	177	34.6	12.28	0.491	0.56664	276	26.0	156	0.355	1.80	319
15	182	36.3	12.44	0.490	0.63141	268	27.7	169	0.343	1.87	340
17	187	38.3	12.63	0.491	0.71456	256	29.5	183	0.330	1.94	362
19	192	40.5	12.96	0.489	0.81645	232	29.8	189	0.320	1.99	383
20	197	42.3	12.99	0.492	0.89821	204	28.7	183	0.307	2.04	401

C. Jeřáb

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	147	22.3	10.74	0.231	0.09684	140	5.5	14	0.482	0.10	14
3	152	24.1	10.96	0.230	0.11516	140	6.4	16	0.455	0.11	16
5	157	28.5	11.61	0.228	0.16865	92	5.9	16	0.407	0.12	19
7	162	30.4	11.82	0.227	0.19483	92	6.7	18	0.389	0.13	21
9	167	32.1	12.22	0.231	0.22805	64	5.2	15	0.381	0.14	23
11	172	33.5	12.57	0.236	0.26113	44	3.9	11	0.375	0.15	25
13	177	37.2	13.20	0.234	0.33597	32	3.5	11	0.355	0.15	26
15	182	39.1	13.42	0.234	0.37708	32	3.8	12	0.343	0.15	27
17	187	41.9	13.66	0.232	0.43778	28	3.9	12	0.326	0.15	28
19	192	43.3	13.93	0.232	0.47642	28	4.1	13	0.322	0.15	29
20	197	44.8	13.94	0.230	0.50516	20	3.1	10	0.311	0.15	30

D. Smrk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	147	32.0	9.00	0.348	0.25174	4	0.3	1	0.281	0.01	1
3	152	33.7	9.10	0.345	0.27999	4	0.4	1	0.270	0.01	1

Tab. 51: Charakteristiky růstu bukového porostu na TVP 28 – U bukového pralesa C. Vysvětlivky viz tab. 50.

A. Celkem

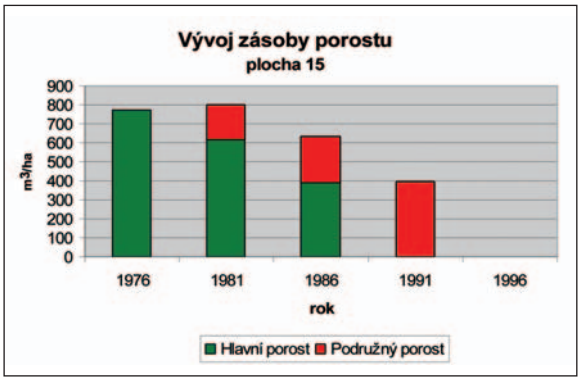
	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	121	33.1	20.67	0.486	0.86507	552	47.5	478	0.624	3.95	478
3	126	34.6	20.88	0.486	0.95456	552	51.9	527	0.603	4.18	527
5	131	35.6	20.97	0.486	1.01447	420	41.8	426	0.589	4.36	571
7	136	37.3	21.10	0.492	1.13372	344	37.6	390	0.566	4.51	613
9	141	39.2	21.60	0.490	1.27708	292	35.3	373	0.551	4.63	653
11	146	41.1	21.79	0.490	1.41700	276	36.6	391	0.530	4.75	693
13	151	42.6	22.00	0.492	1.54295	276	39.4	426	0.516	4.82	728
15	156	44.0	22.20	0.493	1.66303	276	42.0	459	0.505	4.88	761
17	161	45.3	22.36	0.493	1.77568	276	44.5	490	0.494	4.92	792
19	166	46.5	22.52	0.492	1.88332	276	46.8	520	0.484	4.95	822
20	171	47.5	22.64	0.493	1.97977	276	48.9	546	0.477	4.96	848

B. Buk

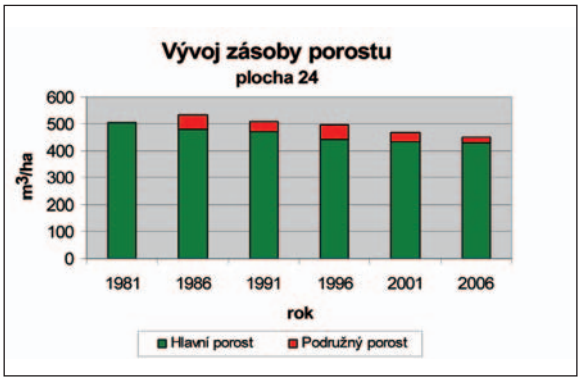
	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	121	32.8	20.65	0.489	0.85242	548	46.2	467	0.630	3.86	467
3	126	34.3	20.86	0.488	0.94089	548	50.5	516	0.608	4.10	516
5	131	35.2	20.94	0.489	0.99620	416	40.4	414	0.595	4.27	559
7	136	37.3	21.10	0.492	1.13372	344	37.6	390	0.566	4.42	601
9	141	39.2	21.60	0.490	1.27708	292	35.3	373	0.551	4.55	641
11	146	41.1	21.79	0.490	1.41700	276	36.6	391	0.530	4.66	681
13	151	42.6	22.00	0.492	1.54295	276	39.4	426	0.516	4.74	716
15	156	44.0	22.20	0.493	1.66303	276	42.0	459	0.505	4.80	749
17	161	45.3	22.36	0.493	1.77568	276	44.5	490	0.494	4.84	780
19	166	46.5	22.52	0.492	1.88332	276	46.8	520	0.484	4.88	810
20	171	47.5	22.64	0.493	1.97977	276	48.9	546	0.477	4.89	836

C. Smrk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	121	64.0	23.00	0.351	2.59816	4	1.3	10	0.359	0.08	10
3	126	66.3	23.40	0.350	2.82602	4	1.4	11	0.353	0.09	11
5	131	66.9	23.70	0.350	2.91508	4	1.4	12	0.354	0.09	12



Obr. 180: Vývoj zásoby hroubí v m³.ha⁻¹ hlavního a podružného smrkového porostu na TVP 15 – Strmá stráň E.



Obr. 181: Vývoj zásoby hroubí v m³.ha⁻¹ hlavního a podružného smrkového porostu na TVP 24 – Střední hora.

Tab. 52: Charakteristiky růstu smrkobukového porostu na TVP 6 – V Bažinkách 2. Vysvětlivky viz tab. 50.

A. Celkem

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	205	37.3	23.45	0.473	1.21257	412	45.0	500	0.629	2.44	500
3	210	38.7	23.63	0.472	1.31152	412	48.5	540	0.611	2.57	540
5	215	39.8	23.24	0.474	1.36995	302	37.5	414	0.584	2.66	571
7	220	42.0	23.03	0.477	1.52254	236	32.6	359	0.548	2.72	599
9	225	44.2	23.01	0.480	1.69359	212	32.5	359	0.521	2.79	628
11	230	45.2	22.70	0.479	1.74309	200	32.1	349	0.502	2.84	654
13	235	47.0	22.61	0.476	1.86809	182	31.5	340	0.481	2.90	681
15	240	48.8	22.49	0.478	2.00959	172	32.2	346	0.461	2.94	705
17	245	50.8	22.51	0.478	2.17986	164	33.3	357	0.443	2.98	729
19	250	53.1	22.69	0.473	2.37766	148	32.7	352	0.427	3.01	752
20	255	54.6	22.62	0.475	2.51316	136	31.9	342	0.414	3.03	773

B. Buk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	205	33.4	21.52	0.496	0.93489	320	28.1	299	0.644	1.46	299
3	210	34.9	21.75	0.496	1.03169	320	30.6	330	0.623	1.57	330
5	215	36.2	21.76	0.492	1.10261	248	25.5	273	0.601	1.65	354
7	220	38.5	21.64	0.498	1.25360	196	22.8	246	0.562	1.71	377
9	225	40.6	21.52	0.503	1.40191	176	22.8	247	0.530	1.77	399
11	230	42.2	21.41	0.503	1.50530	168	23.5	253	0.507	1.83	420
13	235	43.6	21.15	0.505	1.59597	150	22.4	239	0.485	1.88	442
15	240	45.6	21.02	0.506	1.73863	142	23.1	247	0.461	1.92	462
17	245	47.5	20.95	0.510	1.89285	134	23.7	254	0.441	1.96	481
19	250	49.5	20.97	0.509	2.05573	118	22.7	243	0.424	1.99	498
20	255	51.0	20.87	0.514	2.19099	108	22.1	237	0.409	2.02	515

C. Smrk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	205	48.4	30.18	0.392	2.17839	92	16.9	200	0.624	0.98	200
3	210	49.7	30.18	0.390	2.28486	92	17.9	210	0.607	1.00	210
5	215	53.4	30.04	0.386	2.59775	54	12.1	140	0.563	1.01	218
7	220	56.1	29.82	0.385	2.84034	40	9.9	114	0.532	1.02	224
9	225	58.6	30.31	0.382	3.11959	36	9.7	112	0.517	1.02	229
11	230	58.7	29.44	0.375	2.99151	32	8.7	96	0.502	1.02	235
13	235	60.3	29.44	0.374	3.14364	32	9.1	101	0.488	1.02	239
15	240	61.8	29.47	0.372	3.29216	30	9.0	99	0.477	1.02	244
17	245	63.6	29.47	0.370	3.46180	30	9.5	104	0.463	1.02	249
19	250	65.4	29.47	0.368	3.64392	30	10.1	109	0.451	1.02	255
20	255	66.7	29.36	0.366	3.75582	28	9.8	105	0.440	1.02	259

Tab. 53: Charakteristiky růstu smrkobukového porostu na TVP 7 – V Bažinkách 1. Vysvětlivky viz tab. 50.

A. Celkem

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	205	44.1	29.36	0.477	2.14090	243	37.1	520	0.666	2.54	520
3	210	45.6	29.56	0.478	2.30983	243	39.7	561	0.648	2.67	561
5	215	47.5	29.52	0.477	2.49607	209	37.0	522	0.621	2.77	596
7	220	49.4	29.42	0.477	2.68979	179	34.3	481	0.596	2.86	629
9	225	51.2	29.49	0.472	2.86596	150	30.9	430	0.576	2.92	657
11	230	52.7	29.30	0.471	3.01083	134	29.2	403	0.556	2.97	682
13	235	54.4	29.24	0.470	3.19153	124	28.8	396	0.538	3.01	708
15	240	55.7	29.17	0.472	3.35577	119	29.0	399	0.524	3.05	733
17	245	57.4	29.22	0.470	3.55040	109	28.2	387	0.509	3.09	756
19	250	59.3	29.24	0.467	3.77171	100	27.6	377	0.493	3.11	777
20	255	60.9	29.12	0.464	3.93209	92	26.8	362	0.478	3.13	797

B. Buk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	205	41.5	28.58	0.497	1.92126	215	29.1	413	0.689	2.01	413
3	210	43.1	28.80	0.497	2.08688	215	31.3	449	0.668	2.14	449
5	215	44.7	28.66	0.499	2.24300	182	28.5	408	0.641	2.22	478
7	220	46.3	28.48	0.502	2.40535	154	25.9	370	0.615	2.30	507
9	225	47.7	28.40	0.499	2.53110	126	22.5	319	0.595	2.36	530
11	230	48.8	28.07	0.503	2.63842	111	20.8	293	0.575	2.39	550
13	235	50.2	27.88	0.504	2.77918	101	20.0	281	0.555	2.43	571
15	240	51.8	27.79	0.505	2.95634	97	20.5	287	0.536	2.46	591
17	245	53.1	27.69	0.506	3.10164	87	19.3	270	0.521	2.49	610
19	250	54.7	27.54	0.506	3.27588	78	18.3	256	0.503	2.50	626
20	255	55.7	27.19	0.508	3.36423	70	17.1	235	0.488	2.51	641

C. Smrk

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	205	60.1	35.39	0.381	3.82738	28	7.9	107	0.589	0.52	107
3	210	61.7	35.39	0.380	4.02181	28	8.4	113	0.574	0.53	112
5	215	63.3	35.31	0.378	4.20191	27	8.5	113	0.558	0.54	117
7	220	65.3	35.24	0.376	4.44195	25	8.4	111	0.540	0.55	122
9	225	66.8	35.23	0.375	4.62396	24	8.4	111	0.527	0.56	127
11	230	68.2	35.24	0.373	4.80811	23	8.4	111	0.517	0.57	132
13	235	69.7	35.24	0.372	5.00230	23	8.8	115	0.506	0.58	136
15	240	70.5	35.27	0.372	5.11692	22	8.6	113	0.500	0.59	141
17	245	72.0	35.27	0.371	5.32505	22	9.0	117	0.490	0.59	145
19	250	73.5	35.27	0.370	5.52965	22	9.3	122	0.480	0.60	150
20	255	75.1	35.27	0.367	5.73890	22	9.7	126	0.470	0.60	154

Tab. 54: Charakteristiky růstu smrkového porostu na TVP 11 – Strmá stráň A. Vysvětlivky viz tab. 50.

Celkem (smrk)

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	188	34.1	11.12	0.458	0.46462	296	26.9	138	0.326	0.73	138
3	193	35.2	11.08	0.455	0.49090	292	28.3	143	0.315	0.76	146
5	198	40.5	12.86	0.401	0.66477	204	26.3	136	0.318	0.78	155
7	203	43.0	13.54	0.388	0.76246	164	23.8	125	0.315	0.79	161
9	208	45.5	13.97	0.383	0.86930	128	20.7	111	0.307	0.80	167
11	213	47.0	13.87	0.382	0.91823	120	20.7	110	0.295	0.81	173
13	218	48.5	13.87	0.380	0.97254	120	22.1	117	0.286	0.82	179
15	223	50.3	13.93	0.378	1.04502	112	22.2	117	0.277	0.83	185
17	228	52.4	14.15	0.371	1.13177	108	23.2	122	0.270	0.84	191
19	233	53.8	14.15	0.369	1.18538	108	24.5	128	0.263	0.85	197
20	238	55.8	14.31	0.364	1.27523	104	25.4	133	0.256	0.85	203

Tab. 55: Charakteristiky růstu smrkového porostu na TVP 15 – Strmá stráň E. Vysvětlivky viz tab. 50.

Celkem (smrk)

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	186	56.0	32.68	0.395	3.17555	244	60.1	775	0.584	4.17	775
3	191	57.0	32.68	0.393	3.27467	244	62.2	799	0.573	4.18	799
5	196	59.6	33.19	0.389	3.59811	176	49.1	633	0.557	4.17	818
7	201	63.1	34.08	0.386	4.11876	96	30.0	395	0.540	4.10	825
9	206	22.6	18.50	0.414	0.30741	4	0.2	1	0.819	4.00	825

Tab. 56: Charakteristiky růstu smrkového porostu na TVP 24 – Střední hora. Vysvětlivky viz tab. 50.

Celkem (smrk)

	Sdružený porost									Přírůsty	
Perioda	**t**	**d**	**h**	**f**	**v**	**N**	**G**	**V**	**h/d**	**CPP**	**COP**
1	164	39.6	21.46	0.386	1.02067	496	61.1	506	0.542	3.09	506
3	169	40.8	21.46	0.383	1.07551	496	64.8	533	0.526	3.15	533
5	174	42.0	21.57	0.382	1.14189	444	61.6	507	0.514	3.21	559
7	179	43.4	21.78	0.380	1.22422	404	59.8	495	0.502	3.26	583
9	184	45.1	21.95	0.377	1.32155	352	56.2	465	0.487	3.30	608
11	189	46.2	21.95	0.375	1.38078	328	55.0	453	0.475	3.32	627
13	194	48.5	22.07	0.371	1.51336	300	55.4	454	0.455	3.36	651
15	199	50.0	22.14	0.370	1.60826	288	56.6	463	0.443	3.39	674
17	204	51.5	22.10	0.367	1.68849	280	58.2	473	0.429	3.41	695
19	209	52.8	22.09	0.366	1.77192	276	60.5	489	0.418	3.43	716
20	214	54.0	22.09	0.364	1.84175	276	63.2	508	0.409	3.43	735

mu nárůstu odumřelého dřeva hroubí vlivem intenzivního žíru kůrovců došlo v letech 1987 – 1991, kdy odumřelo 20 – 394 $m^3.ha^{-1}$ dřeva hroubí. Smrkový porost na TVP 15 postupně zcela defolioval lýkožrout smrkový, proto je zde v poslední periodě simulace stromového patra tohoto porostu (v letech 1986 - 1991) vypočtena pouze zásoba podružného porostu. Podobně tomu bylo i na TVP (3, 14, 16, 17, 18, 19, 25, 26) ve smrkových porostech, které byly postiženy žírem kůrovců. Od roku 1992 byl nárůst odumřelého dřeva na TVP 11 (v ekotonu horní hranice lesa v dosahu turbulentního prostoru A-O systému Mumlavy – větve Labského dolu) ve třech periodách minimální a pohyboval se v rozmezí 1 – 7 $m^3.ha^{-1}$. Podobně tomu bylo i ve smrkových porostech na TVP 4, 5, 10, 12 a 20.

Podstatně menší mortalita byla na TVP 24 (v ekotonu horní hranice lesa v relativně chráněné poloze v závětří Sněžky). K relativně největšímu nárůstu odumřelého dřeva hroubí zde došlo v letech 1982 – 1986, kdy celkem odumřelo 52 $m^3.ha^{-1}$. V následující periodě 1987 -1991 zde odumřelého 36 $m^3.ha^{-1}$ dřeva. V letech 1992 – 1996 to bylo 54 $m^3.ha^{-1}$ dřeva. Od roku 1997 byl nárůst odumřelého dřeva v obou periodách minimální a pohyboval se v rozmezí 24 až 33 $m^3.ha^{-1}$. Podobně tomu bylo i ve smrkových porostech na TVP 21, 22 a 23.

5.7 Dynamika poškození stromového patra a změny vegetace

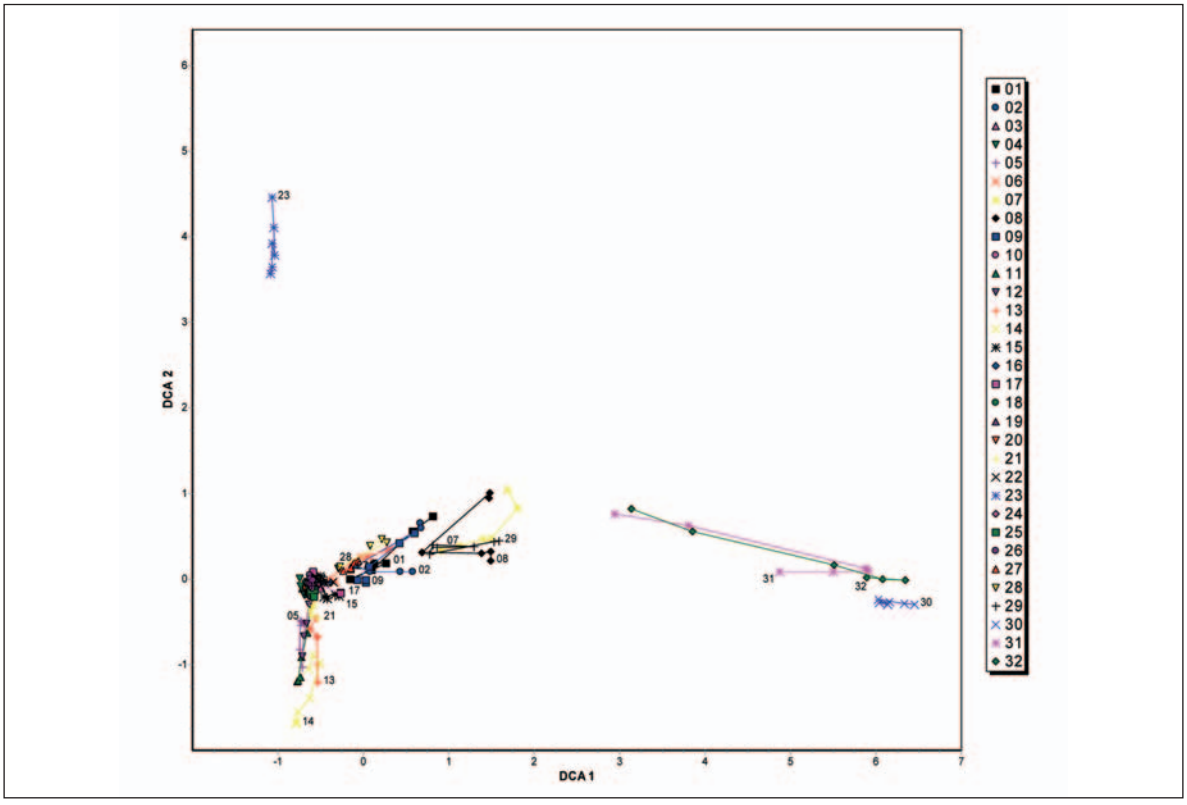
5.7.1 Numerická klasifikace

Klasifikace procedurou TWINSPAN (příl. 2) přinesla rozlišení jednotlivých základních klasifikačních tříd fytocenóz, které jsou dobře popsatelné pomocí specifického druhového složení (příl. 3).

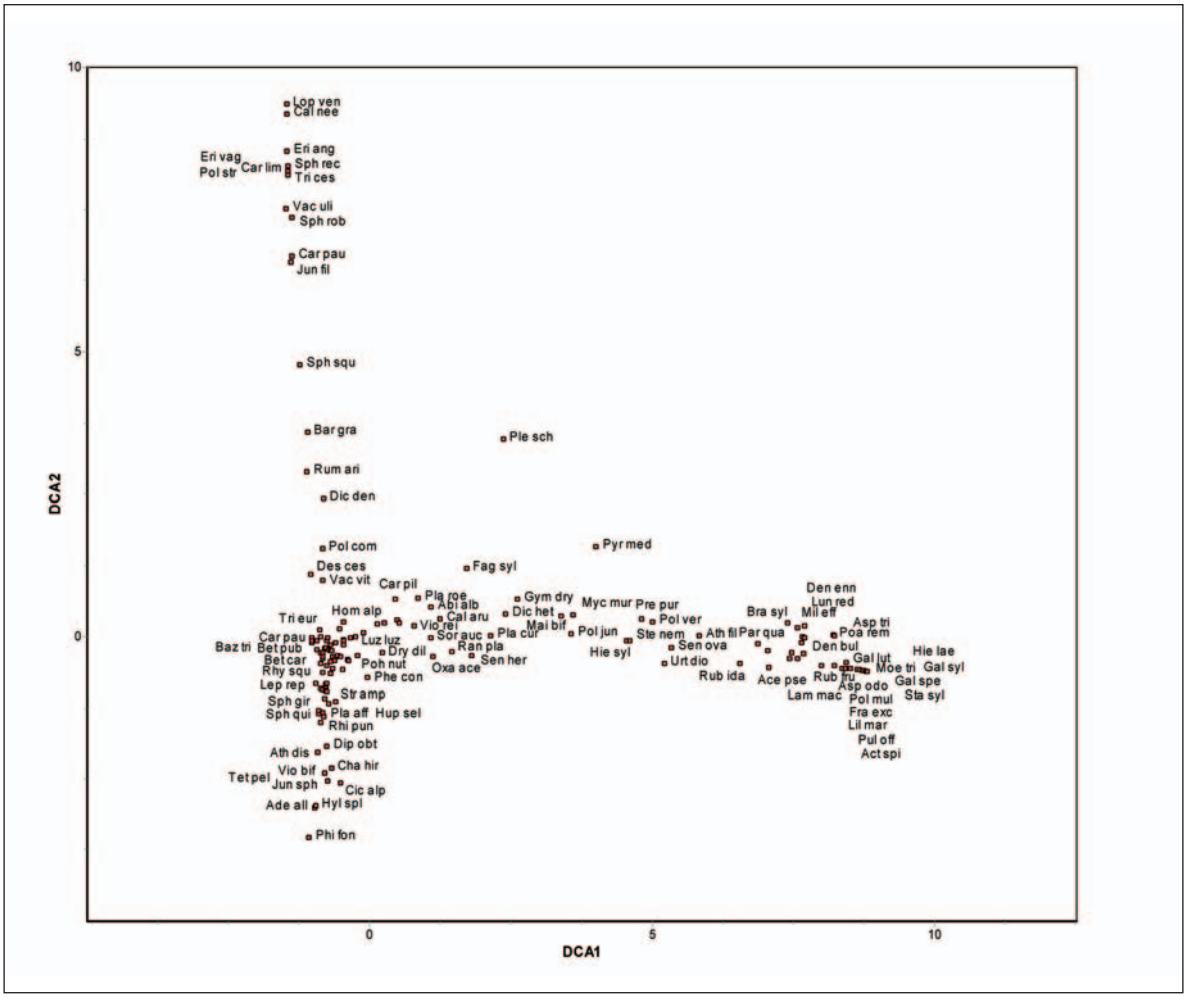
Na základě klasifikace se podařilo rozlišit společenstva supramontánních smrkových lesů (skupina *00, která je význačná přítomností *Streptopus amplexifolius, Athyrium distentifolium, Sphagnum girgensohnii, Deschampsia cespitosa* a *Mylia taylorii*), v rámci nichž mají samostatné postavení společenstva na plochách 13 a 14 (skupina *0010 s *Adenostyles alliariae a Rhizomnium punctatum*), kde došlo v průběhu vývoje k částečnému nebo úplnému rozpadu stromového patra, a společenstvo na ploše 23 (skupina *000 s indikačním druhem *Carex limosa*), které se jeví jako stabilní.

Mezi typické supramontánní smrčiny náleží společenstva klasifikační skupiny *0011 na plochách 11, 12, 5, 4, 10, 24 a 21, která vykazují značnou stabilitu druhového složení. Do této klasifikační skupiny rovněž příslušela společenstva na plochách 3, 25, 15 a 17 v období na začátku 80. let, přičemž zde však došlo dříve nebo později k rozpadu stromového patra, jehož následkem se změnilo i začlenění společenstva do jiné klasifikační skupiny, a to v rámci montánních smrkových lesů (*010) - otevřením stromového patra zřejmě došlo ke změně teplotního režimu na těchto stanovištích. K obdobné změně došlo i na ploše 20, což může indikovat její polohu na pomezí mezi montánními a supramontánními smrčinami.

Typické horské smrčiny jsou soustředěny v klasifikační skupině *010 (respektive ve skupině *0100), přičemž je význačná přítomnost druhů *Avenella flexuosa* s vysokou dominancí, *Trientalis europaea* a *Epilobium angustifolium*. Jedná se o společenstva na plochách 22 a 26, která byla po dobu sledování značně stabilní a dále o společenstva ploch 16, 18 a 19, kde došlo k rozpadu stromového patra. Do této



Obr. 182: Poloha všech fytocenologických snímků z TVP 1 – 32 v ordinačním prostoru první a druhé osy DCA. Každá série snímků pořízených na jedné ploše je spojena trajektorií a ta je označena číslem příslušné plochy na svém počátku (odpovídajícím roku 1980, na plochách 11 až 15 roku 1976).



Obr. 183: Poloha druhů v ordinačním prostoru první a druhé osy DCA (ordinační analýza viz obr. 182).

klasifikační skupiny náležejí i společenstva vzniklá po rozpadu stromového patra, která jsou soustředěna do klasifikačních podskupin *0101 (charakterizované dominantní *Calamagrostis villosa* a dále *Gentiana asclepiadea* a *Epilobium montanum*) a *0100101 (s druhy *Galium saxatile*, *Gentiana asclepiadea* a *Epilobium angustifolium*).

Bukosmrkové lesy 5. až 7. lesního vegetačního stupně jsou soustředěny v klasifikační skupině *011. Vyskytuje se zde řada indikátorů smrkových lesů společně s druhy bučin. Struktura těchto společenstev (plochy 1, 2 , 6, 9, 27) je v čase značně stabilní, výjimečně dochází k přesunu klasifikace společenstva do skupiny *10 (plocha 28), což je možno interpretovat jako změnu vyvolanou relativním "oteplením" stanoviště.

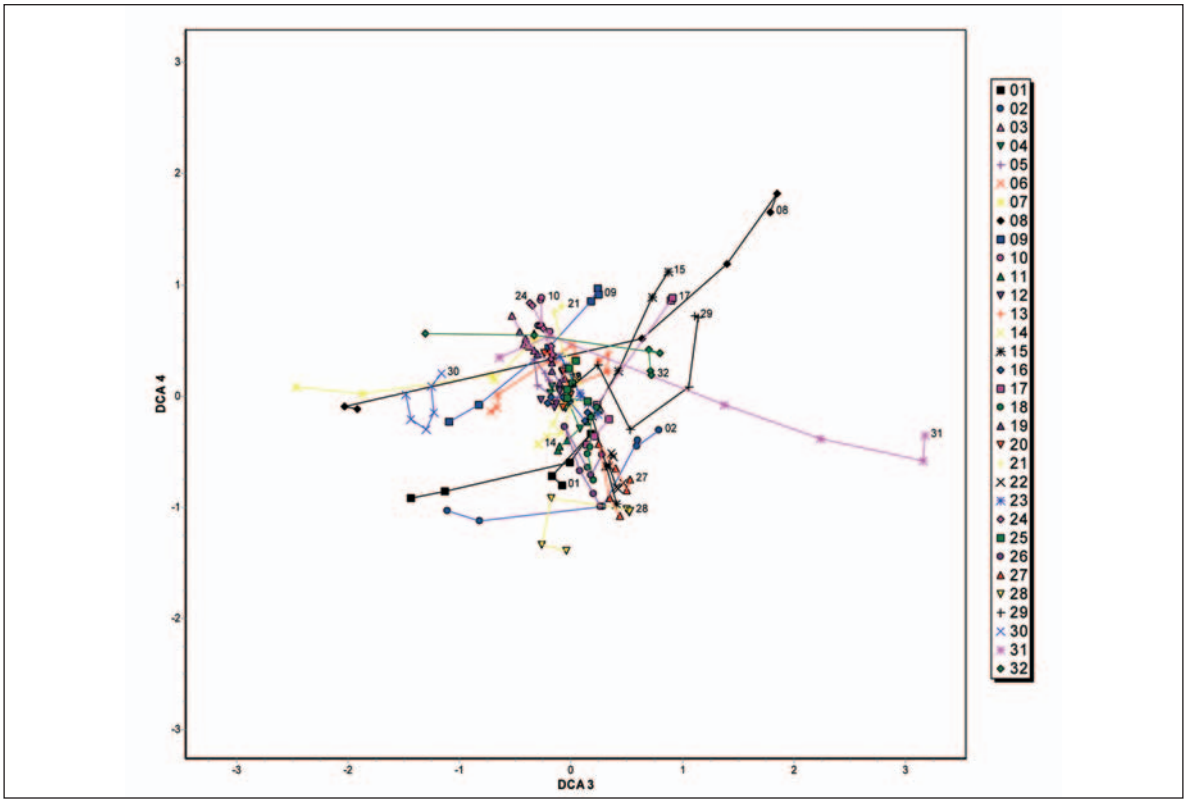
Bukové až smrkobukové porosty na plochách 7, 8 a 29 vytvářejí společenstva obdobná předchozím, chybí zde však indikátory klasických smrčin. Porosty je možno zařadit do 6. - 7 lesního vegetačního stupně. Jedná se o klasifikační skupinu *10.

Typické bukové porosty na plochách 30, 31 a 32 vytvářejí společenstva klasifikační skupiny *11.

5.7.2 Ordinační analýza

Relativně snadná je interpretace prvých dvou ordinačních os (obr. 182 - 183) na rozdíl od třetí a čtvrté ordinační osy (obr. 184 - 185). Vysoké hodnoty podél první osy nalézáme u společenstev bukových lesů (30, 31, 32), které většinou vykazují i výrazné změny v průběhu času. Následuje trojice ploch 7, 8 a 29 reprezentující typická smrkobuková společenstva. Za nimi při snižujícím se skóre podél první osy následují porosty vyšších nadmořských výšek.

Druhá ordinační osa odděluje supramontánní společenstva smrčin s prvky alpinských niv - typickým příkladem jsou plochy 13 a 14. Na druhé straně leží plocha 23.



Obr. 184: Poloha všech fytocenologických snímků z TVP 1 – 32 v ordinačním prostoru třetí a čtvrté osy DCA. Každá série snímků pořízených na jedné ploše je spojena trajektorií a ta je označena číslem příslušné plochy na svém počátku (odpovídajícím roku 1980, na plochách 11 až 15 roku 1976).

Zřetelné je postupné přibližování nejvzdálenějších trajektorií středu ordinačního prostoru, což dokládá postupné snižování různorodosti lesních společenstev v oblasti Krkonoš. Odlišitelný však ještě jeden trend pozorovatelný u bukových porostů (plochy 7, 8, 1, 2, 28, 6, 9). Ten se projevuje jakýmsi zalomením trajektorií ve směru vzrůstajících hodnot první i druhé ordinační osy.

5.7.3 Vývoj vegetace na jednotlivých TVP

Vývoj různých sledovaných charakteristik vegetace od roku 1980 (resp. 1976 na TVP 11 - 15) byl vyjádřen graficky, přičemž plochy byly seřazeny podle zařazení fytocenologického snímku z roku 1980 do určité základní klasifikační třídy (obr. 186 - 220):

- Smrkové porosty skupiny *0000: TVP 23 (obr. 186).
- Smrkové porosty skupiny *0010 (obr. 187 - 188): Na obou zařazených TVP (13 a 14) došlo k rozpadu stromového patra.
- Smrkové porosty skupiny *0011 (obr. 189 - 201): Zde jsou zařazeny TVP 10, 21, 20, 24, 4, 12, 15, 5 a 11 (v tomto pořadí vzrůstá míra změny druhového složení vegetace), dále sem patří TVP 3, 25 a 17, na nichž došlo k rozpadu stromového patra. Až na TVP 17 se jedná o autochtonní smrkový porost. Změna složení přízemní vegetace bývá slabá, střední až vysoká (to i při stabilitě stromového patra.
- Smrkové porosty skupiny *0100 (obr. 202 - 206): Sem náleží TVP 22 a 18 s porostem hodnoceným jako autochtonní a TVP 16, 26 a 19 s alochtonním porostem. Na všech plochách až na TVP 22 došlo k rozpadu stromového patra.

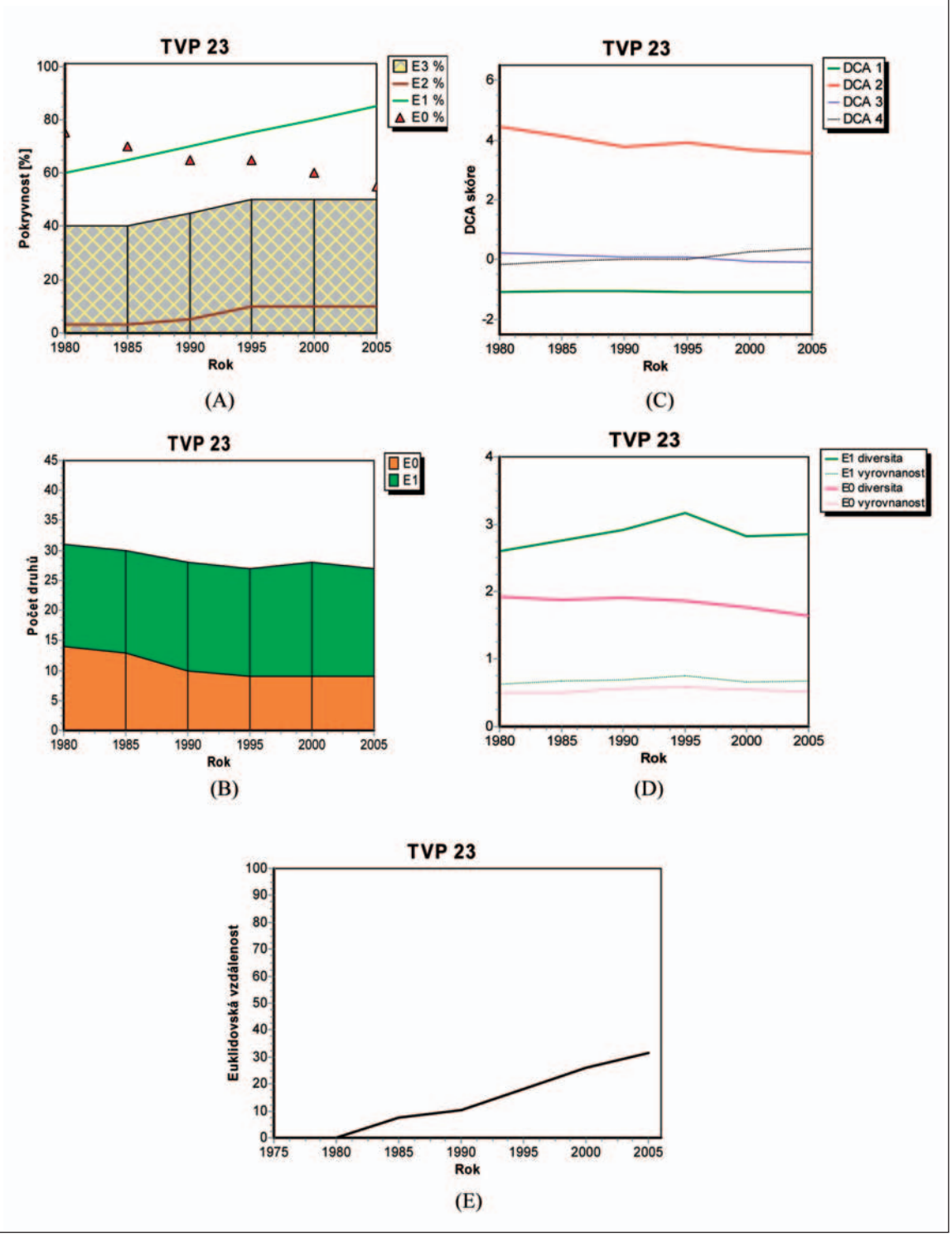
Při porovnání všech ploch se smrkovým porostem je patrné, že ani rozpad stromové etáže není příčinou nejvyšších změn v přízemních etážích, pokud se tyto změny hodnotí kvantitativně pomocí změny pokryvnosti zúčastněných

Obr. 185: Poloha druhů v ordinačním prostoru třetí a čtvrté osy DCA (ordinační analýza viz obr. 184).

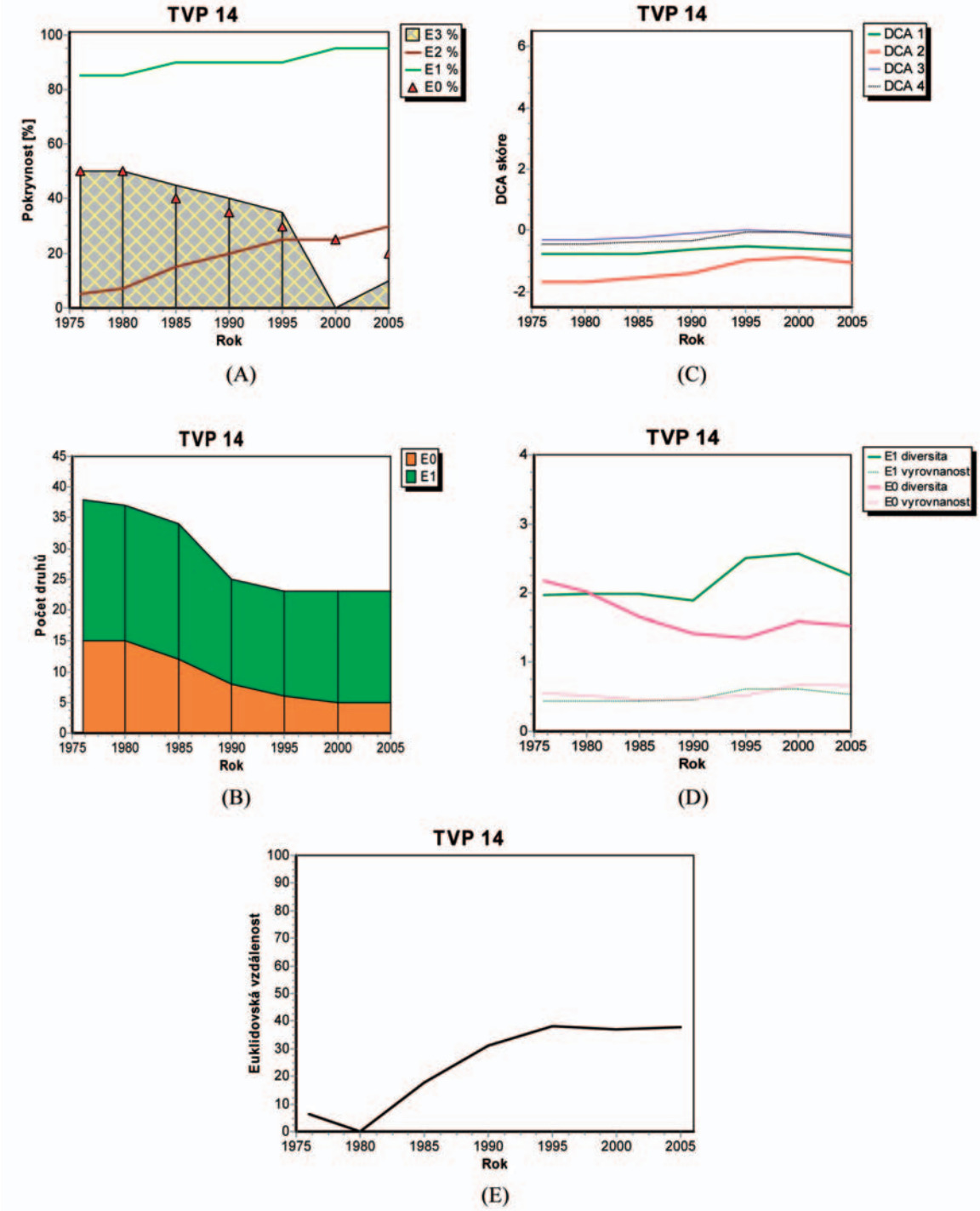
druhů (například pomocí euklidovské distance nebo s využitím skóre podél ordinačních os). Změny mohou být spíš patrné ve změně klasifikace vegetace a to zvláště v případě zdůraznění údajů presence - absence druhů.

- Smrkobukové porosty skupiny *0110 (obr. 207 - 208): TVP 9, 6.
- Smrkobukové až bukové porosty skupiny *0111 (obr. 209 - 212): TVP 2, 27, 1 a 28.
- Smrkobukové porosty skupiny *1000 (sm-bk): TVP 7 (obr. 213).
- Bukové porosty s příměsí smrku skupiny *1010: TVP 29 (obr. 214).
- Smrkobukové porosty skupiny *1011: TVP 8 (obr. 215 - 216).
- Bukové porosty skupiny *1100: TVP 31 (obr. 217).
- Bukové porosty skupiny *1101: TVP 32 (obr. 218 - 219).
- Bukové porosty skupiny *1111: TVP 30 (obr. 220).

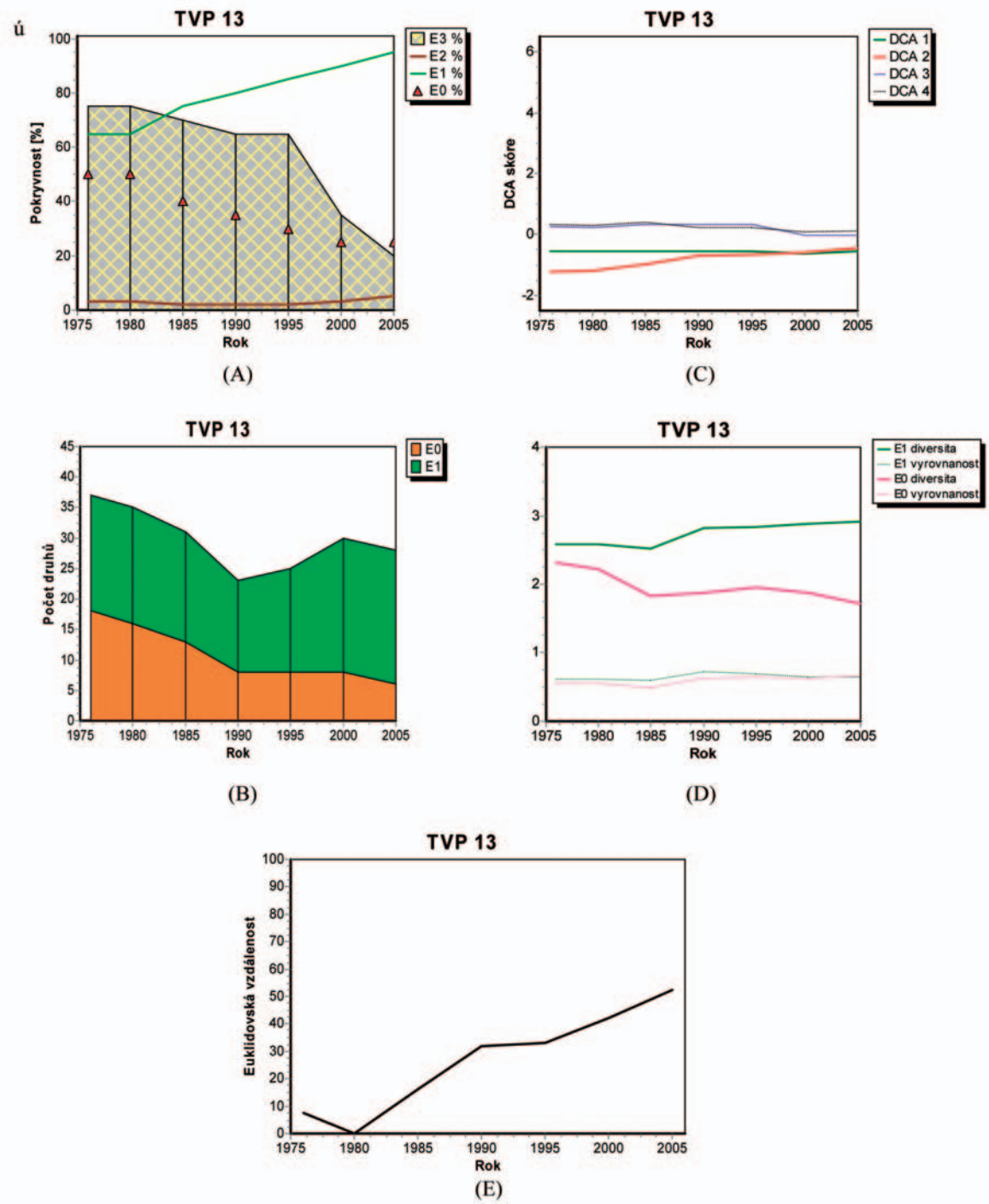
Rostlinná společenstva v rámci bukových a smíšených porostů většinou vykazují střední až vysokou změnu druhové struktury, což je způsobeno jejich vyšší počáteční druhovou diversitou v bylinné etáži.



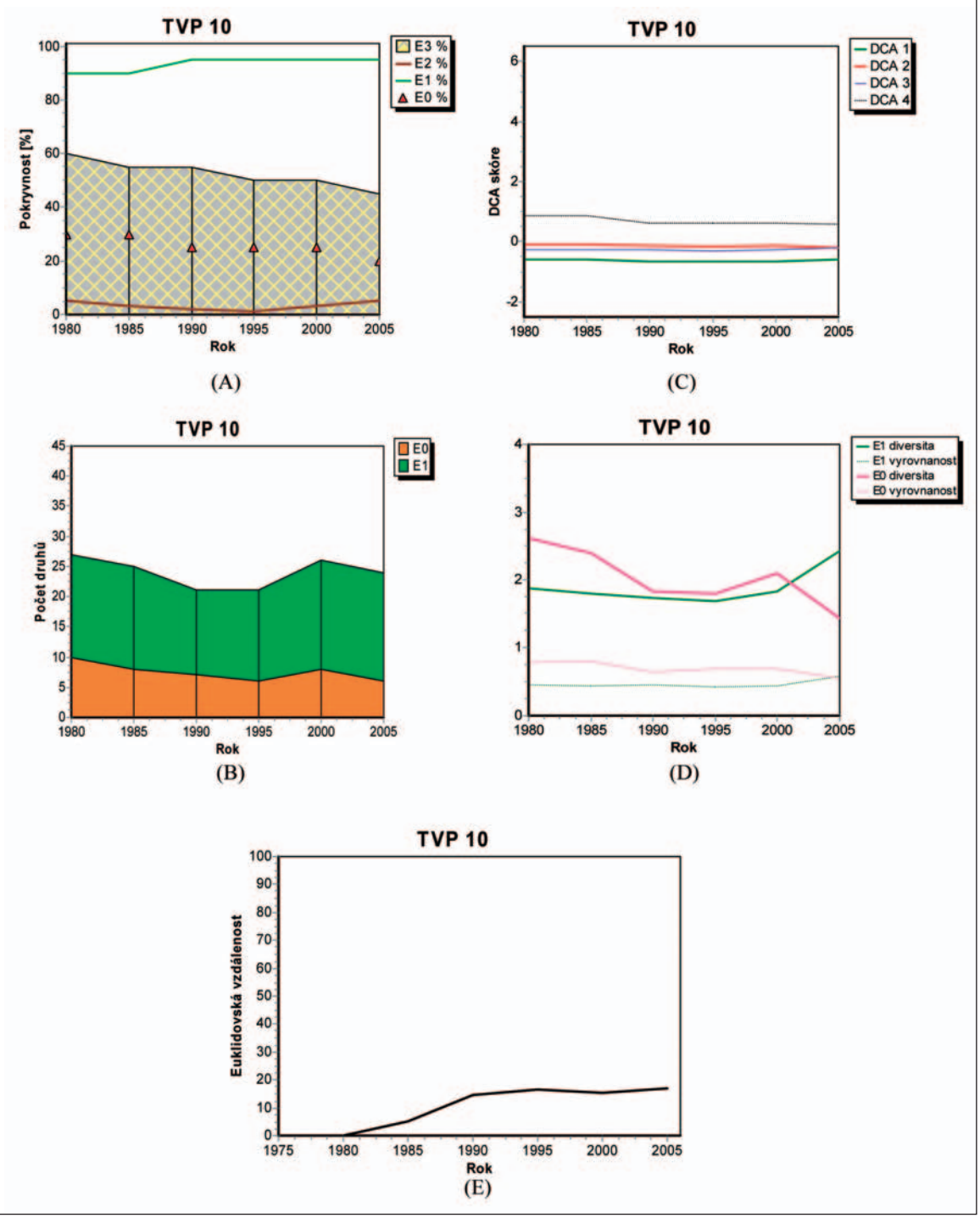
Obr. 186: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 23 - Václavák: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



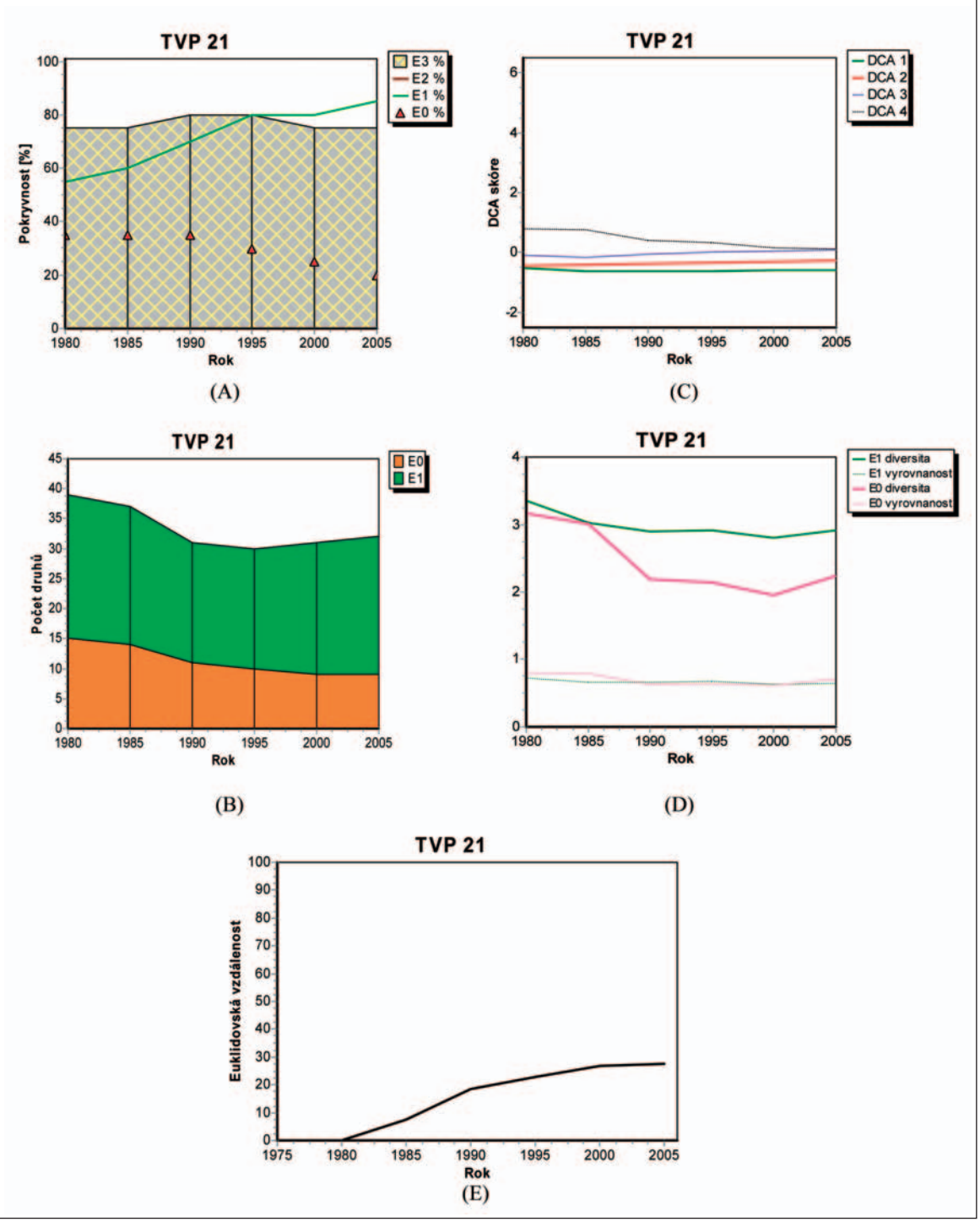
Obr. 187: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 14 – Strmá stráň D: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



Obr. 188: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 13 - Strmá stráň C: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

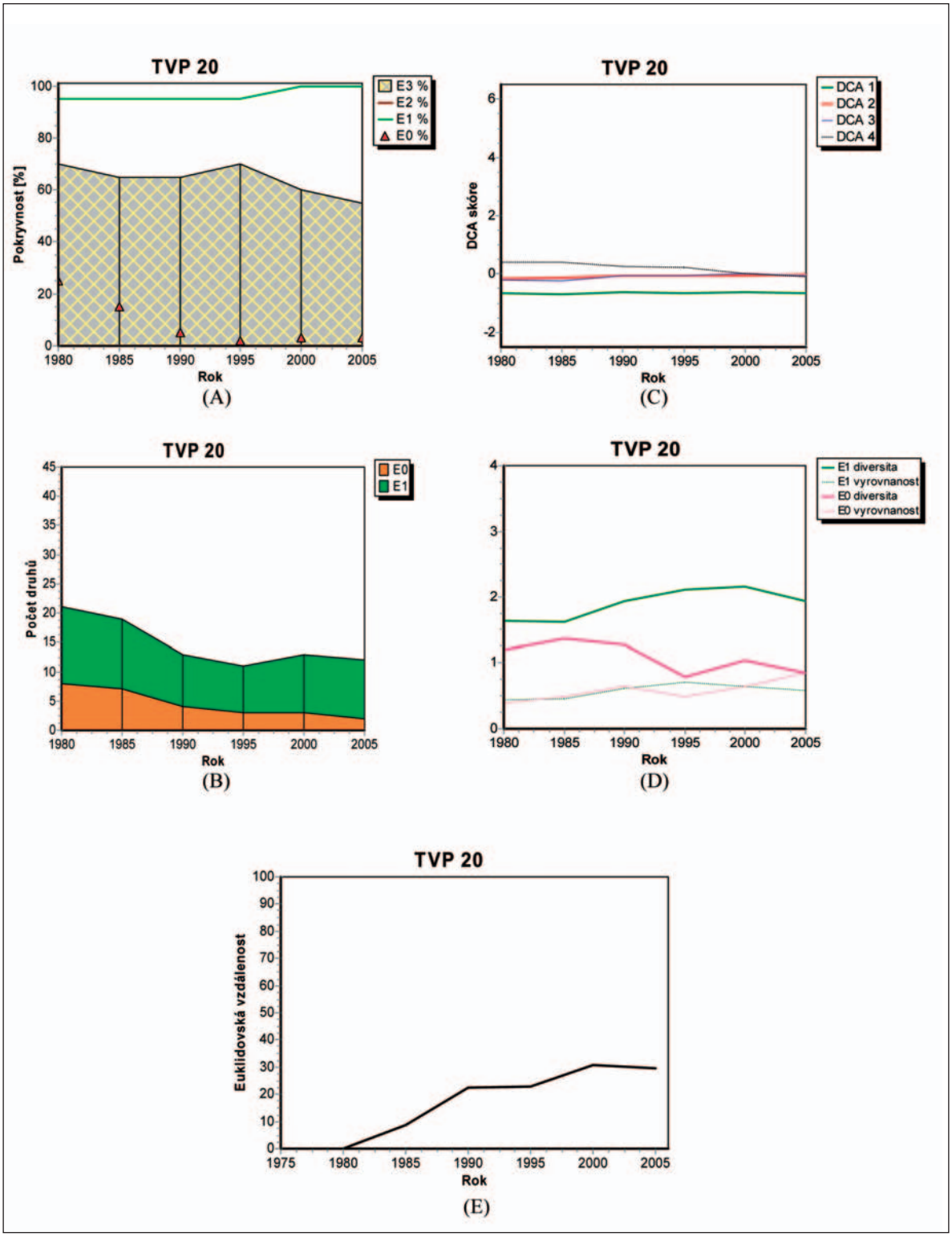


Obr. 189: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 10 – Pod Vysokým Kolem: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

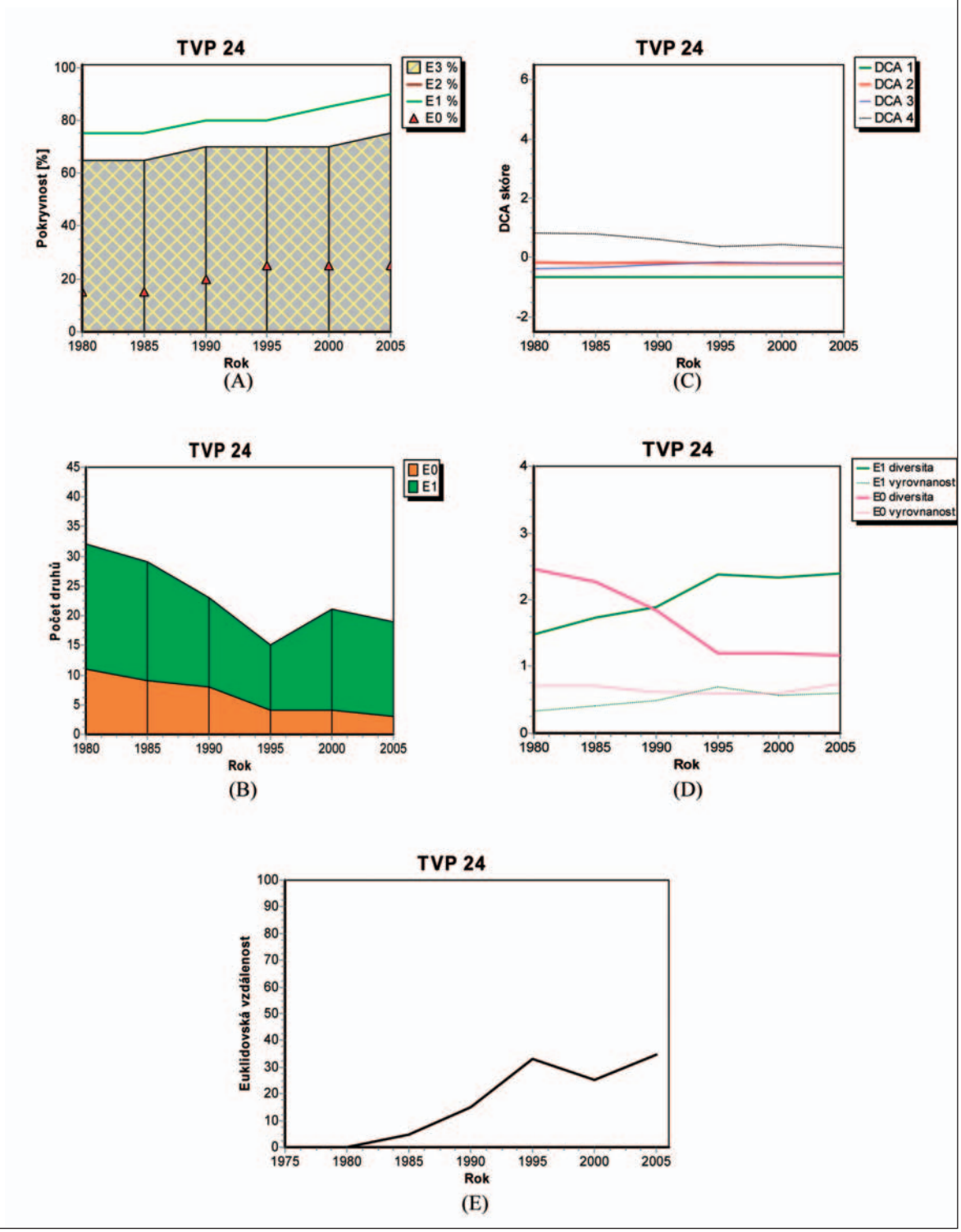


Obr. 190: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 21 – Modrý důl: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

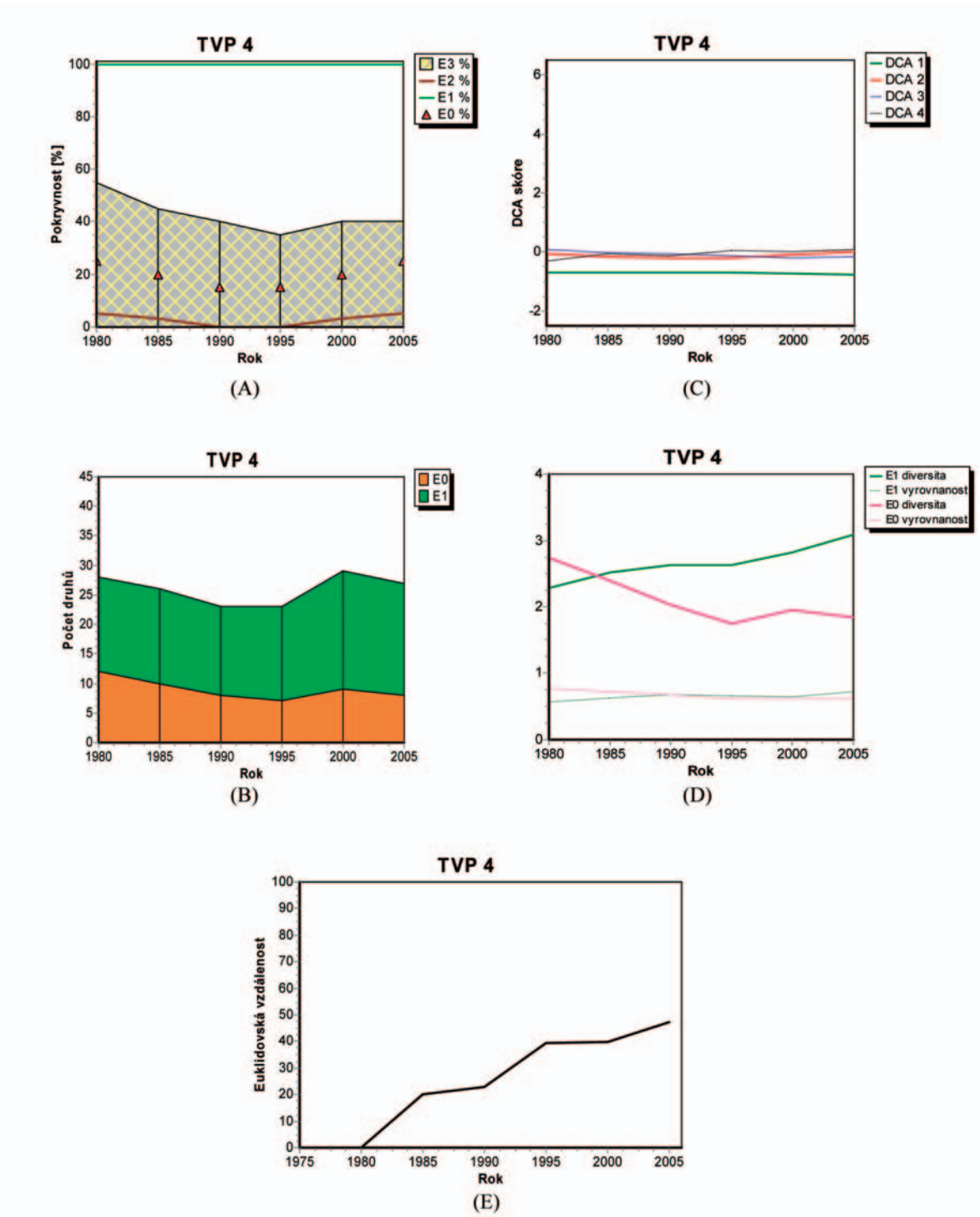
Obr. 191: Interiér smrkového porostu TVP 21 – Modrý důl (foto: S. Vacek).



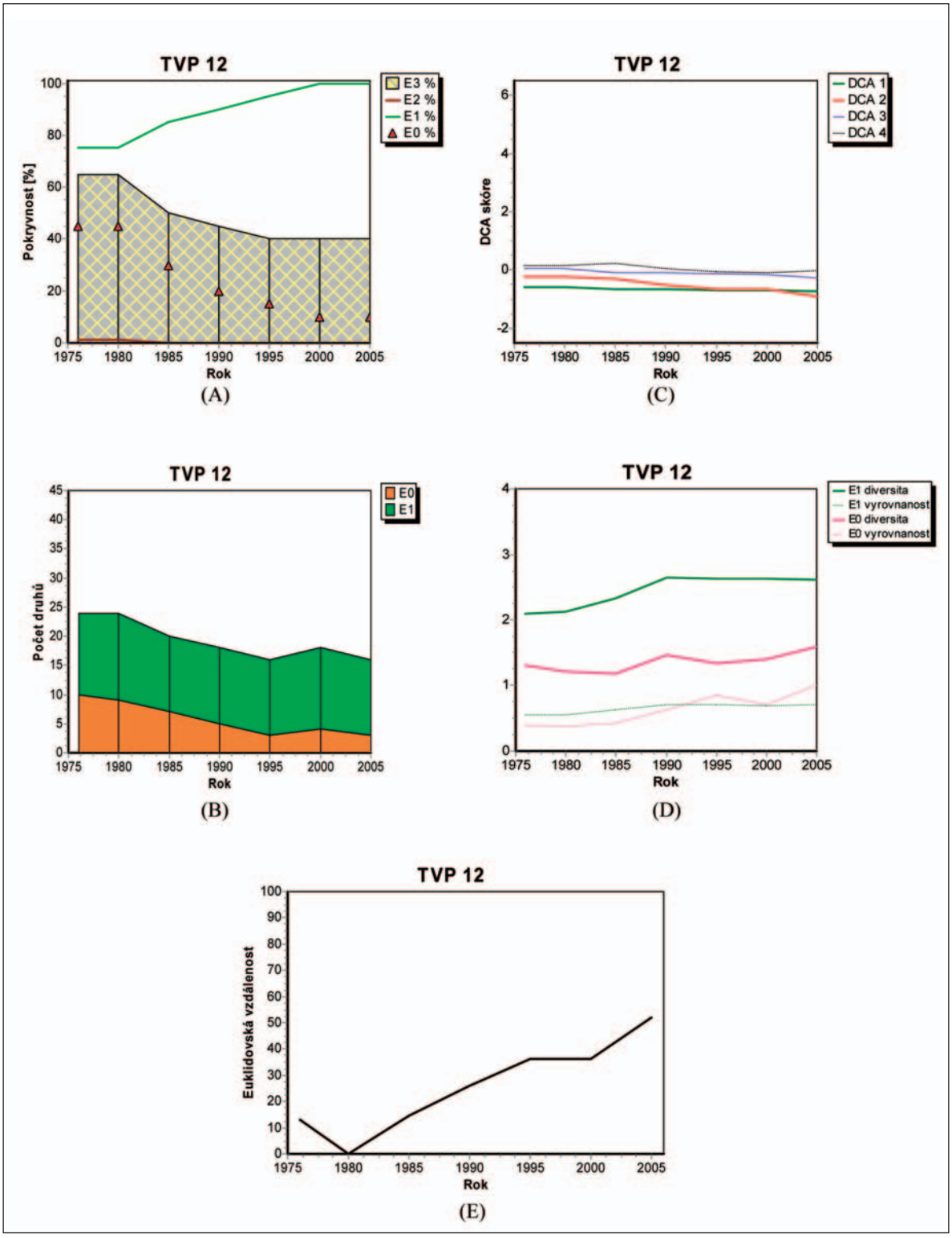
Obr. 192: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 20 – Pod Liščí horou: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



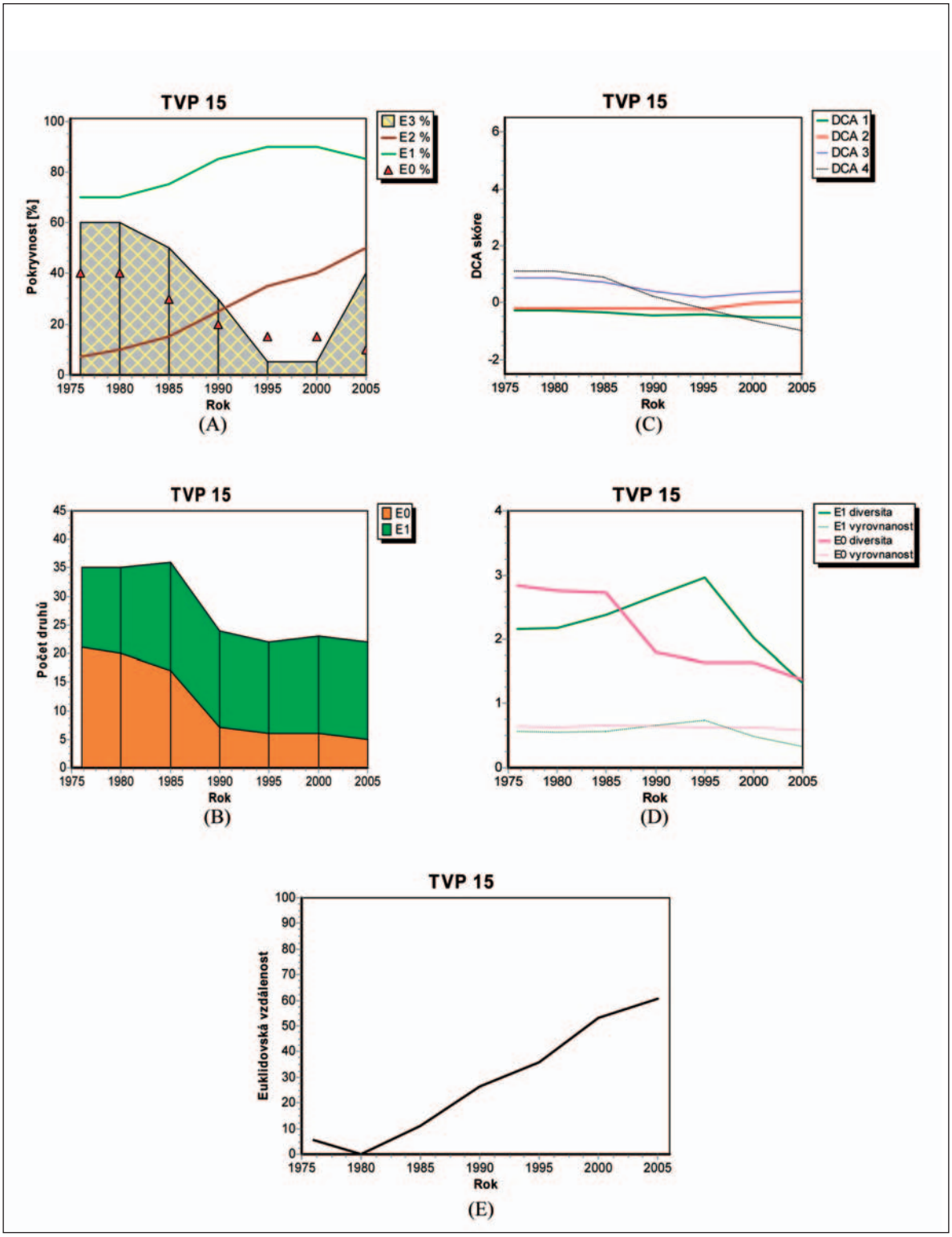
Obr. 193: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 24 – Střední hora: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



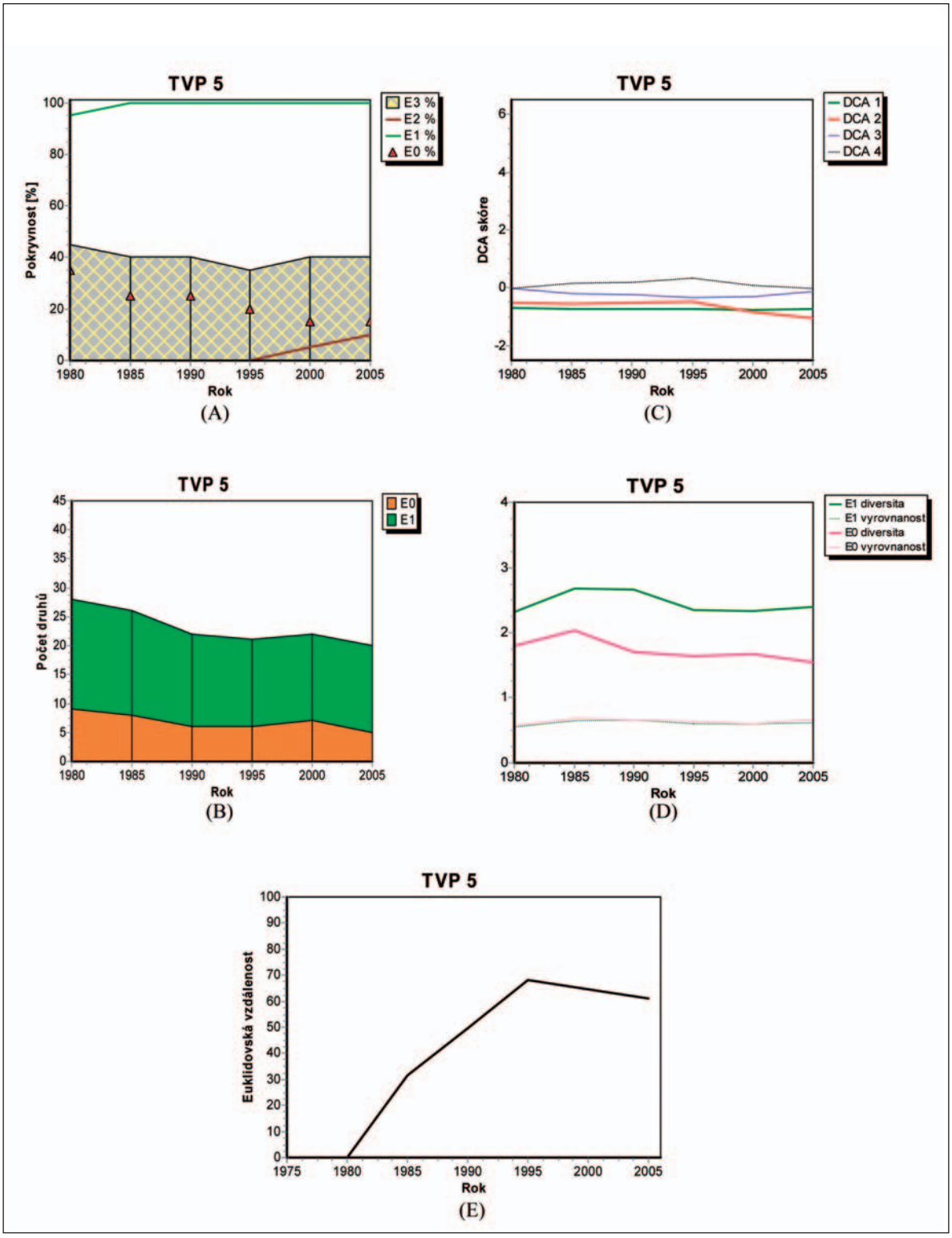
***Obr.194:** Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 4 – Pod Voseckou boudou: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).*



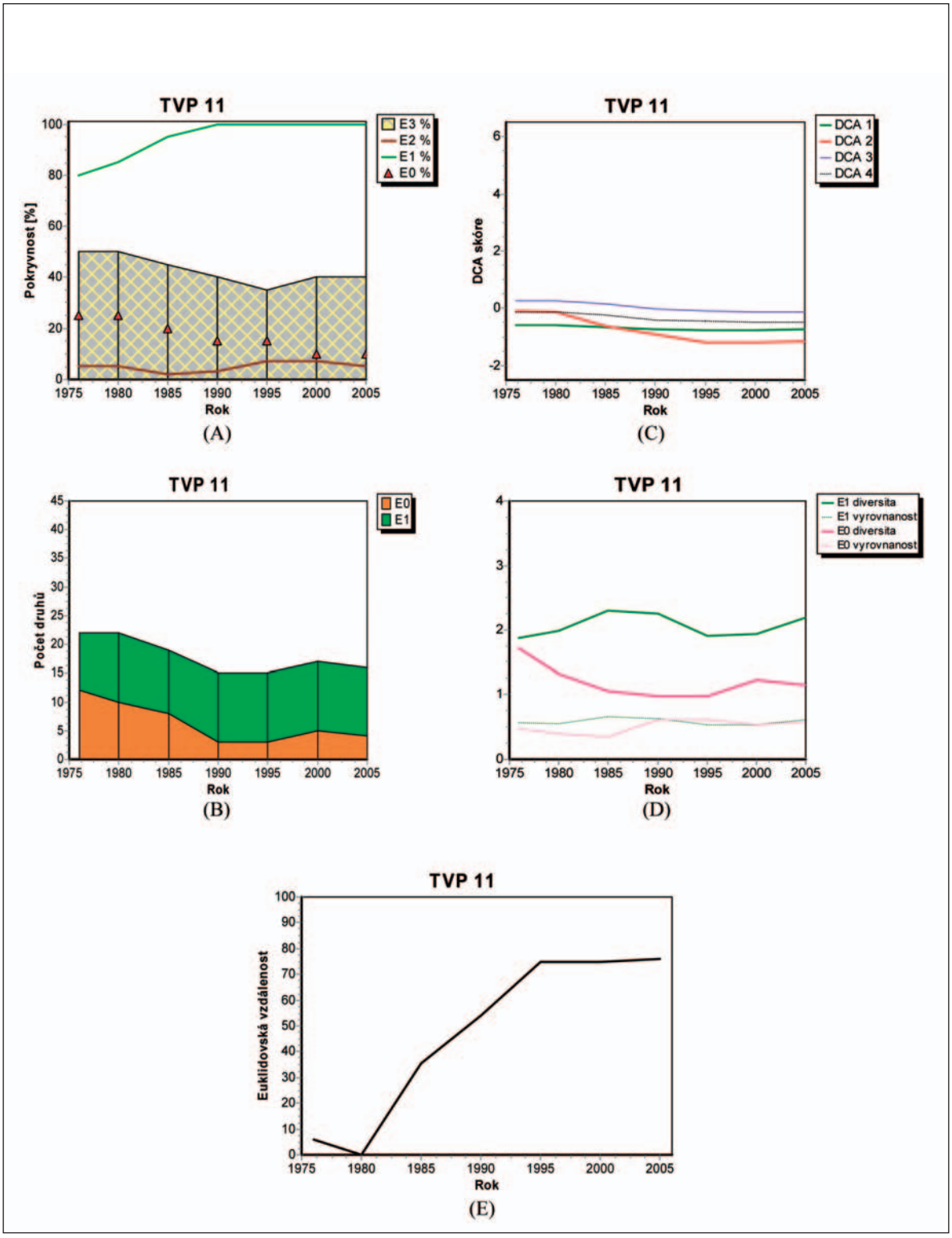
Obr. 195: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 12 – Strmá stráň B: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



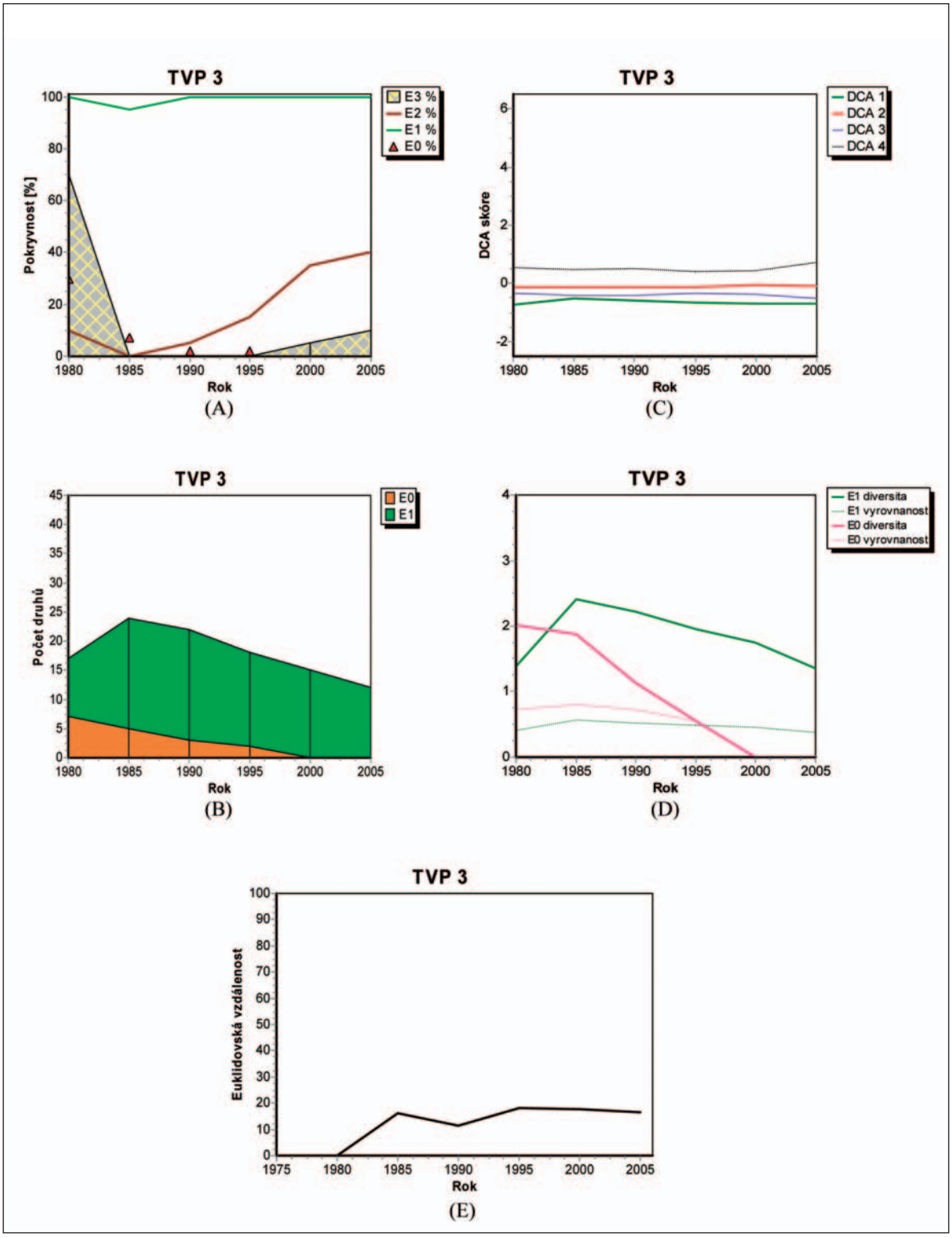
Obr. 196: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 15 – Strmá stráň E: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



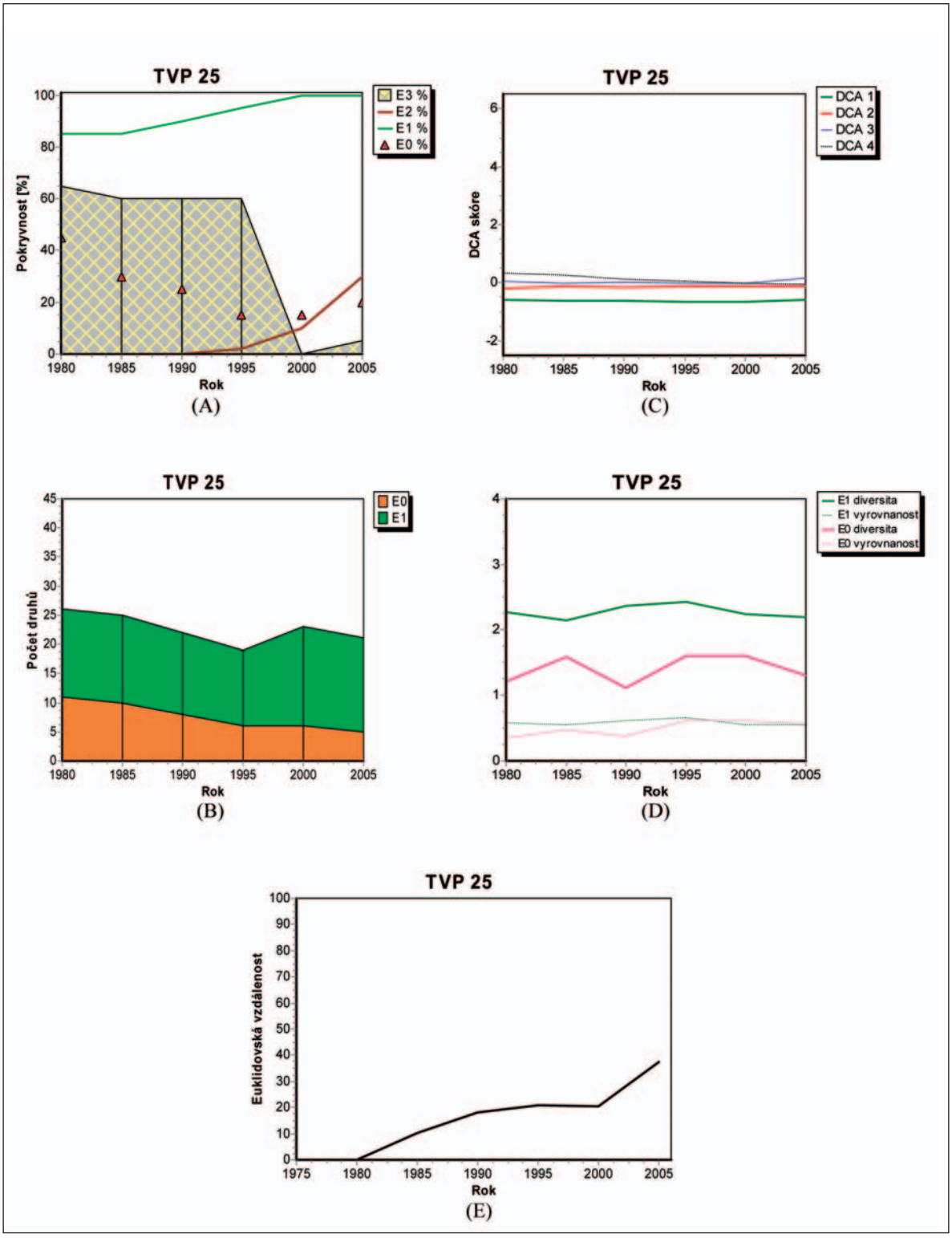
Obr. 197: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 5 – Pod Lysou horou: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



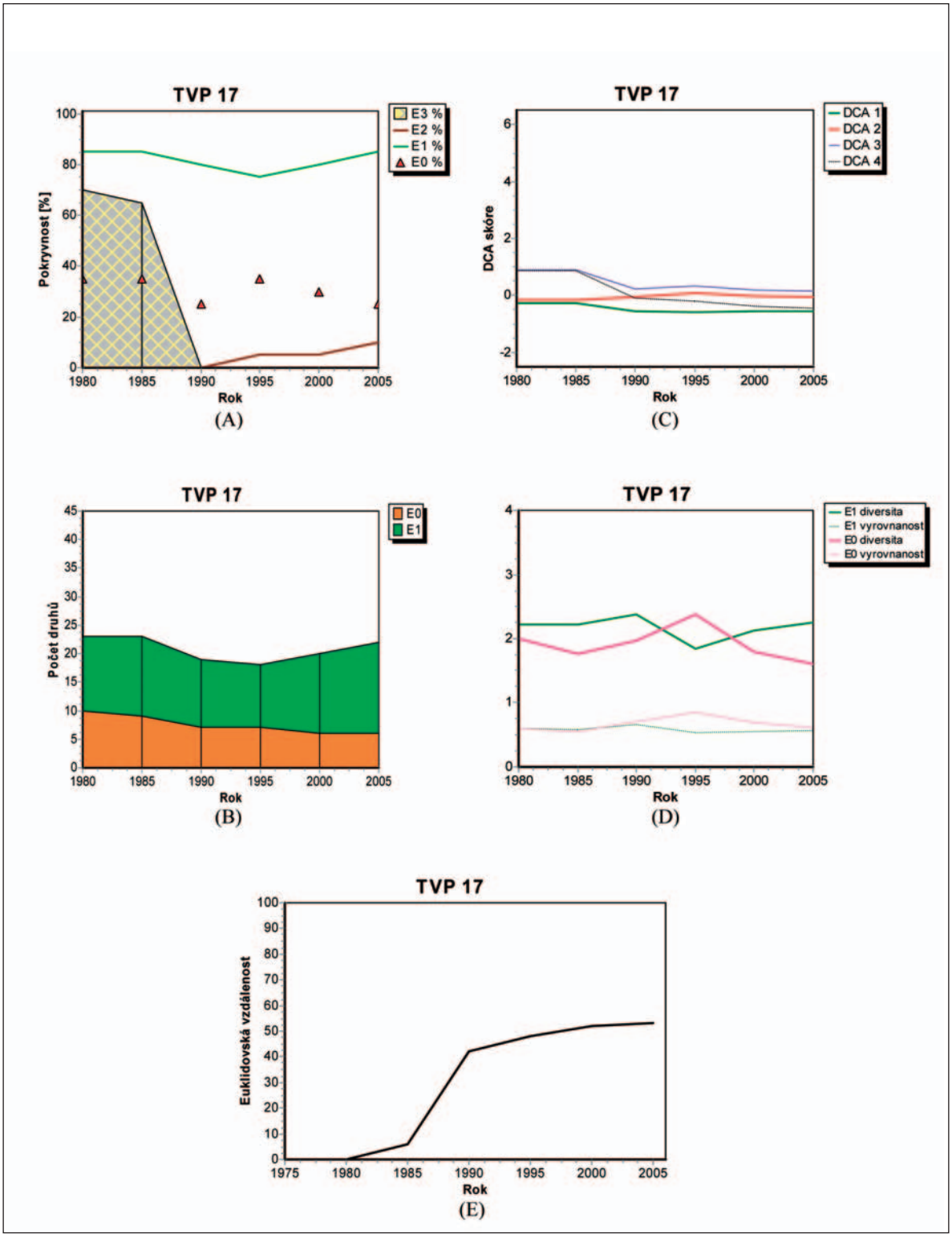
Obr. 198: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 11 – Strmá stráň A: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



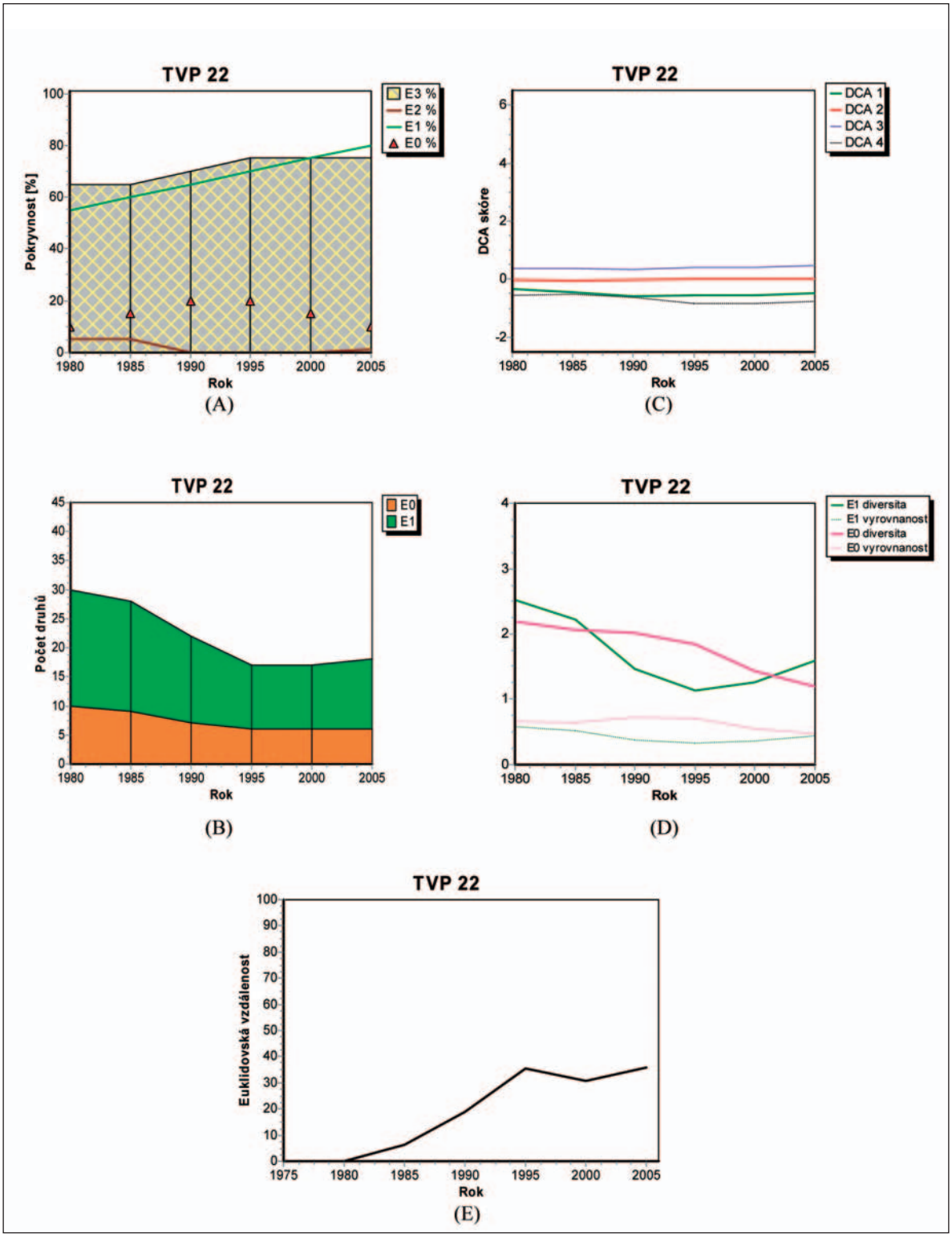
Obr. 199: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 3 – U Lubošské bystřiny: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



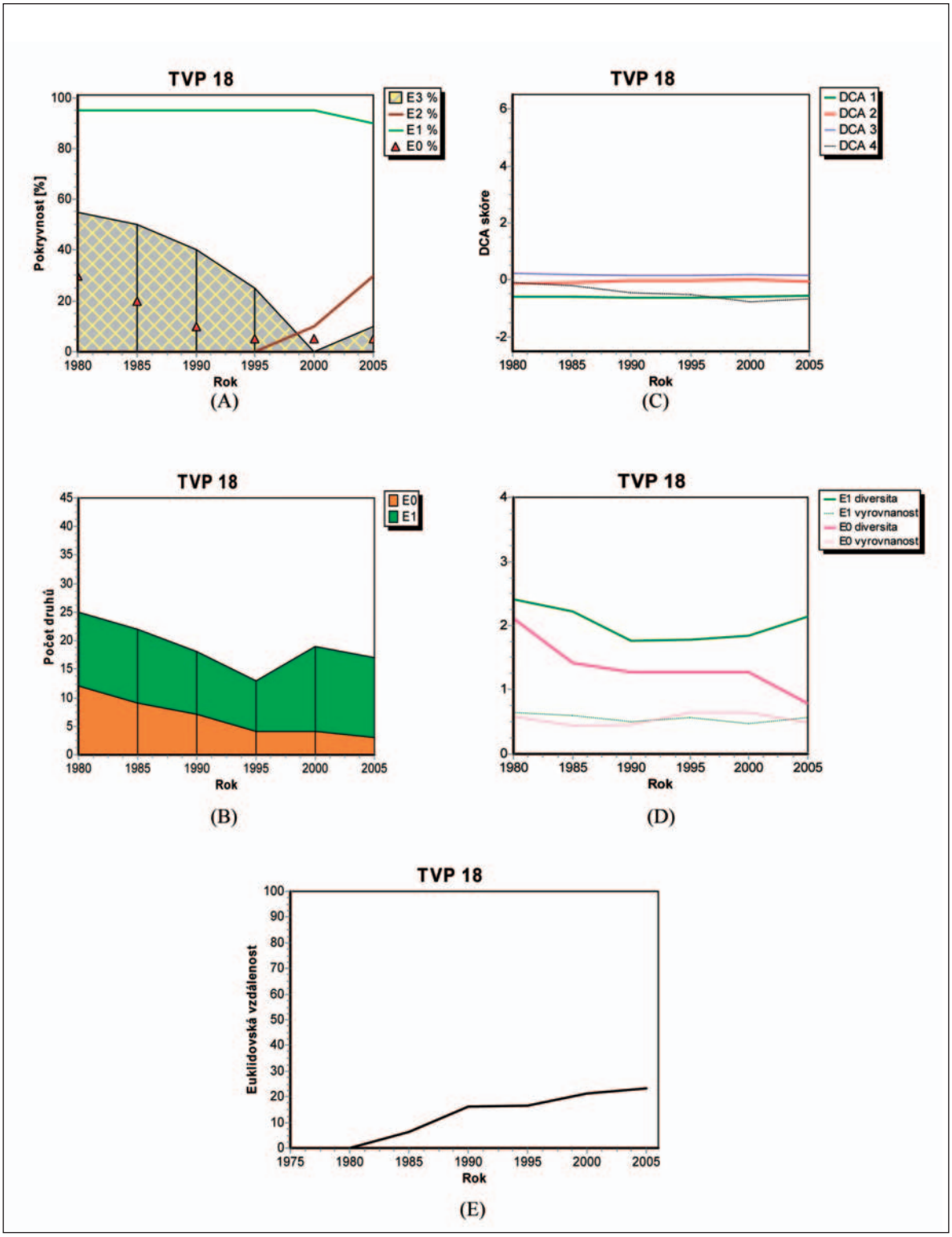
Obr. 200: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 25 – Pod Koulí: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



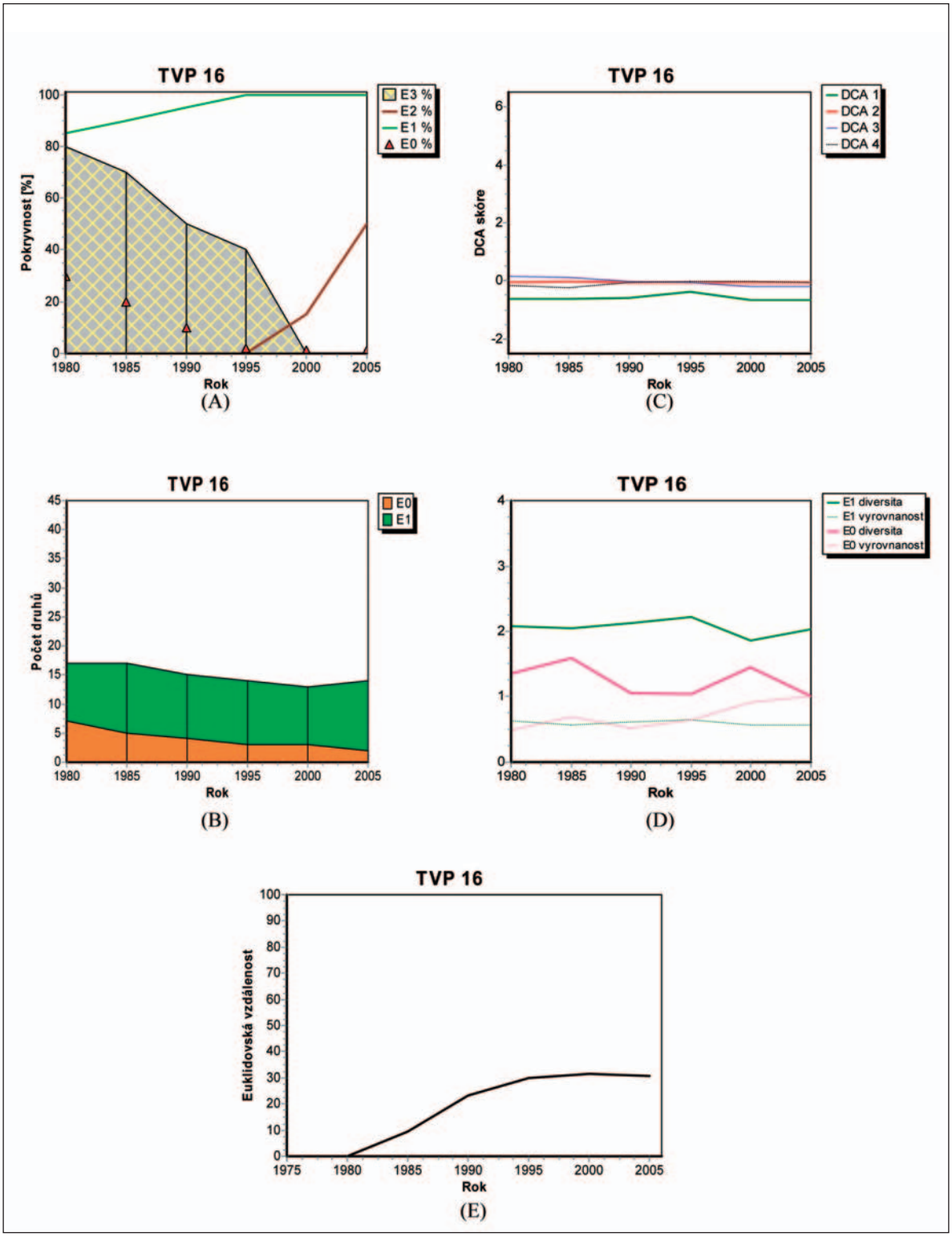
Obr. 201: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 17 – U Bílého Labe: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



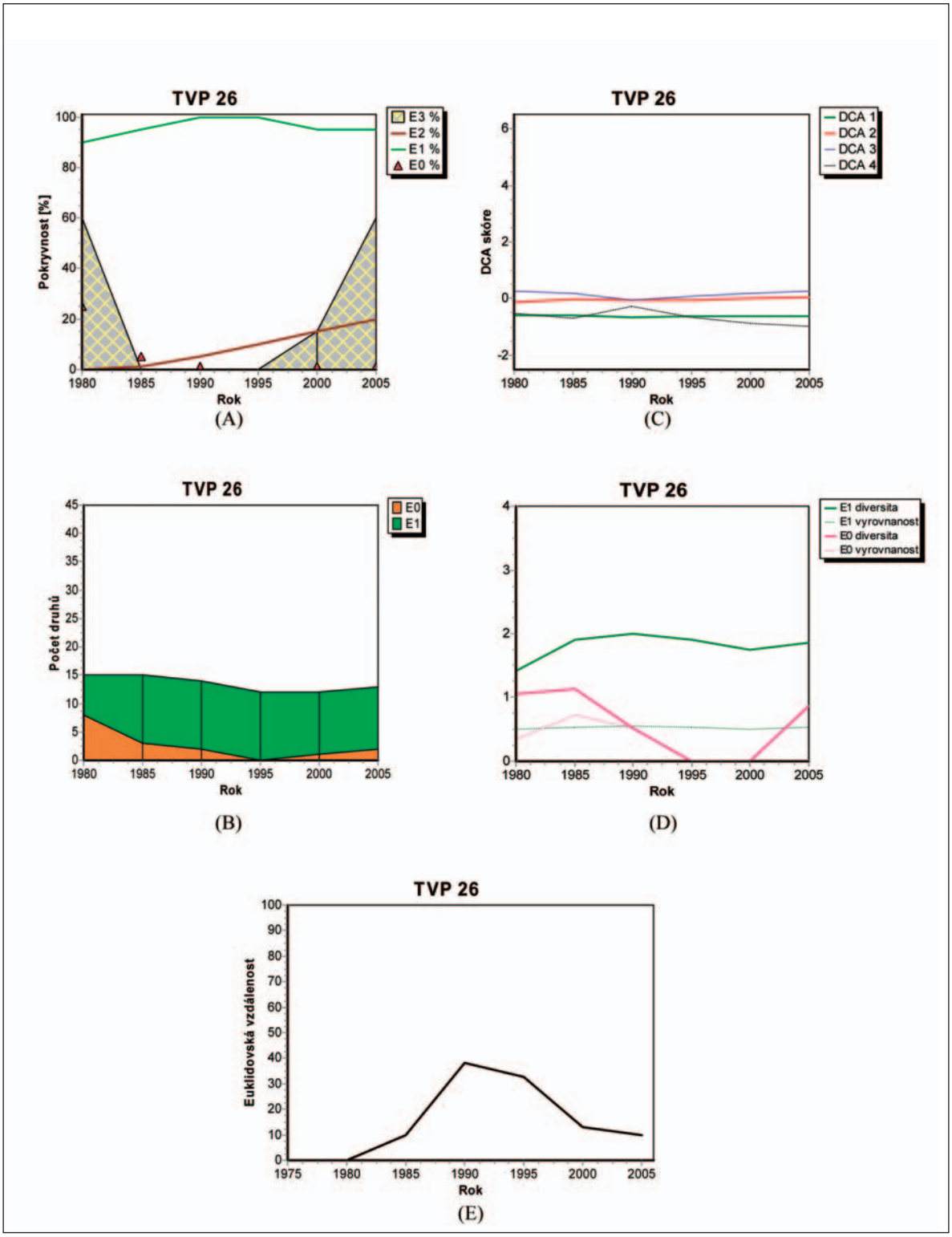
Obr. 202: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 22 – Obří důl: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



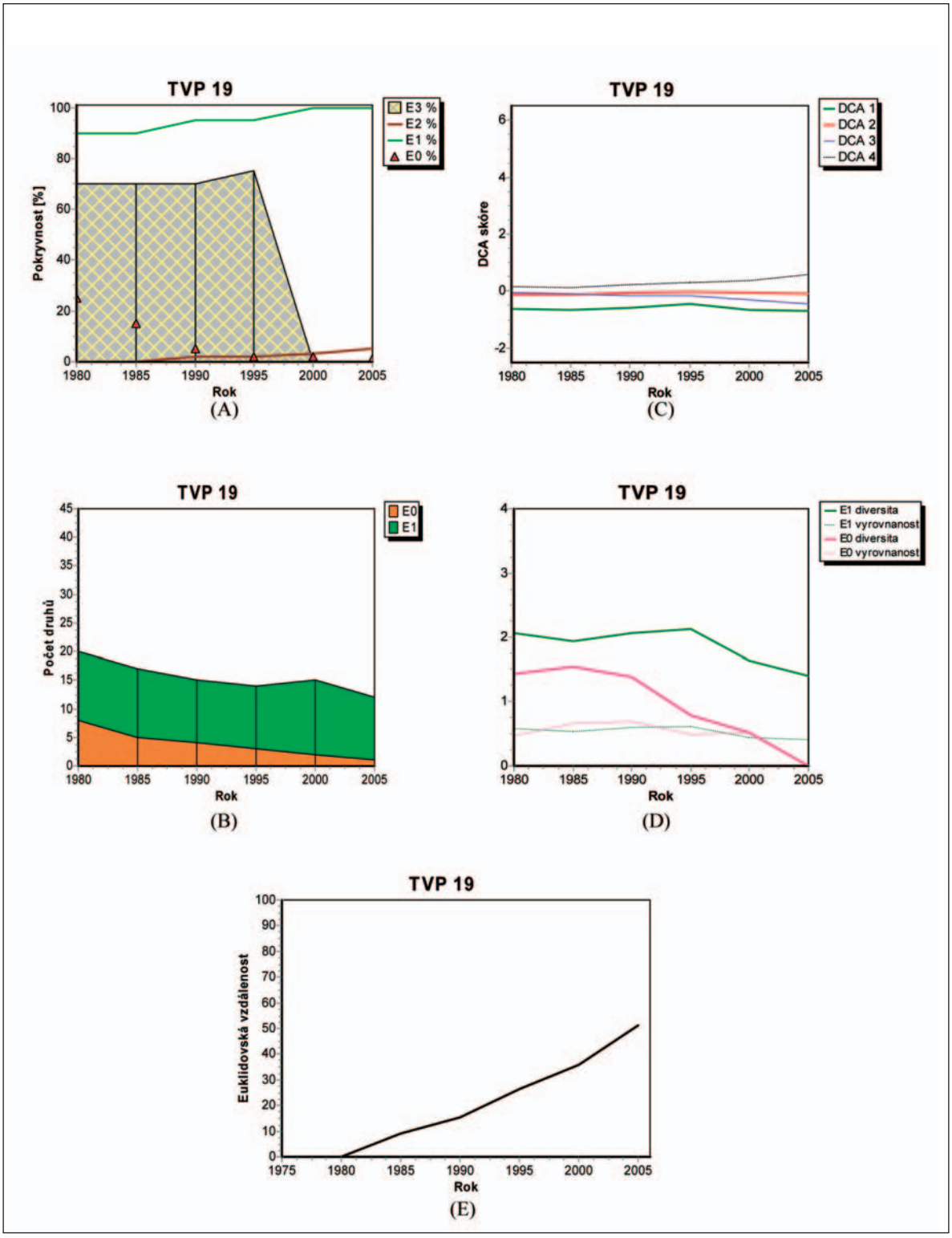
Obr. 203: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 18 – U Čertovy strouhy: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



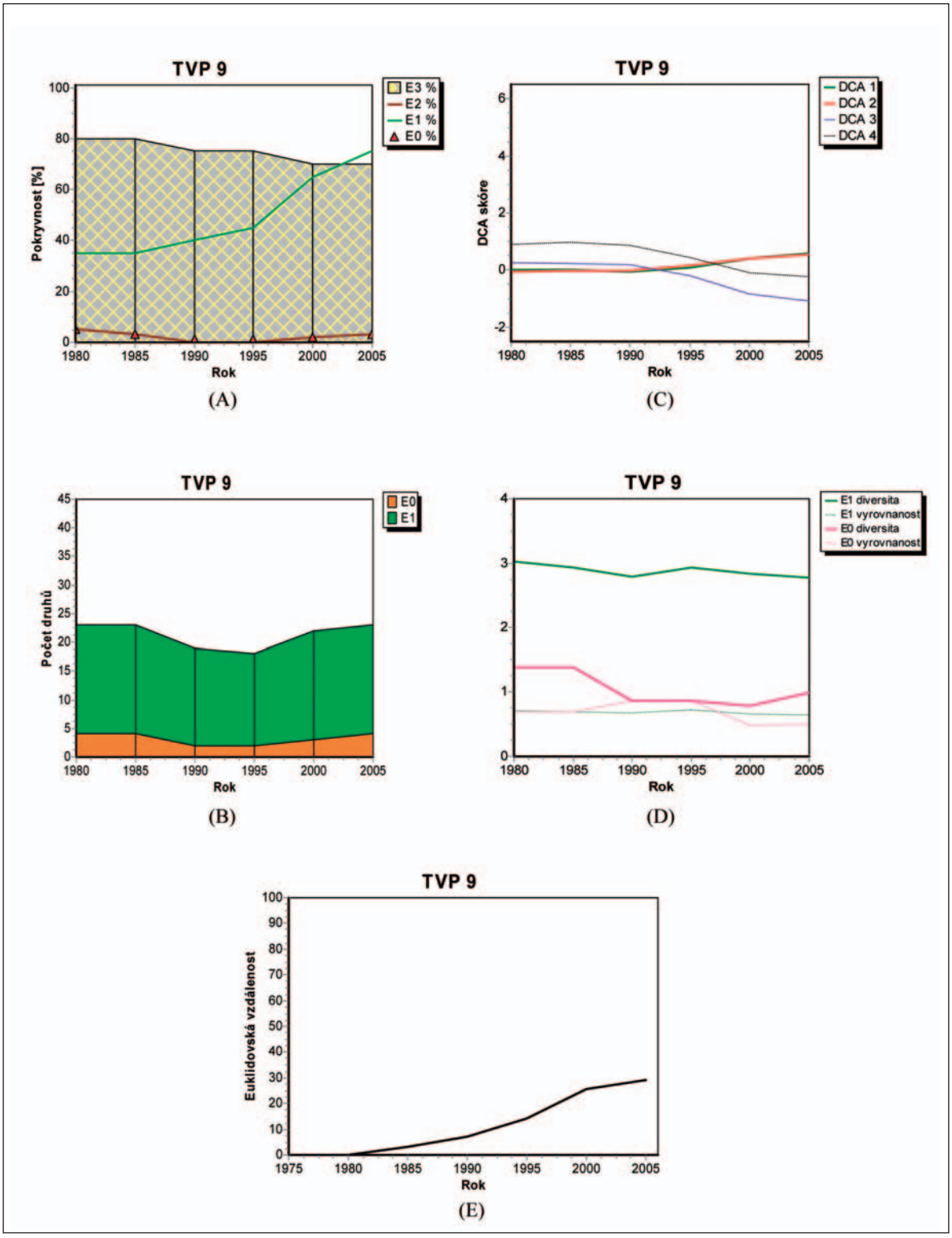
Obr. 204: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 16 – Pod Martinovkou: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



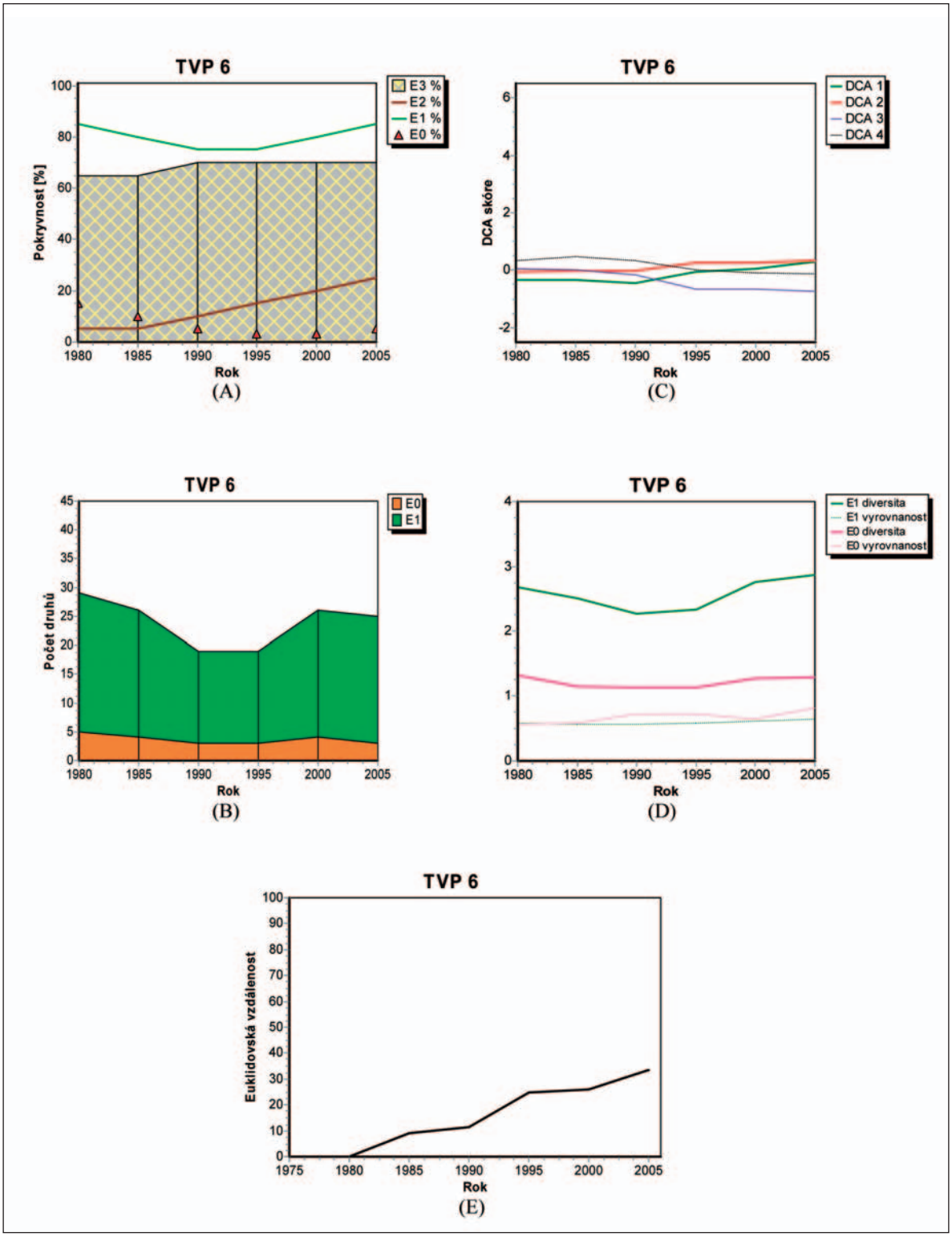
Obr. 205: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 26 – Lysečinský hřeben: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



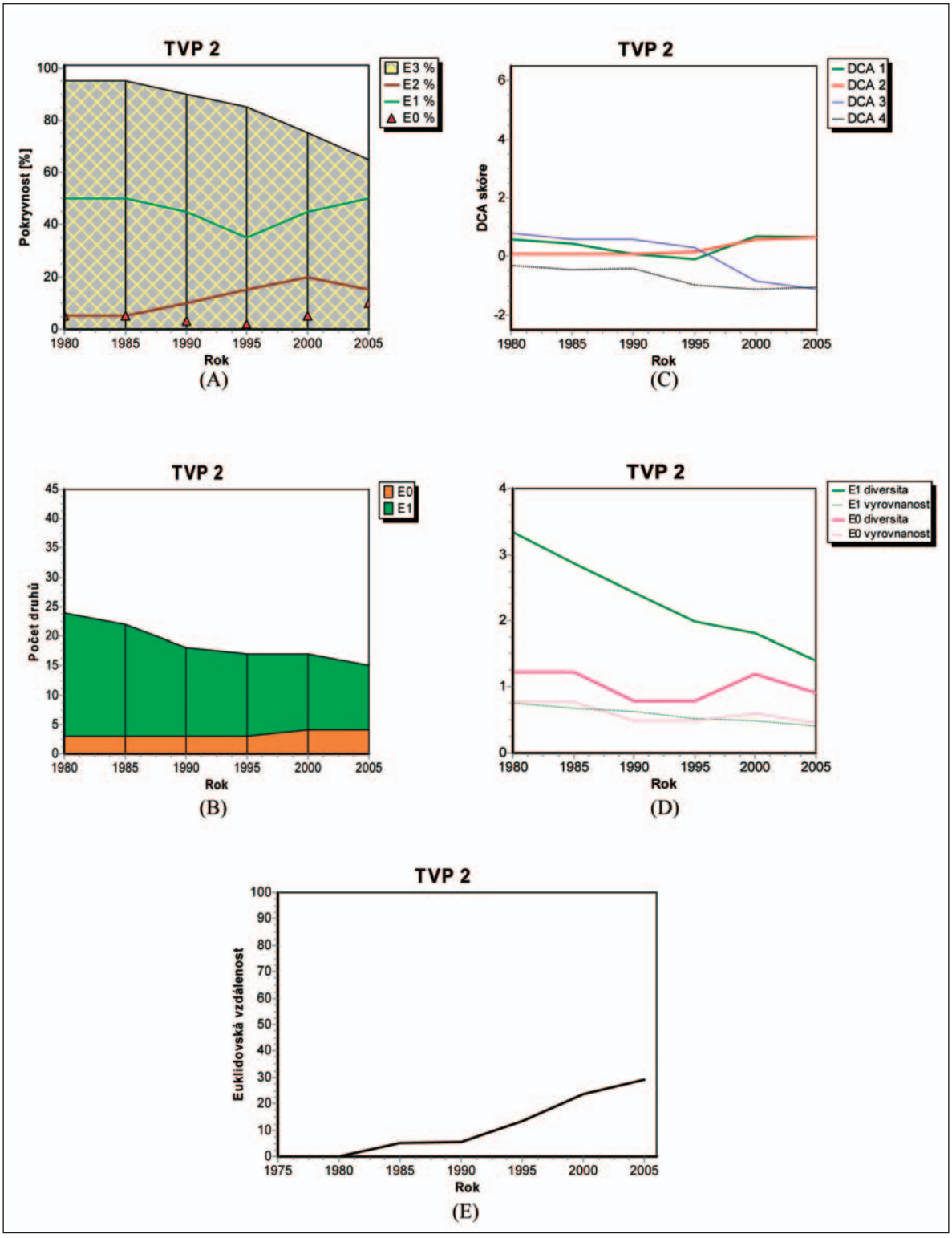
Obr. 206: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 19 – U Klínové boudy: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



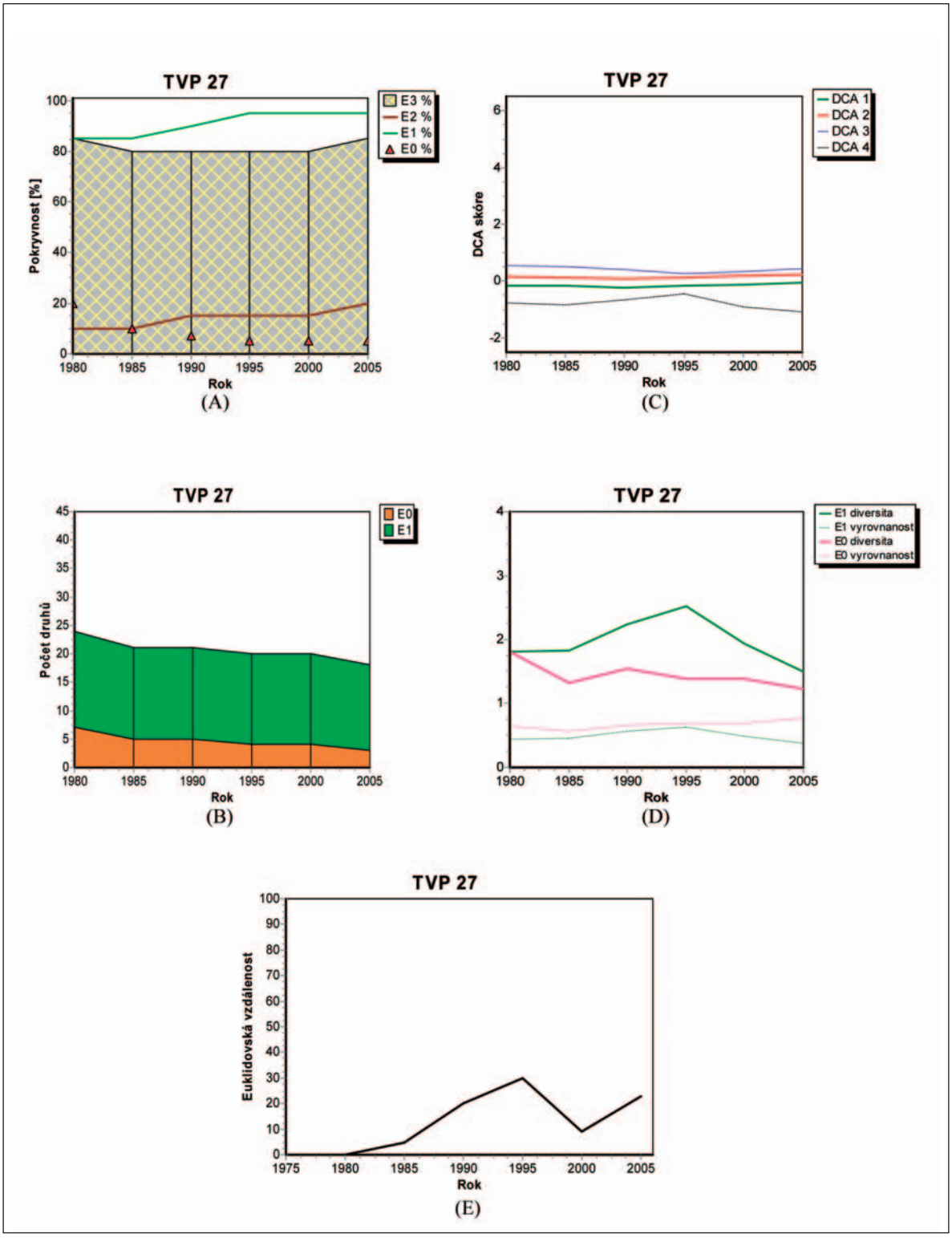
Obr. 207: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 9 - Nad Benzinou 1: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



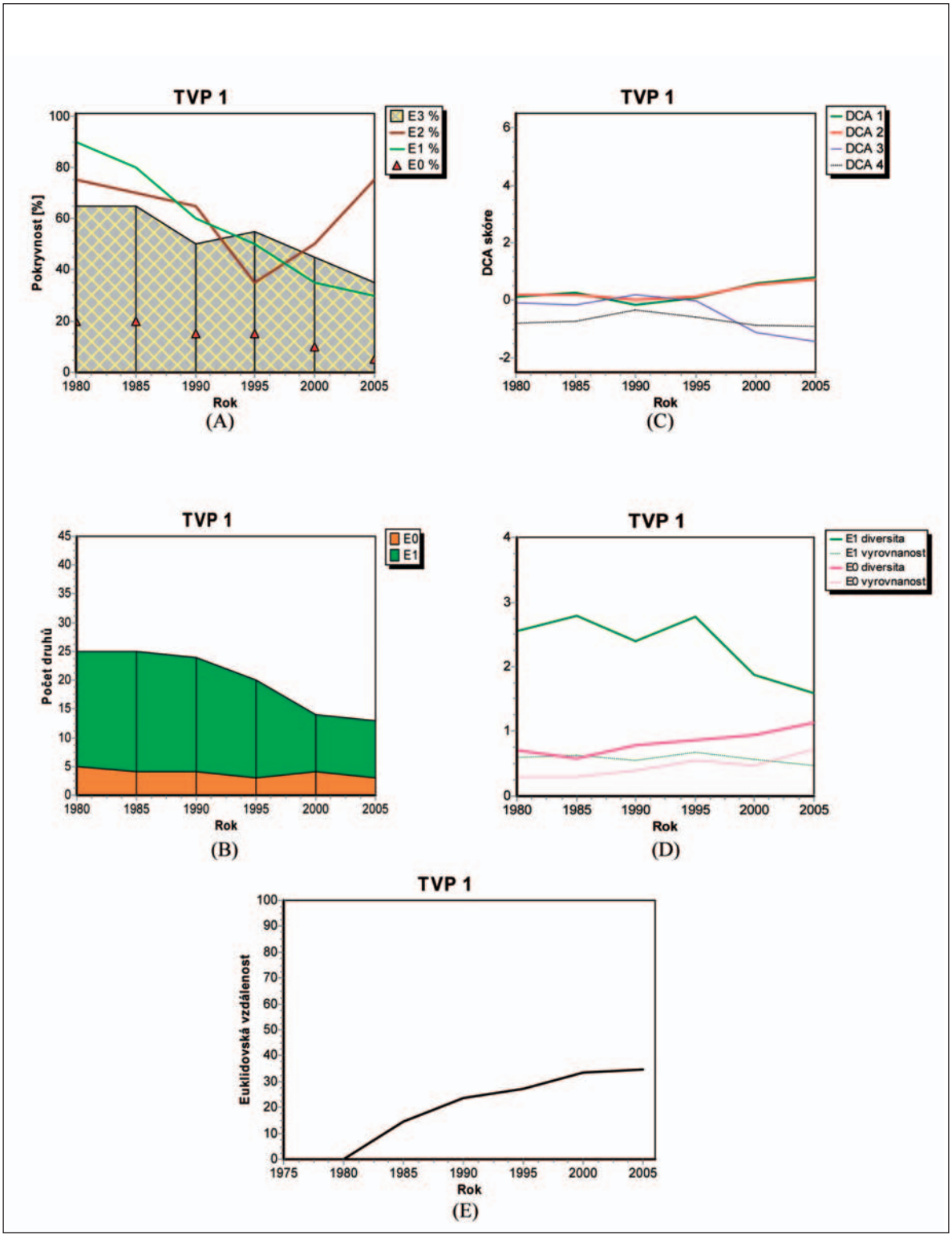
Obr. 208: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 6 – V Bažinkách 2: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



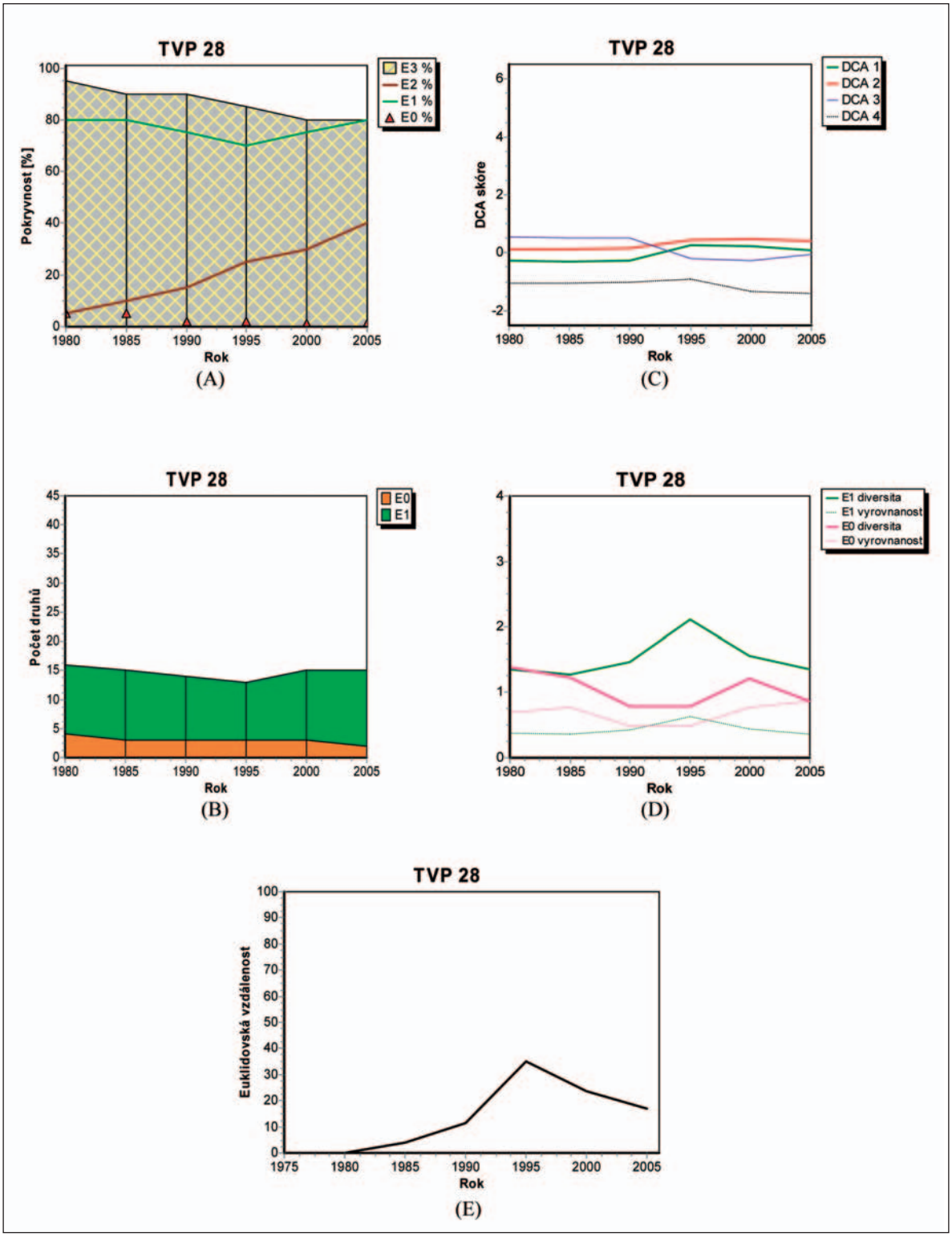
Obr. 209: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 2 - Vilémov: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



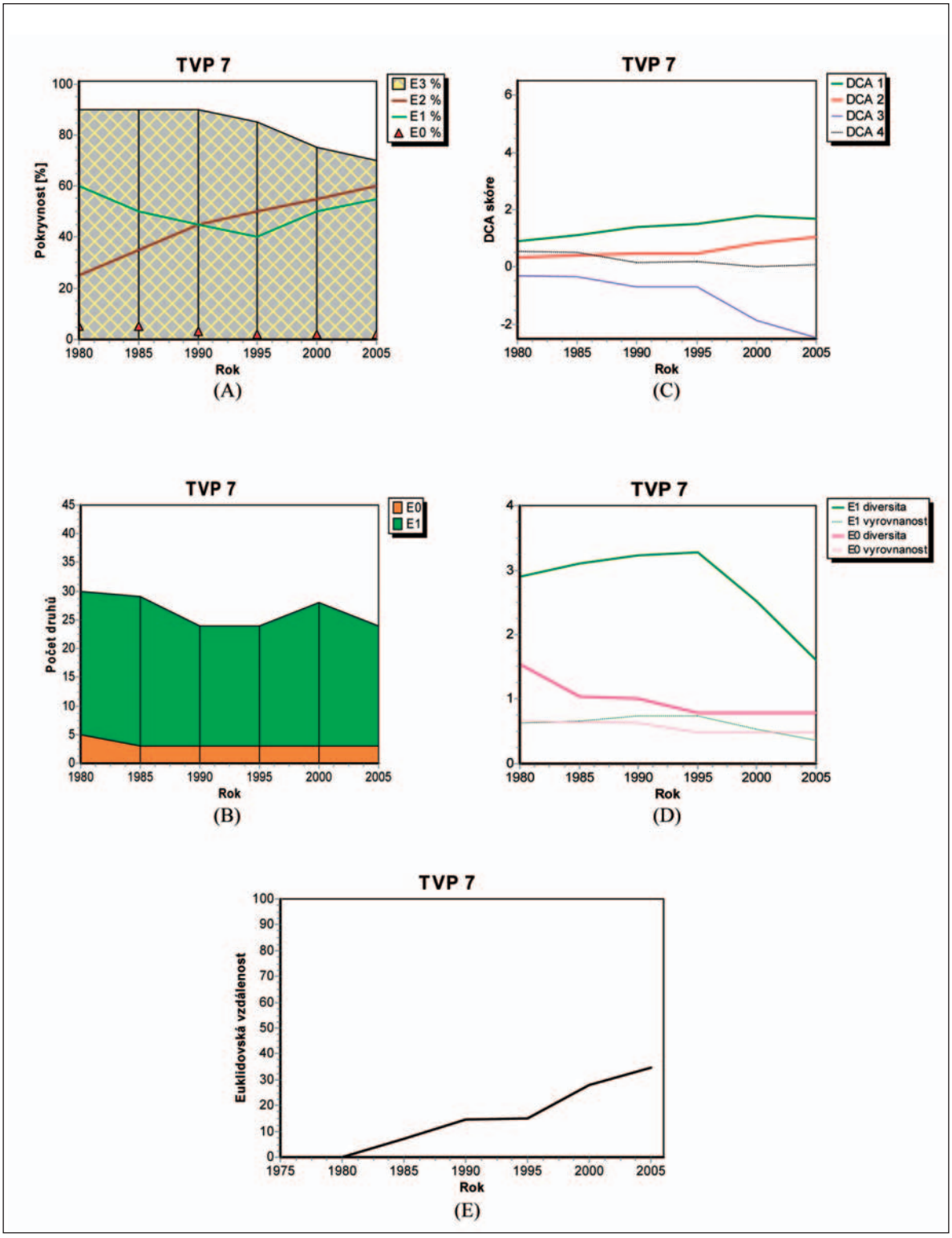
Obr. 210: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 27 – U bukového pralesa A: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



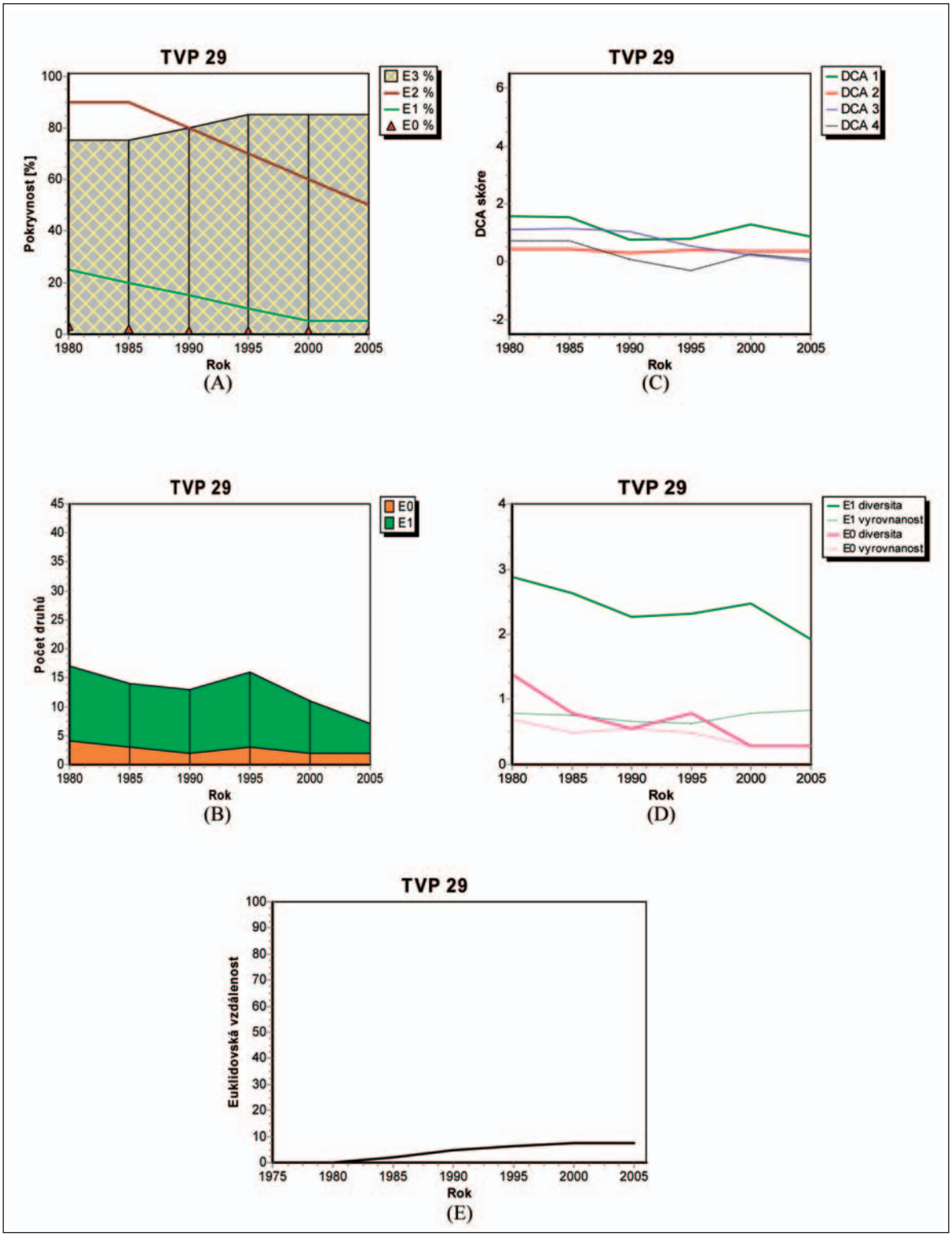
Obr. 211: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 1 – U tunelu: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



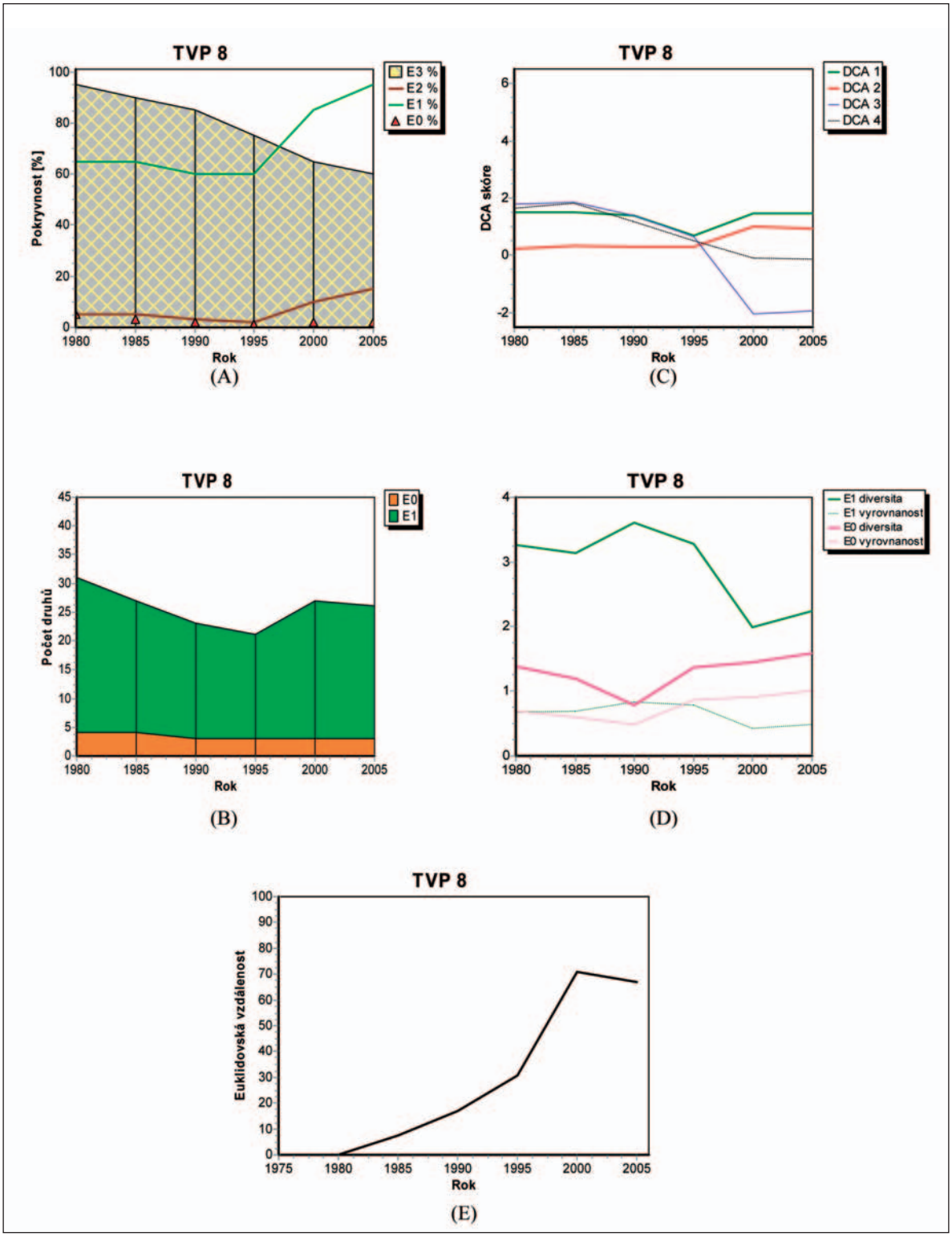
Obr. 212: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 28 – U bukového pralesa C: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



Obr. 213: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 7 – V Bažinkách 1: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

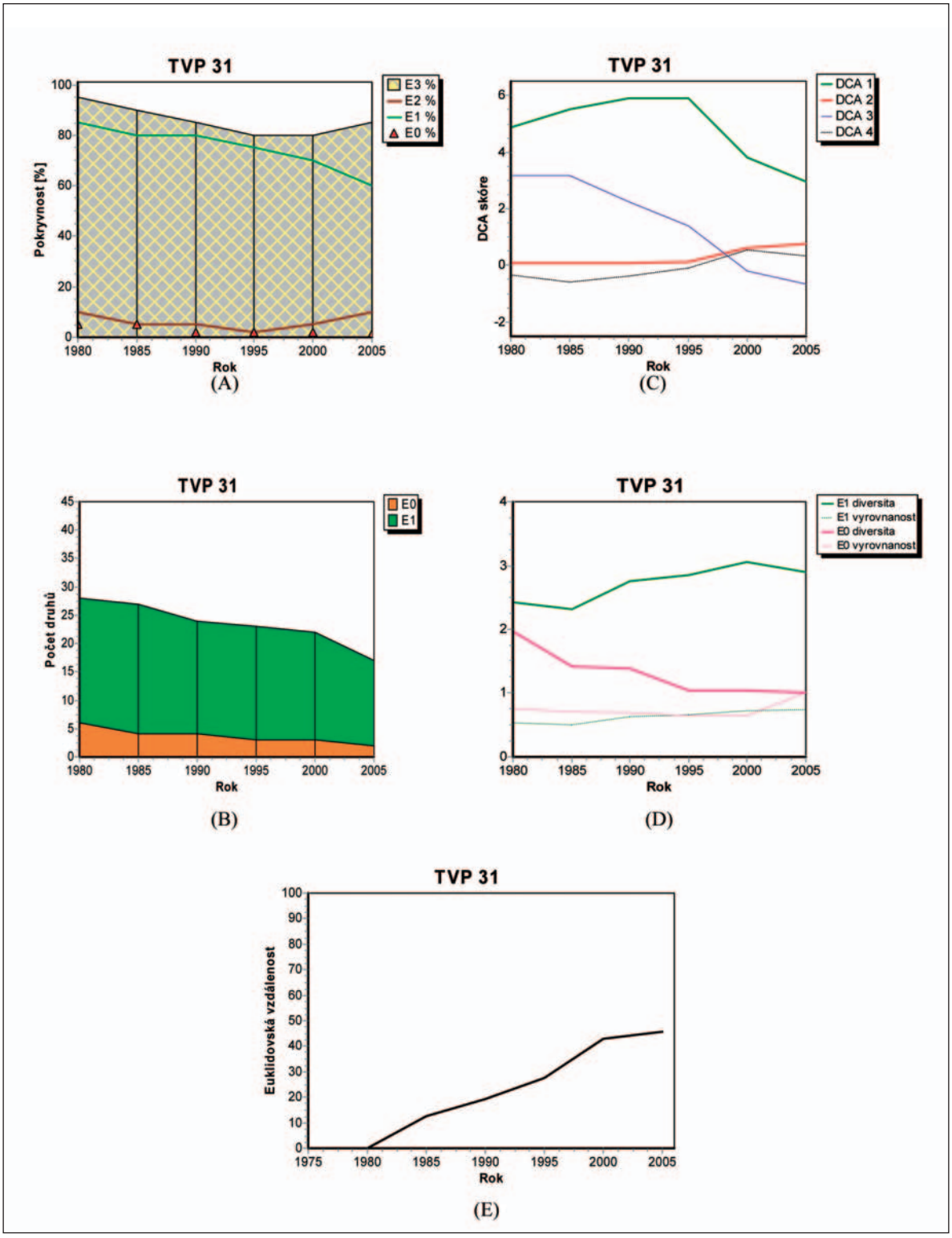


Obr. 214: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 29 – U bukového pralesa B: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

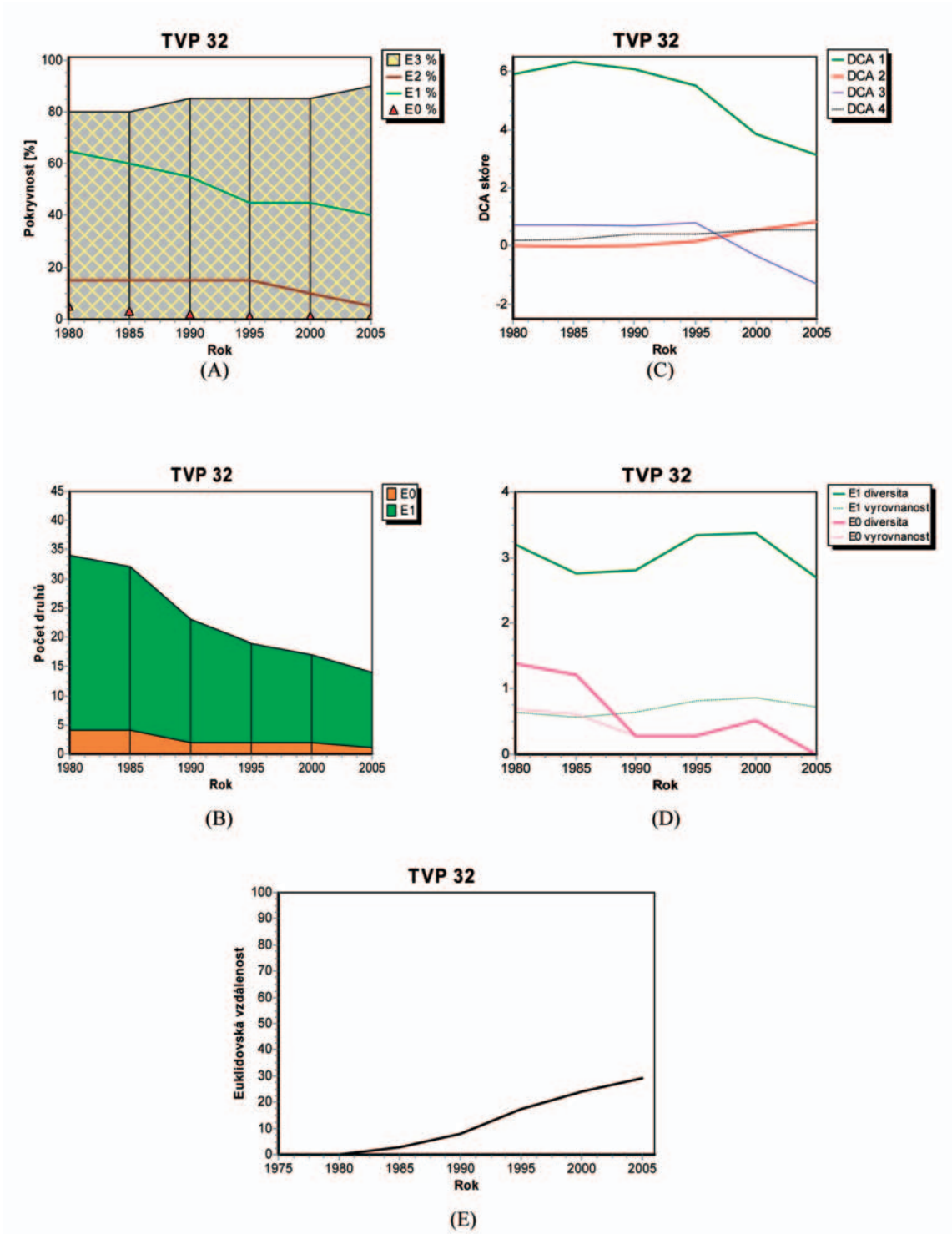


Obr. 215: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 8 – Nad Benzinou 2: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

Obr. 216: Interiér smrkobukového porostu na TVP 8 – Nad Benzinou 2 (foto: M. Mikeska).

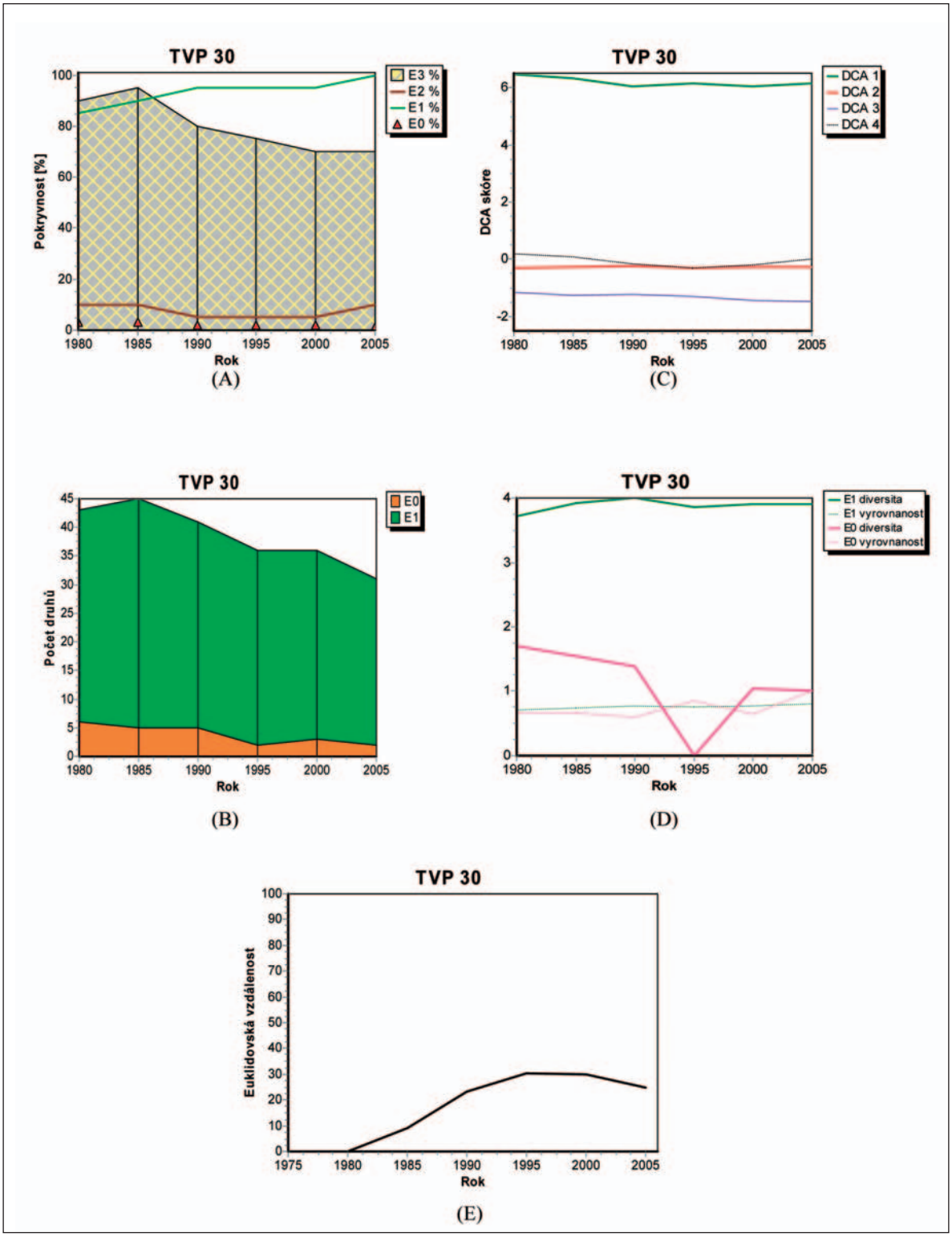


Obr. 217: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 31 – U hadí cesty F: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).



Obr. 218: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 32 – U hadí cesty E: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

Obr. 219: Interiér bukového porostu na TVP 32 – U hadí cesty E (foto: S. Vacek).



Obr. 220: Vývoj základních vegetačních charakteristik na TVP 30 – U hadí cesty D: celková pokryvnost jednotlivých etáží (A), počet druhů v bylinné a mechové etáži (B), skóre podél prvých 4 ordinačních os DCA (C), celková diversita a vyrovnanost v bylinné a mechové etáži (D) a euklidovská distance snímku vzhledem ke snímku z roku 1980 (E).

5.7.4 Globální trendy ve vývoji fytocenóz

Druhové složení vegetace se na všech 32 TVP v období 1980 až 2005 výrazně měnilo (příl. 4), přičemž řada druhů úplně mizela (např. *Cicerbita alpina*, *Lamium maculatum*, *Phyteuma spicatum*, *Viola biflora*) nebo se snižovalo jejich zastoupení (např. *Blechnum spicant, Dentaria enneaphyllos*, *Homogyne alpina*). Velký druhový úbytek byl pozorován zvláště v mechovém patře.

Pro hodnocení trendů ve vývoji společenstev na sledovaných plochách byly plochy rozděleny na porosty smrkové a porosty bukové a smrkobukové (tab. 57). První skupina pak byla rozčleněna na plochy, kde došlo k rozpadu stromového patra a plochy ostatní. Přitom k rozpadu stromového patra došlo tehdy, když celková pokryvnost dřevin poklesla v době sledování na 25 % nebo méně.

Tab. 57: Základní charakteristiky dynamiky rostlinných společenstev na sledovaných plochách. Základní klasifikační skupina byla rozlišena podle klasifikace procedurou TWINSPAN v roce 1980. Hladina změny klasifikace určije nejvyšší hladinu klasifikace TWINSPAN na níž došlo ke změně po roce 1980. Var DCA1 až var DCA4 je vypočtená variance umístění snímku v ordinačním prostoru jedné až čtyř prvých ordinačních os; max dist1980 je maximální euklidovská distance fytocenologických snímků vzhledem ke snímku z roku 1980.

TVP	porostní typ	autochtonní porost	rozpad porostu	TWINSPAN 1980	základní klasifikační skupina	hladina změny klasifikace	var DCA1	var DCA2	var DCA3	var DCA4	max dist1980	vývoj poškození (obr. č.)	vývoj vegetace (obr. č.)
23	sm	+		*00001	*0000	5	0.000	0.300	0.321	0.369	31.4	95	186
14	sm	+	+	*0010000	*0010	6	0.095	0.313	0.329	0.359	38.0	102	187
13	sm	+	+	*0010010	*0010	6	0.032	0.257	0.303	0.321	52.5	101	188
10	sm	+		*001101000	*0011	10	0.032	0.045	0.055	0.134	17.1	97	189
21	sm	+		*00110111	*0011	9	0.032	0.071	0.105	0.286	27.7	93	190
20	sm	+		*0011010100	*0011	3	0.000	0.055	0.100	0.210	30.7	100	192
24	sm	+		*001101011	*0011	10	0.000	0.000	0.084	0.219	34.5	96	193
4	sm	+		*0011001101	*0011	10	0.032	0.077	0.122	0.179	47.4	91	194
12	sm	+		*0011000100	*0011	10	0.045	0.239	0.257	0.283	51.9	99	195
15	sm	+		*0011111	*0011	3	0.084	0.130	0.268	0.802	60.5	104	196
5	sm	+		*001100100	*0011	10	0.000	0.207	0.232	0.265	68.3	92	197
11	sm	+		*001100001	*0011	3	0.063	0.395	0.420	0.442	76.1	98	198
3	sm	+	+	*0011001100	*0011	3	0.077	0.077	0.105	0.145	18.1	103	199
25	sm	+	+	*0011010101	*0011	3	0.032	0.045	0.077	0.155	37.4	106	200
17	sm		+	*0011101	*0011	3	0.141	0.167	0.365	0.660	53.1	108	201
22	sm	+		*0100010	*0100	8	0.084	0.089	0.100	0.164	35.7	94	202
18	sm	+	+	*010010000	*0100	8	0.032	0.045	0.055	0.241	23.1	105	203
16	sm		+	*0100100101	*0100	5	0.095	0.095	0.167	0.184	31.7	107	204
26	sm		+	*0100100110	*0100	7	0.000	0.055	0.130	0.265	38.1	110	205
19	sm		+	*0100100110	*0100	4	0.071	0.077	0.155	0.219	51.0	109	206
9	bk-sm	+		*01101011	*0110	8	0.243	0.332	0.630	0.792	29.1	85-86	207
6	bk-sm	+		*011000	*0110	2	0.261	0.307	0.449	0.508	33.5	87-88	208
2	bk-sm	+		*0111011	*0111	7	0.297	0.387	0.837	0.901	29.1	81-82	209
27	bk(sm)	+		*011100111	*0111	9	0.055	0.071	0.118	0.237	29.8	72	210
1	bk-sm			*011111	*0111	7	0.321	0.415	0.740	0.764	34.6	89-90	211
28	bk	+		*0111001011	*0111	2	0.241	0.283	0.446	0.480	35.1	73	212
7	bk-sm	+		*100010	*1000	7	0.311	0.404	0.909	0.931	34.8	83-84	213
29	bk(sm)	+		*1010	*1010	4	0.342	0.346	0.567	0.673	7.5	74-75	214
8	bk-sm	+		*10111	*1011	2	0.290	0.438	1.706	1.875	70.7	79-80	215
31	bk	+		*11000	*1100	3	1.107	1.142	1.889	1.932	45.7	77	217
32	bk	+		*11011	*1101	3	1.203	1.245	1.472	1.479	29.0	78	218
30	bk	+		*11111	*1111	5	0.152	0.152	0.190	0.259	30.3	76	220
AVG	sm						0.047	0.137	0.188	0.295	41.2		
	bk-+						0.402	0.460	0.829	0.903	34.1		

Tab. 58: Trendy ve vývoji fytocenóz dle dominantních dřevin na TVP 1 – 32 v letech 1976 – 2005 ve vazbě na stadium rozpadu porostů.

Dře-vina	Rozpad	Rok	n	Zápoj dřevin (%)			Pokryvnost E_1 (%)			Druhů E_1			Druhů E_0		
				MIN	AVG	MAX	MIN	AVG	MAX	MIN	AVG	MAX	MIN	AVG	MAX
BK	NE	1980	12	67	89	98	25	68	90	12	22.3	37	3	4.8	7
		1985	12	67	88	98	20	65	90	11	21.7	40	3	3.8	5
		1990	12	73	86	96	15	61	95	11	18.7	36	2	3.3	5
		1995	12	71	82	96	10	58	95	10	17.7	34	2	2.8	4
		2000	12	69	80	94	5	62	95	9	18.1	33	2	3.2	4
		2005	12	66	81	93	5	64	100	5	16.3	29	1	2.7	4
SM	NE	1976	3	53	60	65	70	75	80	10	12.7	14	10	14.3	21
		1980	11	42	60	75	55	78	100	12	17.2	24	8	11.6	20
		1985	11	40	56	75	60	82	100	11	16.8	23	7	10.0	17
		1990	11	40	55	80	65	86	100	9	14.9	20	3	6.9	11
		1995	11	35	54	80	70	89	100	8	14.1	20	3	5.7	10
		2000	11	40	54	75	75	91	100	10	15.9	22	3	6.4	9
		2005	11	40	57	75	80	93	100	10	15.7	23	2	5.5	9
SM	ANO	1976	2	53	65	76	65	75	85	19	21.0	23	15	16.5	18
		1980	9	54	67	80	65	87	100	7	13.4	22	7	10.4	16
		1985	9	0	49	71	75	89	95	12	15.2	22	3	7.9	13
		1990	9	0	39	71	80	92	100	11	13.6	19	2	5.7	8
		1995	9	5	39	76	75	93	100	9	13.0	17	0	4.3	8
		2000	9	3	19	38	80	95	100	10	15.0	22	0	3.9	8
		2005	9	5	35	68	85	96	100	11	14.7	22	0	3.3	6

Zápoj dřevin byl hodnocen na základě kombinace celkového zápoje stromového a pokryvnosti keřového patra, protože obě patra obdobně vytvářejí kryt pro bylinnou vegetaci a při regeneraci rozpadlého porostu dřeviny posupně přecházejí z keřového do stromového patra. Zápoj dřevin (D) byl vyjádřen za pomoci vztahu:

$D = 1 - (1 - E_2)(1 - E_3)$,

kde E_3 je zápoj stromového patra

a E_2 pokryvnost keřové etáže.

Průměrný zápoj dřevin v bukových a smíšených porostech se snížil pouze nevýznamně - o 8% v průběhu 25 let. Obdobně tomu bylo u smrkových porostů, kde neproběhl jejich rozpad. Rozpad stromového patra byl fytocenologickými snímky zaznamenán od roku 1985 a tedy i průměrný zápoj dřevin klesal až do roku 2000. Při posledním snímkování je pozorovatelná regenerace porostů (tab. 58).

Pokryvnost bylinného patra se v bukových a smíšených porostech měnila nevýznamně, ve smrkových porostech však je pozorovatelné zvýšení pokryvnosti bylinného patra, přičemž i na počátku sledování byla tato pokryvnost vyšší u společenstev, kde později došlo k rozpadu dřevinného patra.

Významná je změna počtu druhů, které vytvářejí lesní společenstva v Krkonoších. V bukových a smíšených porostech byl pozorován průměrný úbytek 27 % druhů z těch, které byly přítomné v roce 1980. Ve smrkových porostech bez rozpadu lze pozorovanou změnu hodnotit spíše jako výkyv s minimem okolo roku 1995. Ve společenstvech smrkových lesů, kde došlo k rozpadu dřevinného patra nebyly pozorovány změny v celkovém počtu druhů bylinného patra (což však nemusí znamenat, že se neměnilo druhové složení) - (tab. 58).

Z hlediska biodiversity je nejzávažnější změna - úbytek počtu druhů v mechovém patře a to ve všech typech porostů: v bukových a smíšených porostech došlo ke snížení průměrného počtu druhů z 4,8 na 2,7 (o 44 %), u smrkových porostů bez rozpadu z 11,6 na 5,5 (o 53 %) a u smrkových porostů s rozpadem z 10,4 na 3,3 (o 68 %). Obdobně došlo ke snížení celkové druhové diversity v rámci těchto tří skupin ploch o 36 %, 31 % a 43 %. Nižší procentické hodnoty oproti vyhodnocení změny počtu druhů naznačují, že došlo především k úbytku druhů s nižším zastoupením. V rámci poslední skupiny byly dokonce sledovány plochy, kde vůbec nebyla zaznamenána přítomnost mechového patra (TVP 3 a 26) - (tab. 58).

5.8 Dynamika poškození stromového patra a změny půd

V lesních ekosystémech pod horní hranicí lesa (v 5. - 8. LVS) a nad horní hranicí lesa byla pedologická šetření provedena na souboru 44 trvalých výzkumných ploch, které jsou popsány např. v pracích VACEK, MATĚJKA (1999) a PAŠŤALKOVÁ, PODRÁZSKÝ, VACEK (2001). Výsledky šetření z bukových, smíšených a smrkových porostů jsou shrnuty v tab. 59.

5.8.1 Bukové porosty

Ve svrchních půdních horizontech celkově došlo k výraznému vzestupu obsahu uhlíku, nízké hodnoty z r. 1993 jsou výrazně ovlivněny urychlenou mineralizací organické hmoty. Obsah celkového dusíku se mírně zvýšil, výjimkou je opět r. 1993. Do r. 1998 docházelo k vzestupu aktivní půdní reakce a v r. 2003 k jejímu poklesu přibližně na úroveň r. 1993. Hodnoty charakteristik sorpčního půdního komplexu a převážně i přístupných živin průběžně narůstaly. Výrazně stoupl zejména obsah přístupného fosforu a hořčíku.

Ve spodních horizontech vzrostl obsah celkového uhlíku a mírně kolísal obsah celkového dusíku. Docházelo k mírnému nárůstu aktivního pH, s výjimkou posledního období, kdy reakce opět poklesla. Hodnoty výměnného pH jsou relativně vyrovnané, výjimkou je pouze výrazně nižší hodnota v r. 1998. Hodnoty sorpčního komplexu jen mírně fluktuují, po mírném nárůstu do r. 1998 nastává mírný pokles. Obsah přístupných živin se celkově mírně zvyšuje. K výraznému nárůstu došlo u obsahu hořčíku a naopak k poklesu u vápníku.

5.8.2 Smíšené porosty

Ve svrchních půdních horizontech ve smíšených porostech byla prokázána dynamika blízká porostům smrkovým.

Ve spodních horizontech se zvyšoval obsah celkového uhlíku, v posledním období však mírně poklesl. Mírně klesající trend byl zaznamenán u celkového dusíku. Rostlo aktivní pH, s výjimkou r. 2003, kdy byly zaznamenány hodnoty srovna-

Tab. 59: Průměrné půdně-chemické charakteristiky v jejich časovém vývoji podle skupin ploch v bukových, smíšených a smrkových porostech.

Skupina ploch	Horizont	Rok	Tot. C	Tot. N	pH H_2O	pH KCl	S	H	T	V	P_2O_5	K_2O	Fe_2O_3	CaO	MgO
Bukové	L,F, H,Ah	1980	16.23	0.87	3.75	3.06	8.01	16.62	23.81	30.29	20.82	8.97	108.31	39.09	16.35
		1993	5.77	0.40	4.07	3.22	4.24	17.67	21.90	19.31	21.69	5.01	283.52	32.10	12.36
		1998	39.43	1.47	4.71	3.30	23.74	32.66	56.40	38.77	36.92	41.14	95.94	613.23	82.25
		2003	40.59	1.47	4.00	3.17	24.21	33.27	56.04	36.14	52.33	36.72	337.52	49.77	154.30
	B,C	1980	1.94	0.13	4.39	3.85	3.62	7.55	13.68	33.95	6.94	1.48	63.86	21.09	2.73
		1993	3.45	0.24	4.51	3.92	3.94	8.91	12.85	31.98	18.18	3.26	130.11	50.67	6.93
		1998	3.69	0.16	4.53	3.24	5.32	7.37	12.69	44.62	21.19	3.47	109.49	68.37	9.44
		2003	3.88	0.17	4.31	3.71	4.41	7.40	11.80	35.32	18.29	3.63	27.78	4.82	169.94
Smíšené	L.F. H,Ah, Ahe	1980	27.31	1.23	3.60	2.81	15.61	28.06	43.70	32.57	23.95	17.48	87.14	64.40	20.27
		1993	5.07	0.34	3.85	3.26	2.79	15.02	18.04	16.54	21.34	6.56	337.13	19.22	6.80
		1998	36.60	1.22	4.63	2.92	9.54	35.40	44.91	19.98	25.08	36.22	114.30	411.71	36.38
		2003	35.78	1.16	3.47	2.95	7.48	37.63	45.56	16.74	1.79	2.08	8.10	1.48	19.42
	B,C	1980	3.65	0.23	4.24	3.93	4.99	10.59	15.60	32.19	11.39	3.50	104.31	10.49	1.16
		1993	4.03	0.26	4.28	4.05	3.97	10.22	14.18	27.78	19.56	3.04	207.27	12.88	2.01
		1998	8.08	0.22	5.15	3.58	3.12	11.13	14.25	24.22	16.69	2.88	136.38	28.61	3.50
		2003	5.80	0.19	4.21	3.83	2.93	8.36	12.41	31.17	1.94	0.35	1.73	0.26	10.34
Smrkové	L,F, H,Ahe, Ae,E	1980	18.83	1.01	3.59	2.95	6.17	27.12	36.75	17.92	19.41	8.37	106.59	15.90	5.13
		1993	8.88	0.54	3.82	3.15	2.83	14.52	17.17	13.90	18.59	4.66	198.00	12.08	5.53
		1998	36.08	1.13	4.77	3.02	6.89	30.81	37.70	17.80	25.15	33.71	92.92	89.95	18.70
		2003	29.61	1.00	3.78	3.10	7.58	36.87	44.45	16.07	2.14	1.53	4.80	1.04	17.45
	B,C	1980	3.42	0.43	4.17	3.68	3.13	9.07	12.46	25.36	7.07	2.27	142.36	6.27	0.95
		1993	5.67	0.31	4.27	3.85	3.39	10.69	13.86	22.43	17.04	2.64	295.98	8.86	2.34
		1998	5.46	0.18	5.04	3.37	1.50	6.14	7.64	16.48	15.60	3.58	125.53	17.67	3.18
		2003	6.70	0.22	4.28	3.72	3.52	12.02	15.54	20.91	1.69	0.37	1.29	0.35	23.93

telné s r. 1980. Reakce výměnná i přes výraznější fluktuaci celkově mírně poklesla. Mírně poklesly i hodnoty sorpčního komplexu. Do r. 1998 mírně narůstal obsah přístupných živin a v posledním období výrazně poklesl. Naproti tomu u hořčíku došlo v posledním období k markantnímu nárůstu.

5.8.3 Smrkové porosty

Ve svrchních horizontech celkově došlo k vzestupu obsahu uhlíku, nízké hodnoty z r. 1993 jsou výrazně ovlivněny urychlenou mineralizací organické hmoty. Obsah celkového dusíku je relativně vyrovnaný, výjimkou je opět rok 1993. Do r. 1998 docházelo k vzestupu aktivní půdní reakce a v r. 2003 k jejímu poklesu zhruba na úroveň r. 1993. U charakteristik půdního sorpčního komplexu došlo po poklesu v období 1980 - 1993 k návratu rámcově na výchozí nebo i na mírně vyšší hodnoty. Obsah přístupných živin se v prvním sledovaném období snížil, poté v důsledku urychlené mineralizace přesáhl úvodní hodnoty a v posledním období opět rapidně poklesl.

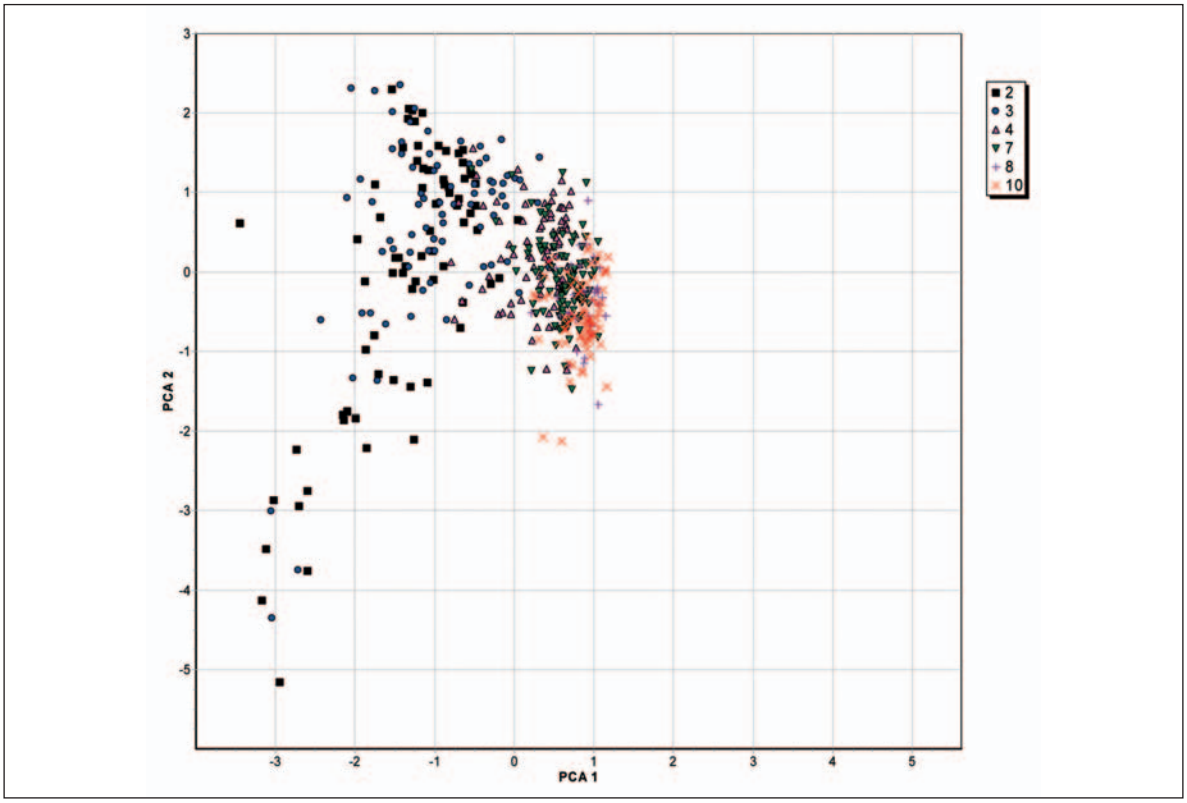
Ve spodních horizontech po celé období docházelo k nárůstu celkového uhlíku a k poklesu celkového dusíku. Aktivní pH se výrazně zvyšovalo a v posledním sledovaném období opět snížilo zhruba na úroveň r. 1993. Půdní reakce výměnná se výrazněji lišila pouze v r. 1998. Po výrazném poklesu hodnot půdního sorpčního komplexu v r. 1998 došlo opět k jejich nárůstu, a to rámcově na hodnoty z r. 1993. Obsah přístupných živin v posledním období výrazně poklesl, výjimkou je pouze obsah MgO, který se značně zvýšil (cf. VACEK, PODRÁZSKÝ 1994).

Tab. 60: Metoda hlavních komponent (PCA) - vlastní čísla korelační matice a podíl vystižené variability dat pro prvé čtyři ordinační osy.

Osa	Vlastní hodnota	% celkové variance	Kumulativní % variance
1	5.202040	40.01569	40.01569
2	2.607152	20.05502	60.07071
3	1.265145	9.73188	69.80259
4	1.012547	7.78882	77.59141

5.8.4 Ordinační analýza dynamiky půd

Podrobněji je pak dynamika půdních změn vzhledem k vývoji poškození porostů uvedena v tab. 60 - 61 a znázorněna na obr. 221 - 222.



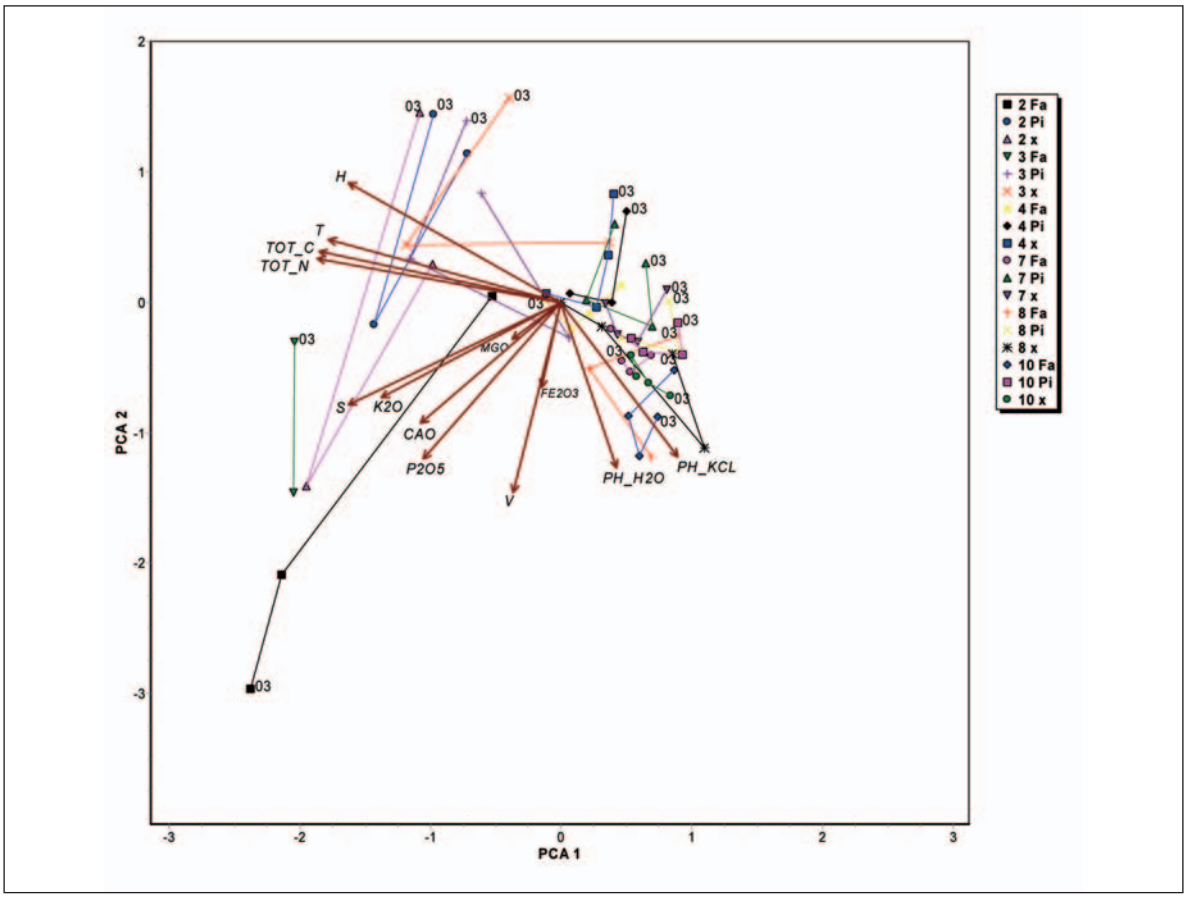
Obr. 221: Rozložení jednotlivých vzorků půd v prostoru prvých dvou ordinačních os (metoda PCA). Symboly jsou označeny jednotlivé horizonty podle jejich použitého indexu.

Tab. 61: Metoda hlavních komponent (PCA) - skóre jednotlivých použitých proměnných podél prvých čtyř ordinačních os. Hodnoty pro proměnné nejvíce se uplatňující pro vysvětlení variability podél dané osy jsou psány červeně.

	PCA1	PCA2	PCA3	PCA4
C celkový	-.925550	.195189	-.040357	-.153854
N celkový	-.933982	.167300	.019016	-.086219
pH (H_2O)	.212639	-.633995	-.186623	-.510463
pH (KCl)	.444644	-.591563	-.165886	-.176362
S	-.812579	-.394584	.089048	.129036
H	-.812940	.458299	-.036007	-.106433
T	-.890799	.241553	.009519	-.042133
V	-.184591	-.727964	-.021269	.245879
P_2O_5	-.528524	-.600583	.321464	.119542
K_2O	-.688172	-.363749	-.105646	-.227100
Fe_2O_3	-.075341	-.327473	.834700	.126273
CaO	-.535946	-.464040	-.396764	-.077505
MgO	-.188588	-.139886	-.471585	.715360

Vzhledem k tomu, že je obtížné interpretovat většinu změn v obsahu jednotlivých elementů a jednotlivých charakteristik, které přesto jsou na sobě navzájem více či méně závislé, jako příhodná metoda rozboru dat se jeví vícerozměrná analýza. Proto je většina změn rozebírána na základě výsledků metody hlavních komponent (PCA). Tato analýza byla provedena společně pro vzorky ze všech ploch a ze všech horizontů značených indexy (v závorce jsou uvedeny typické horizonty) 2 (F) – 3 (H) – 4 (Ah) – 5 (Ae) – 6 (Ep) – 7 (B) – 8 (B/C) 9 (C) – 10 (Cr) při užití proměnných uvedených v tab. 61.

První ordinační osa vystihuje cca 40 % variability dat, druhá osa pak dalších 20 %. Prvou osu lze interpretovat na základě obsahu organické hmoty a parametrů sorpčního komplexu. Pro druhou osu je významná vysvětlující proměnná nasycenost sorpčního komplexu.



Obr. 222: Rozložení průměrných hodnot pro skupiny vzorků v prostoru prvých dvou ordinačních os (metoda PCA). Skupiny byly definovány číslem horizontu (první číslo v označení), skupinou ploch s porosty bukovými (Fa), smrkovými (Pi) a smíšenými (x). Body odpovídají průměrům pro danou skupinu v určitém roce odběru, přičemž jsou postupně spojeny linií, která vyznačuje časovou trajektorii v prostoru. Časově poslední bod je označen dvojčíslím roku odběru vzorů (2003). Význam jednotlivých směrů v ordinačním prostoru je možno interpretovat pomocí skóre použitých proměnných, které je vyznačeno šipkami.

Obecně zvýšená dynamika je patrná v povrchových horizontech, zvláště u horizontu F (obr. 222). Při rozdělení ploch dle typu porostu na smrkové, smíšené a bukové je patrné, že odlišný charakter vývoje vykazují půdy bukových porostů. To se týká zvláště nejsvrchnějšího horizontu F, který vykazoval silnou dynamiku při postupném snižování kyselosti a zvyšování obsahu některých živin (Ca, K, P). Ve smrkových a smíšených porostech vykazuje tento horizont silnou rozkolísanost: po zvýšení pH a obsahu některých živin došlo k jejich opětovnému snížení. Méně si lišil vývoj horizontu 3 bukových a ostatních porostů. Horizont H smrkových a smíšených porostů vykazuje v průběhu času zvýšení obsahu organické hmoty.

Horizonty Ah, Ae, Ep, B, B/C, C, Cr vykazují ve smrkových a smíšených porostech v průběhu času obdobný posun v rámci ordinačního prostoru (směrem k vyšším hodnotám pro prvou i druhou ordinační osu), což lze vysvětlit zvláště snížením obsahu živin (Ca, K, P). Změny jsou méně výrazné ve srovnání s povrchovými půdními horizonty a dále se snižují s hloubkou. Odlišně se chovají bukové porosty, kde jsou změny v průběhu času minimální (horizont B) nebo je charakter změny opačný ve srovnání se smrkovými porosty (horizont Ah, Ahe).

5.9 Vývoj zdravotního stavu porostů s použitím satelitních snímků

Stav porostů na studijních plochách

Základní charakteristiky defoliace (průměrné údaje v procentech pro všechny stromy na ploše; hodnoty jsou průměry či intervaly pro období 1987 až 1995) a vývoje defoliace smrku na sledovaných studijních plochách jsou uvedeny v tab. 62.

5.9.1 Modelování vývoje lesa na základě přechodových matic

Pro každou výzkumnou plochu a každý rok byla vypočítána:

- průměrná defoliace (**DEFOL**) jako aritmetický průměr hodnot defoliace všech stromů v procentech (jako střed třídy dle klasifikace příslušného stromu; viz obr. 223);
- směrodatná odchylka defoliace (**sDEFOL**) - ta je příslušnou statistikou statistického výběrového souboru jako v předchozím případě (obr. 224);
- odhad minimální defoliace (**minDEFOL**) jako hodnota **DEFOL** - (0.5 **sDEFOL**) - (obr. 225);
- frekvence počtu stromů v jednotlivých stupních defoliace (tab. 63).

Popis procesů poškozování sledovaných porostů uvádí např. VACEK (1996), VACEK, LEPŠ (1996). Po zpracování dat bylo zjištěno, že na všech plochách probíhal vývoj defoliace obdobně. Do roku 1987 probíhalo zhoršování zdravotního stavu lesa (zvyšování defoliace). Od této doby dochází k pravidelnému zlepšování stavu těchto porostů - průměrná defoliace se ročně průměrně snížila o 1,5%. Vzhledem k této skutečnosti nelze použít výsledků ze sledovaných výzkumných ploch pro přímou predikci výskytu rizika zvyšování poškození porostů v následujících letech. Zde nutno též upozornit na skutečnost, že relativní zlepšování stavu porostu je často následkem odumření nejvíce poškozených stromů, které nejsou při následujícím počítání průměrné defoliace brány v úvahu.

Tab. 62: Základní charakteristiky defoliace (průměrné údaje v procentech pro všechny stromy na ploše; hodnoty jsou průměry či intervaly pro období 1987 až 1995) a vývoje defoliace smrku na sledovaných studijních plochách.

TVP	Defoliace		Minimální defoliace		Směrodatná odchylka (sDEFOL)	Vývoj defoliace v období 1987-1995	
	(DEFOL)	Interval	(minDEFOL)	Interval		korelační koeficient (r)	Změna defoliace za 1 rok
10	36,4	27,3-47,4	29,1	21,6-40,6	14,6	-0,858	-1,859
11	42,5	38,1-51,1	34,0	30,3-42,4	16,9	-0,622	-0,865
12	40,2	33,4-48,4	32,0	23,9-40,1	16,6	-0,566	-0,875
18	40,3	29,4-45,5	32,1	19,8-39,1	16,3	-0,433	-0,783
19	34,0	24,5-43,8	26,9	19,3-35,8	14,1	-0,782	-1,682
20	37,3	28,0-45,8	29,7	19,5-37,5	15,2	-0,778	-1,430
21	30,8	24,0-39,7	24,3	19,7-33,3	13,0	-0,689	-1,231
23	40,8	32,9-51,8	32,0	23,8-42,4	17,6	-0,839	-1,779
24	29,3	23,0-36,5	22,2	16,5-29,3	14,1	-0,857	-1,143
25	32,3	23,9-42,6	25,5	17,9-35,7	13,6	-0,785	-1,684

Pro hodnocení výsledků je rovněž důležité uvažovat zjištěnou závislost mezi průměrnou defoliací a směrodatnou odchylkou defoliace na ploše (r = 0,562 při počtu případů n = 149), které lze popsat regresními rovnicemi (VACEK, MATĚJKA 1999):

sDEFOL = 7,363 + 0,2156 **DEFOL,**

DEFOL = 14,149 + 1,4623 **sDEFOL.**

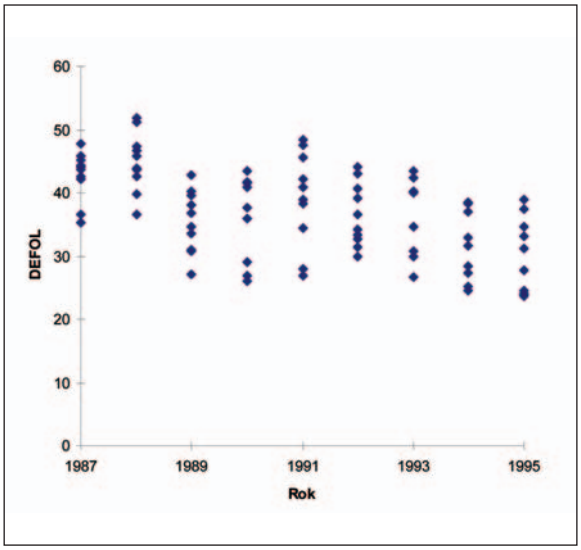
Níže jsou uvedeny tři příklady vývoje hypotetického porostu s převahou stromů v první a druhé třídě defoliace. Počáteční průměrná defoliace byla 32,7 %. Přechodové matice byly konstruovány na základě všech deseti sledovaných ploch, rozdíly se týkaly období v rámci nichž byly průměrné přechodové matice počítány. Limitním rokem pro stanovení období byl rok 1987 v němž se měnil charakter vývoje porostů. Model byl počítán pro období deseti let.

Model I. Všechny plochy, všechny roky sledování (1981 - 1995)

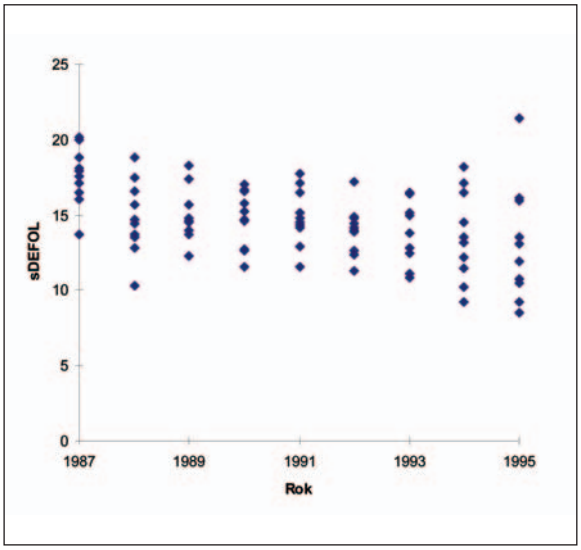
Průměrná přechodová matice:

0: 0,83 - 0,15 - 0,01 - 0,00 - 0,00 - 0,00
1: 0,00 - 0,72 - 0,26 - 0,00 - 0,00 - 0,00
2: 0,00 - 0,14 - 0,73 - 0,09 - 0,01 - 0,00
3: 0,00 - 0,01 - 0,20 - 0,51 - 0,18 - 0,08
4: 0,00 - 0,00 - 0,02 - 0,07 - 0,47 - 0,42
5: 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,99

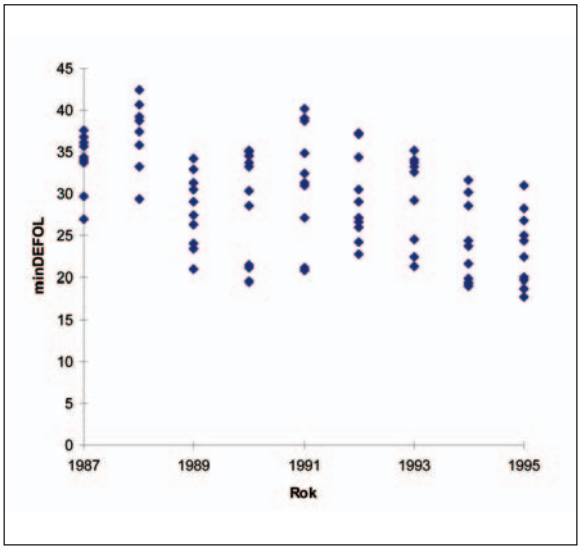
Frekvence stromů ve třídách defoliace 0 až 5:
rok 0: 10 - 50 - 50 - 20 - 0 - 0
rok 1: 8 - 46 - 54 - 15 - 4 - 2
rok 2: 7 - 43 - 55 - 13 - 5 - 6
rok 3: 6 - 41 - 55 - 13 - 6 - 10
rok 4: 5 - 39 - 54 - 12 - 6 - 14
rok 5: 4 - 38 - 53 - 12 - 6 - 18
rok 6: 4 - 36 - 52 - 12 - 6 - 21
rok 7: 3 - 35 - 50 - 11 - 5 - 25
rok 8: 3 - 34 - 49 - 11 - 5 - 29
rok 9: 2 - 32 - 47 - 11 - 5 - 32
rok 10: 2 - 31 - 46 - 11 - 5 - 35



Obr. 223: Vývoj defoliace (DEFOL) v posledním období zlepšování stavu porostů (1987 až 1995).



Obr. 224: Vývoj směrodatné odchylky defoliace (sDEFOL) v posledním období zlepšování stavu porostů (1987 až 1995).



Obr. 225: Vývoj minimální defoliace (minDEFOL) v posledním období zlepšování stavu porostů (1987 až 1995).

Model II. Všechny plochy, období do roku 1986

Průměrná přechodová matice:

0: 0,70 - 0,28 - 0,01 - 0,00 - 0,00 - 0,00
1: 0,00 - 0,77 - 0,21 - 0,00 - 0,00 - 0,00
2: 0,00 - 0,04 - 0,83 - 0,10 - 0,01 - 0,00
3: 0,00 - 0,00 - 0,05 - 0,62 - 0,22 - 0,09
4: 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,01 - 0,52 - 0,46
5: 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,99

Frekvence stromů ve třídách defoliace 0 až 5:
rok 0: 10 - 50 - 50 - 20 - 0 - 0
rok 1: 7 - 44 - 54 - 18 - 5 - 2
rok 2: 5 - 39 - 55 - 17 - 7 - 6
rok 3: 4 - 34 - 55 - 17 - 9 - 12
rok 4: 3 - 30 - 54 - 17 - 9 - 18
rok 5: 2 - 26 - 52 - 17 - 9 - 23
rok 6: 1 - 23 - 50 - 16 - 9 - 29
rok 7: 1 - 21 - 48 - 16 - 9 - 35
rok 8: 1 - 19 - 45 - 15 - 9 - 41
rok 9: 1 - 17 - 42 - 15 - 9 - 47
rok 10: 0 - 15 - 40 - 14 - 9 - 52

Model III. Všechny plochy, období 1987-1995

Průměrná přechodová matice:

0: 0,94 - 0,03 - 0,01 - 0,00 - 0,00 - 0,00
1: 0,00 - 0,68 - 0,30 - 0,00 - 0,00 - 0,00
2: 0,00 - 0,24 - 0,65 - 0,07 - 0,00 - 0,01
3: 0,00 - 0,02 - 0,33 - 0,41 - 0,15 - 0,07
4: 0,00 - 0,00 - 0,03 - 0,13 - 0,43 - 0,38
5: 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,00 - 0,98

Frekvence stromů ve třídách defoliace 0 až 5:
rok 0: 10 - 50 - 50 - 20 - 0 - 0
rok 1: 10 - 47 - 55 - 13 - 4 - 2
rok 2: 9 - 46 - 55 - 10 - 4 - 5
rok 3: 9 - 46 - 54 - 9 - 4 - 9
rok 4: 8 - 45 - 53 - 9 - 4 - 11
rok 5: 8 - 44 - 52 - 9 - 3 - 14
rok 6: 8 - 43 - 50 - 8 - 3 - 17
rok 7: 7 - 42 - 49 - 8 - 3 - 19
rok 8: 7 - 42 - 48 - 8 - 3 - 22
rok 9: 7 - 41 - 47 - 8 - 3 - 24
rok 10: 7 - 40 - 46 - 8 - 3 - 26

Zřejmé je, že při všech scénářích vývoje porostu se jeho stav zhoršuje, avšak s různou rychlostí. Model II popisuje silně se zhoršující stav porostu (odumře 40 % z počátečního počtu stromů a průměrná defoliace se zvýší na 44,9 %). Model III (odpovídající poslednímu období) vykazuje nejnižší zhoršování - malý počet odumřelých stromů (20 %) a stabilní průměrnou defoliaci (32,8 %). Model I je kombinací modelu II a III.

Při nezměněných podmínkách prostředí lze očekávat, že lesy odpovídající sledovaným porostům se budou nadále vyvíjet podle scénáře popsaného modelem posledním. Předpokladem však je, že v příštím období nedojde ke krizovým situacím, jakými mohou být například:

- nepříznivé meteorologické podmínky v konkrétním roce (sucho, teplotní výkyvy oproti normálu, inverzní situace kombinované se zvýšením podílu škodlivin v ovzduší);
- výskyt hmyzích škůdců, houbových patogenů apod.

Tab. 63: Korelační koeficienty (r) pro hodnocení vztahu mezi pozemním šetřením defoliace stromů smrku a indexem kondice lesa počítaným ze satelitních snímků (průměr pro okolí centrálního pixelu plochy tvořené šíří jednoho pixelu.

A. Hodnocení na základě frekvence jedotlivých stupňů defoliace (F0 je frekvence stromů ve třídě defoliace 0, atd.)

Model 2	**F0+F1**	**F0+F1+F2**	**F3+F4+F5**	**F4+F5**	**F5**	**F0+F1-F4-F5**
1984	-0,725	-0,714	0,714	0,693	0,748	-0,736
1986	-0,673	-0,692	0,692	0,764	0,78	0,751
1990	0,64	0,532	-0,532	-0,556	-0,565	0,623
1995	-0,807	-0,743	0,742	0,792	0,782	-0,807
1995	-0,106	-0,441	0,441	0,502	0,407	-0,335

B. Hodnocení na základě modelu průměru defoliace

Model	DEFOL	sDEFOL	minDEFOL	index vícenásobné korelace (r2)
1984	0,571	0,401	0,611	0,531
1986	0,597	0,403	0,609	0,372
1990	-0,568	-0,045	-0,596	0,455
1992	0,801	-0,651	0,825	0,712
1995	0,396	0,723	-0,143	0,738

Takové faktory by zřejmě způsobily výraznou odchylku od modelovaného vývoje směrem ke zhoršení zdravotního stavu porostů. Je nutno upozornit, že pravděpodobnost výskytu těchto faktorů v Krkonoších je značně vysoká.

5.9.2 Index kondice lesa

Na základě posouzení dat indexu kondice lesa je nutno konstatovat následující skutečnosti:

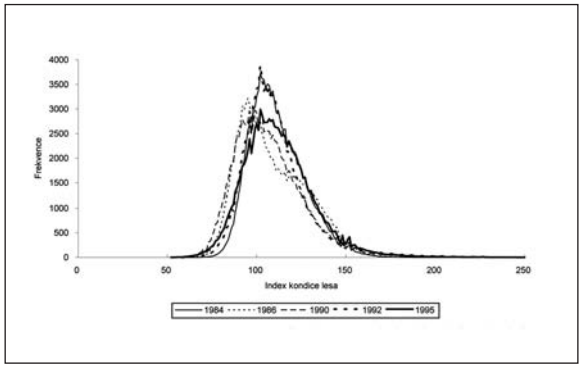
- Indexy kondice lesa v různých letech nejsou přímo porovnatelné.
- Byl indikován nárůst rozpětí intervalu hodnot indexu kondice lesa (zvyšuje se zjišťované maximum v hodnocené scéně).
- Existuje porucha v rozdělení frekvencí hodnot podél osy 1-255 v oblasti 150 (resp. 1.0 při vyjádření v původních reálných hodnotách). Z těchto dat nelze usuzovat na způsob vzniku této poruchy. Je možno několik způsobů vysvětlení:
  - pixely s odpovídajícími hodnotami (které nejsou přítomny) byly odstraněny na základě použité masky lesa;
  - těchto hodnot nelze dosáhnout na základě použitého algoritmu pro výpočet indexů kondice lesa;
  - jedná se o chybu, která je determinována použitým systémem SunSparc IPX & EASI/PACE.

Frekvence hodnot indexu kondice lesa v rámci celého území Krkonoš jsou znázorněny na obr. 226, rozdíly jsou patrnější při užití klouzavých průměrů frekvence. Sledované scény z pěti let lze charakterizovat následovně:

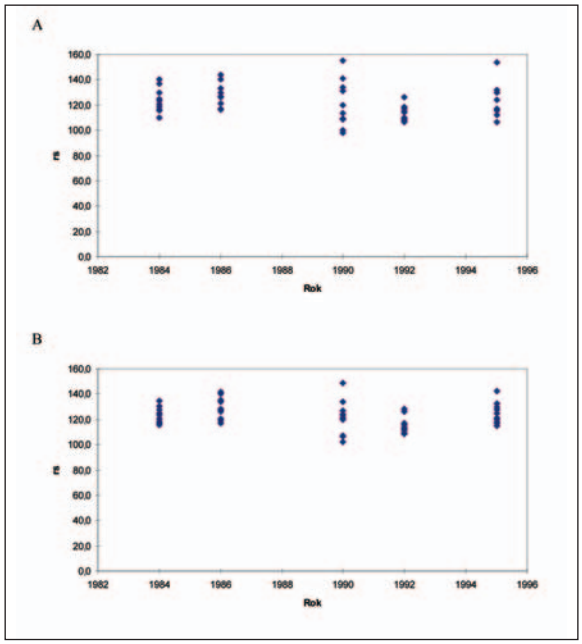
- roky 1986 a 1990: index kondice lesa nabýval nižších hodnot;
- rok 1986: frekvenční křivka má odlišný charakter od všech následujících (viz zvýšení frekvencí u vyšších hodnot indexu kondice lesa), což ukazuje na možnost vlivu nějakého externího faktoru na celou hodnocenou scénu;
- roky 1984 a 1992: dosaženo průměrně vyšších hodnot indexu kondice lesa, nižší variabilita tohoto indexu a současně nejvyšší maxima frekvenční křivky;
- rok 1995: maximální variabilita indexu kondice lesa a současně dosaženo nejnižšího maxima frekvenční křivky.

Srovnáme-li rozdělení průměrných hodnot indexu kondice lesa v okolí centrálního pixelu studijních ploch (obr. 227), je patrná vzájemná odlišnost všech sledovaných let. Rozdělení studijních ploch (uvažovány všechny roky sledování) v závislosti na průměrné defoliaci (DEFOL) a průměru indexu kondice lesa (rs) v okolí středu studijní plochy definovaného jedním pixelem je patrné z obr. 228 - 229.

Předpověď rozmístění oblastí kritických z hlediska možného zhoršování stavu porostů smrku lze pravděpodobně provést na základě srovnání indexů kondice lesa v posledních letech. Toto porovnání bylo provedeno na základě



Obr. 226: Frekcence pixelů dle indexu kondice lesa (rs) v jednotlivých letech sledování.



Obr. 227: Průměry indexu kondice lesa (rs) okolí středu studijní plochy definovaného jedním (A) resp. pěti (B) pixely v závislosti na roku snímání.

barevné syntézy pro dvojice let 1990-1995 a 1992-1995. Přitom je nutno podotknout, že:

- rok 1990 byl atypický z hlediska vztahu šetření pozemního a dálkového průzkumu země, proto dané porovnání není možno doporučit k dalšímu použití bez kritického zhodnocení opírajícího se o nová data;
- oba obrazy vypadají obdobně;
- pixely s různým charakterem se vyskytují v mozaice, u které lze jen těžko najít určitou pravidelnost, patrná je však akumulace pixelů indikujících potenciální riziko zhoršování zdravotního stavu lesa v místech některých porostních stěn.

Rozdělení pixelů indikujících potenciální riziko zhoršování zdravotního stavu lesa na sledovaném území KRNAP a provedené porovnání se situací v terénu v roce 1996 předběžně potvrdilo, že lze využít zpracovaných satelitních snímků pro objektivizaci predikce vývoje. Například v oblasti Střední hory a Koule bylo indikováno zvýšené riziko poškozování lesních porostů na základě barevné syntézy 1990 - 1995. Jedná se o oblast relativně nejméně zatíženou znečistěním ovzduší a s menší defoliací smrku. Porosty se tam pravděpodobně dlouho nacházely v latentním stadiu poškození. Fyziologický stav porostů se bez prokazatelného projevu defoliace podstatně zhoršil až po roce 1990. Zhoršení stavu smrkových porostů bylo v roce 1996 akcelerováno přemnožením kůrovce v této oblasti.

Je nutno upozornit na fakt, že vývoj v posledním období nemusí nutně u konkrétního porostu znamenat, že se tento bude nadále vyvíjet dle současných mechanismů, protože se může stát, že:

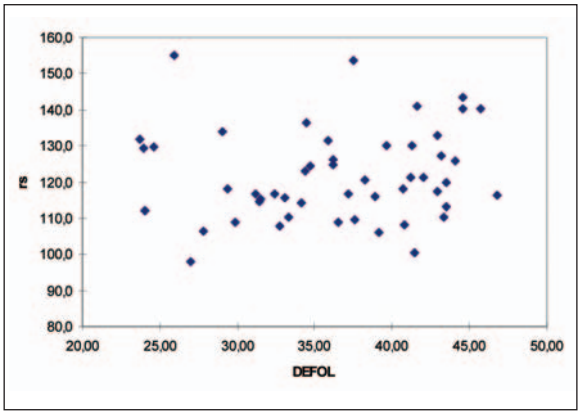
- vývoj právě dojde k určité limitní hodnotě některého parametru, kdy se jeho změna bude projevovat v parametru jiném;
- vývoj je nestabilní, protože ekosystém se vyskytuje v určitém inflexním bodu;
- dojde ke změně jednoho nebo více vnějších parametrů, které změní charakter vývoje stavu lesů.

Posledně jmenovanou změnu lze dokonce v současnosti očekávat vzhledem ke změně průběhu počasí při srovnání let 1996 a 1997 s lety předcházejícími. Pro zhodnocení tohoto možného vlivu dosud nejsou k dispozici zpracovaná data.

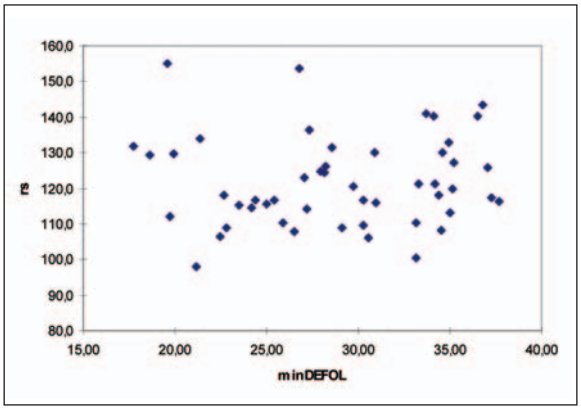
Celkový korelační koeficient vyjadřuje, jak je úzký vztah mezi pozemním šetřením defoliace a indexem kondice lesa při uvážení všech let sledování (tab. 63). Jeho kvadrát (r^2) je uveden v tab. 64. V okolí některých studijních ploch v některých letech byla zaznamenána vysoká variabilita indexu kondice lesa, která měla za následek velký rozdíl mezi indexem kondice ve středovém pixelu a průměrem indexu kondice lesa se započtením okolích pixelů. Nejtěsnější vztah mezi pozemním šetřením defoliace a indexem kondice lesa vypočteným ze snímků LANDSAT TM byl zjištěn při použití okolí centrálního pixelu 5 (tj. použití 11x11 pixelů), vyjádření defoliace jako minimální defoliace (odpovídá průměrné defoliaci stromů s nejnižším poškozením), vyjádření indexu kondice lesa ve formě **rs** - 0.5 **srs** (odpovídá průměru těch pixelů, které mají nejnižší hodnotu indexu kondice lesa). Poté bylo pro jednotlivé roky dosaženo regresních charakteristik uvedených v tab. 65.

V závěru lze konstatovat že

1. Existuje vztah mezi defoliací a indexem kondice lesa počítaným ze satelitních snímků LANDSAT TM. Tento vztah však není jednoznačný a mění se rok od roku. Nelze vytvořit jednoznačný model vývoje lesů v Krkonoších na základě indexů kondice lesa. Proto tyto indexy nelze přímo využít v provozní praxi např. pro plánování postupu imisních těžeb, jak se dosud často předpokládalo.
2. Pro další zhodnocení významu indexu kondice lesa a zjištění možnosti jeho použití by bylo vhodné masku lesů vytvořit na základě satelitních snímků toho roku, pro který jsou indexy kondice lesa počítány. Tím by bylo možné retrospektivně postihnout úbytek lesa a zjistit za



Obr. 228: Rozdělení studijních ploch (uvažovány všechny roky sledování) v závislosti na průměrné defoliaci (DEFOL) a průměru indexu kondice lesa (rs) okolí středu studijní plochy definovaného jedním pixelem. Šest nejvíce vzdálených bodů v levé horní části grafu odpovídá plochám TVP 24 a TVP 25 v roce 1990 resp. TVP 18, TVP 19, TVP 24 a TVP 25 v roce 1995.



Obr. 229: Rozdělení studijních ploch (uvažovány všechny roky sledování) v závislosti na průměrné minimální defoliaci (minDEFOL) a průměru indexu kondice lesa (rs) okolí středu studijní plochy definovaného jedním pixelem. Šest nejvíce vzdálených bodů v levé horní části grafu odpovídá plochám TVP 24 a TVP 25 v roce 1990 resp. TVP 18, TVP 19, TVP 24 a TVP 25 v roce 1995.

Tab. 64: Kvadráty korelačního koeficientu pro vztah mezi pozemním šetřením defoliace a indexem kondice lesa v závislosti na velikosti uvažovaného okolí centrálního pixelu.

model pozemního šetření defoliace:	DEFOL		minDEFOL	
model indexu kondice lesa:	rs	rs - 0.5 s_{rs}	rs	rs - 0.5 s_{rs}
velikost okolí: 0	0,396	-	0,387	-
1	0,315	0,306	0,323	0,347
2	0,326	0,322	0,356	0,390
3	0,339	0,329	0,394	0,419
4	0,350	0,376	0,440	0,461
5	0,363	0,394	0,452	0,478

Tab. 65: Korelační koeficient (r) a regresní koeficienty (a +b) pro lineární regresi Mk = a + b Mt mezi pozemním šetřením defoliace (Mt = minDEFOL) a indexem kondice lesa (Mk = rs - 0,5 srs; při šíři okolí 5 pixelů) v jednotlivých letech sledování.

Rok	r	a	b
1984	0,541	107,33	+0,449
1986	0,691	80,42	+1,282
1990	-0,696	148,58	-1,090
1992	0,914	83,11	+0,941
1995	-0,476	126,47	-0,337

jakých podmínek (v podmínkách jakých hodnot indexu kondice lesa) úbytek lesa probíhal. Až tímto způsobem by bylo možno odhadnout, kde bude možno očekávat nejvýraznější poškození lesních porostů.

3. Modelování vývoje zdravotního stavu lesa na základě přechodových matic je poměrně přesné. Při využití permanentního sledování defoliace (pro definici aktuálních přechodových matic) na relativně malém souboru ploch vybraných dle určitých požadavků, jednorázovém sledování defoliace na zájmových lokalitách a aplikaci vytvořeného modelu, lze poměrně přesně odhadnout další vývoj stavu těchto vybraných lokalit. Tento postup je možno kombinovat s užitím barevných syntéz rastrů konstruovaných na základě indexů kondice lesa pro odhad rozmístění lokalit se zvýšeným rizikem dalšího vývoje.
4. Studovaný soubor ploch je zřejmě nedostatečný, protože charakter všech ploch je obdobný. V důsledku absence ploch v porostech mladšího a středního věku nepokrývá tento soubor celou variabilitu podmínek poškození v nichž se smrkové lesy v Krkonoších nacházejí.

5.9.3 Vývoj zdravotního stavu porostů

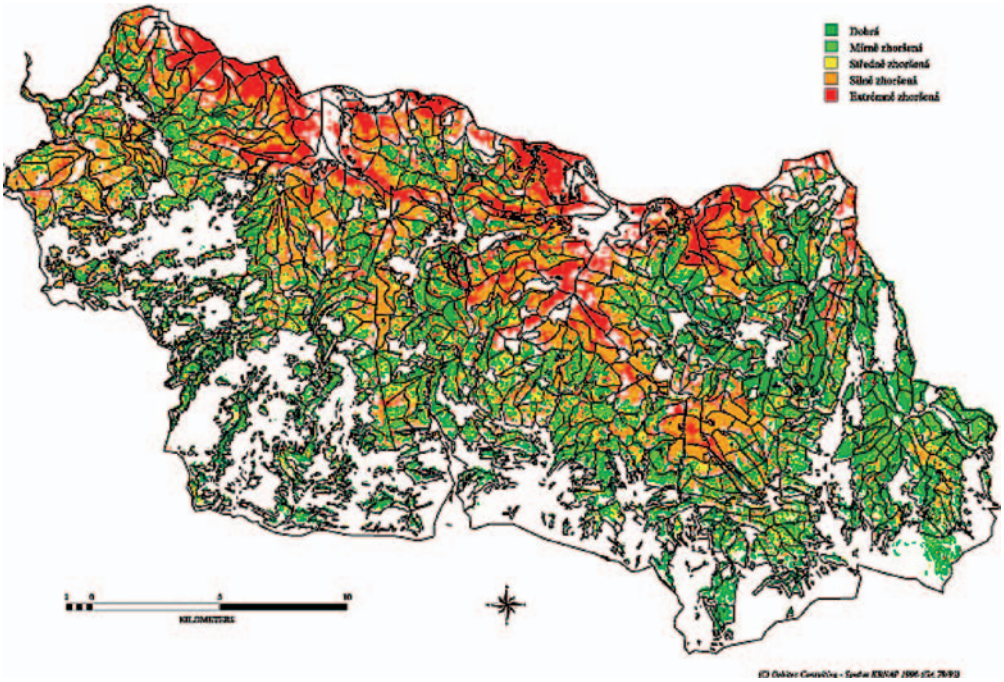
Neocenitelnou výhodou použití satelitních snímků byla okamžitá informace o celém území. Tato výhoda byla však zmenšena nemožností načasovat termín snímku na určitou optimální a ve všech letech konstantní fenologickou fázi. Dalšími nevýhodami bylo „průměrování“ dat v rámci jednoho pixelu a podávání komplexní a od sebe nerozlišitelné informace o množství asimilačního aparátu a obsahu vody v něm (závislost na počasí).

Proto bylo satelitní snímkování vyžito především pro identifikaci oblastí např. se špatnou kondicí lesního porostu, která se ještě neprojevovala na jeho zdravotním stavu, popřípadě pro rámcovou předpověď vývoje zdravotního stavu porostů. Postupně jsme dospěli k závěru, že metodou využití satelitních dat LANDSAT TM je možné určit vývoj porostů pouze na lokalitách s vysokou dynamikou zhoršování zdravotního stavu. V současné době jsou to porostní stěny a různě hustá mozaika uvnitř lesních komplexů, protože celé poroty s vysokou dynamikou zhoršování zdravotního stavu lesa byly v období imisně ekologické kalamity odtěženy. Pokud by technologie a metodika využití satelitních snímků pro určování zdravotního stavu lesa byla v počátečním období destrukce lesních ekosystémů imisemi v Krkonoších na dnešní úrovni, mohlo být zajištěno optimální prostorové a časové plánování včasné a účelné obnovy. Modelování vývoje zdravotního stavu porostů na lokalitách s nízkou dynamikou změn stanovenou podle satelitních dat není v současné době příliš hodnověrné.

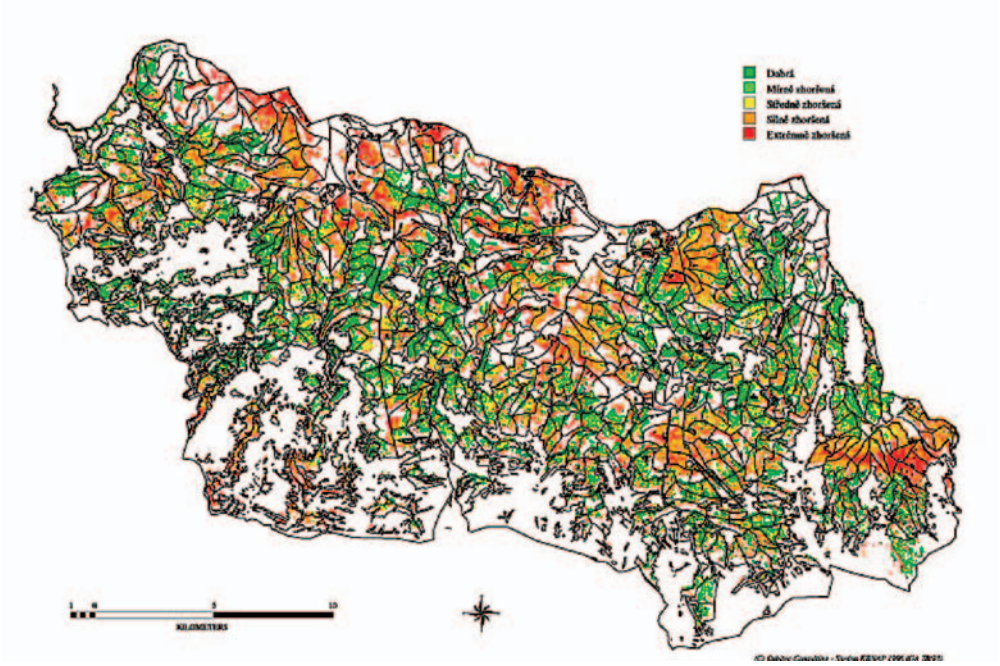
V Krkonoších má využití satelitních snímků význam především pro objektivní odhad rizika změn. Tento údaj se ale může měnit s časem a proto je nutné hodnocení periodicky opakovat. Např. přemnožení kůrovce v oblasti Střední hory a Koule v roce 1996 bylo satelitními daty spolehlivě indikováno v roce 1995, přičemž data z roku 1992 zařazovala tuto oblast mezi „neproblematickou“ (data LANDSAT TM z r. 1993 a 1994 nejsou kvalitní a proto nemohla být k vyhodnocení využita).

Porovnání kondice lesa v jednotlivých termínech snímkování s nárůstem holin v následných termínech prokázalo, že v Krkonoších v žádném případě nedocházelo k neoprávněným těžbám porostů s dobrým zdravotním stavem. Výjimku tvoří jedno až několikapixelové plošky (velikost pixelu je 30 x 30 m), které identifikují skupinky s relativně lepší kondicí (pravděpodobně buď v důsledku lepšího mikrostanoviště, nebo skupiny relativně strestolerantní). Jednotlivé stromy s lepší kondicí mají příliš malý průmět koruny a proto výsledný pixel podstatně neovlivní.

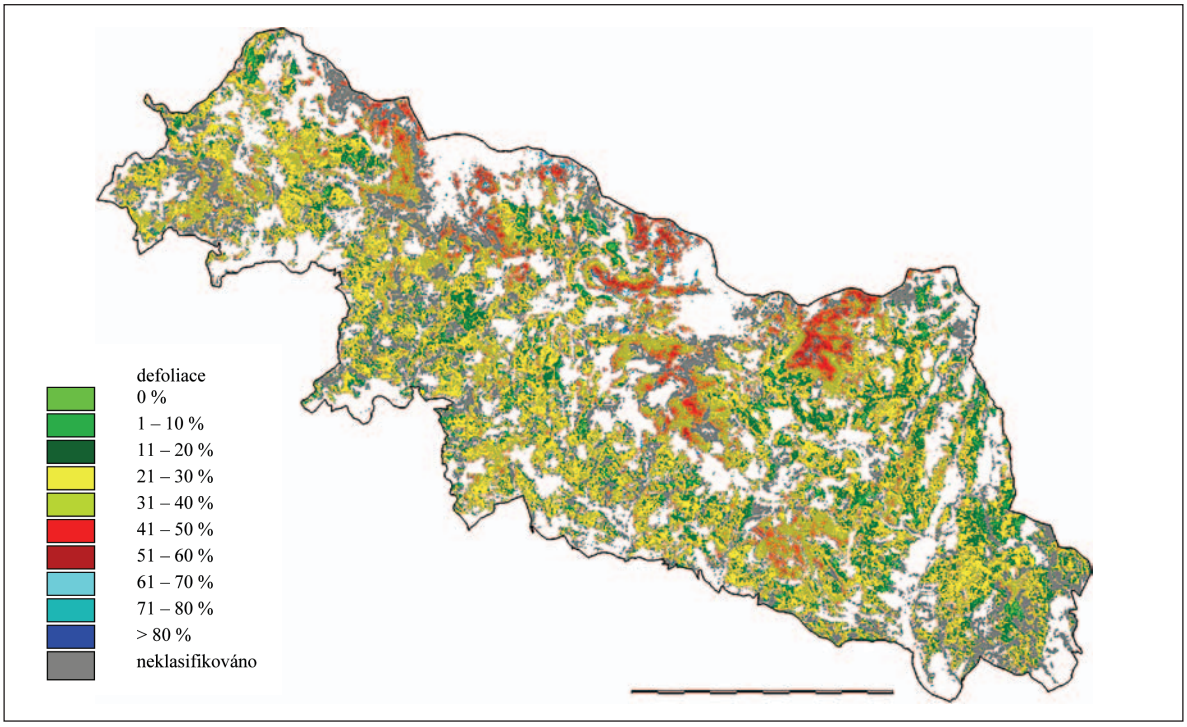
Při testování objektivity v projektu použité metody ke zjišťování kondice lesa bylo provedeno terénní porovnání se stupni poškození ze satelitních snímků podle LADAP a podle STOKLASA Tech. Námi zvolená metoda ORBITEC CONSULTING se projevila jako jednoznačně nejpřesnější. Výsledky zpracované touto metodou na příkladu r. 1984 a 1992 jsou uvedeny na obr. 230 - 231.



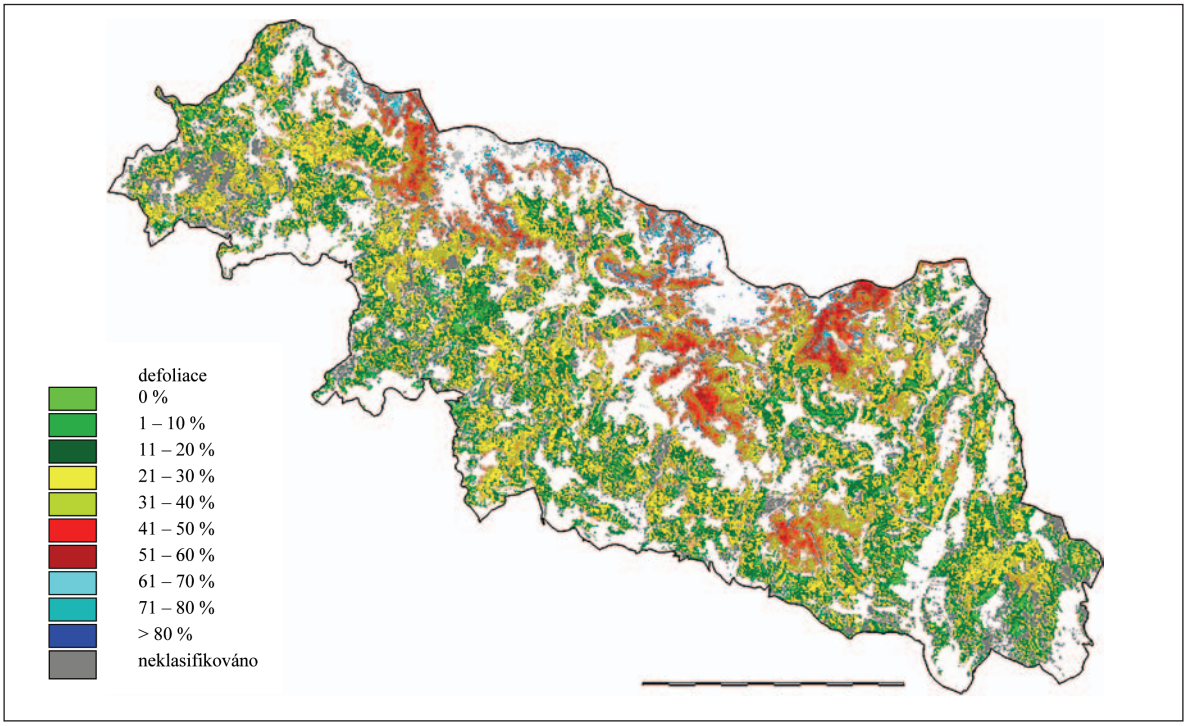
Obr. 230: Relativní kondice smrkových porostů v roce 1984 (ORBITEC CONSULTING).



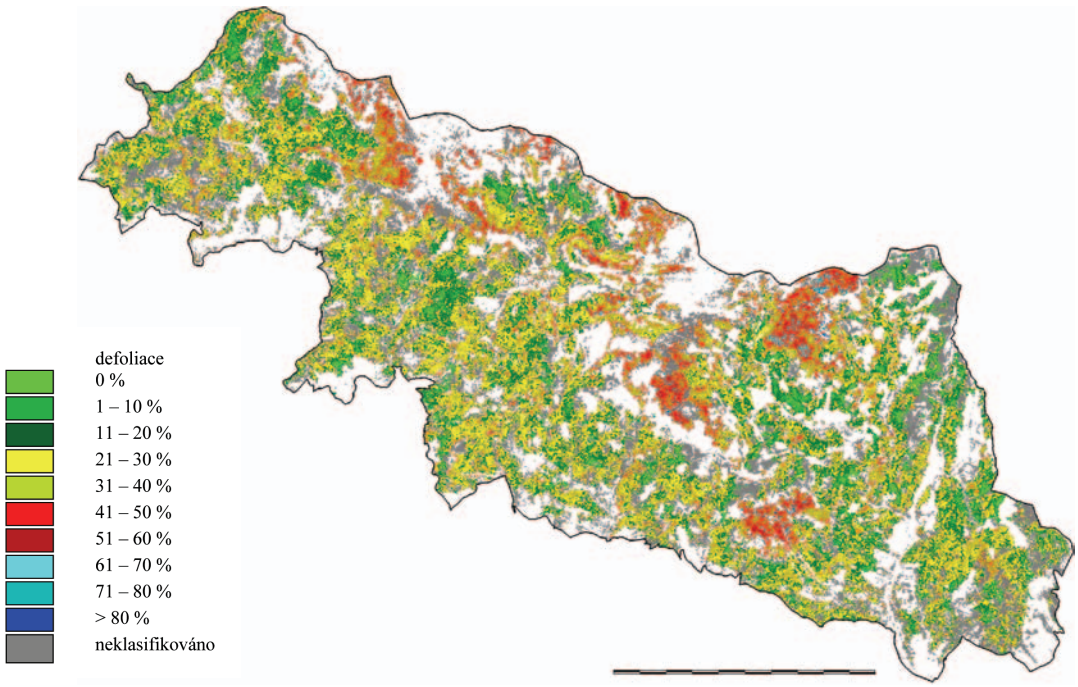
Obr. 231: Relativní kondice smrkových porostů v roce 1992 (ORBITEC CONSULTING).



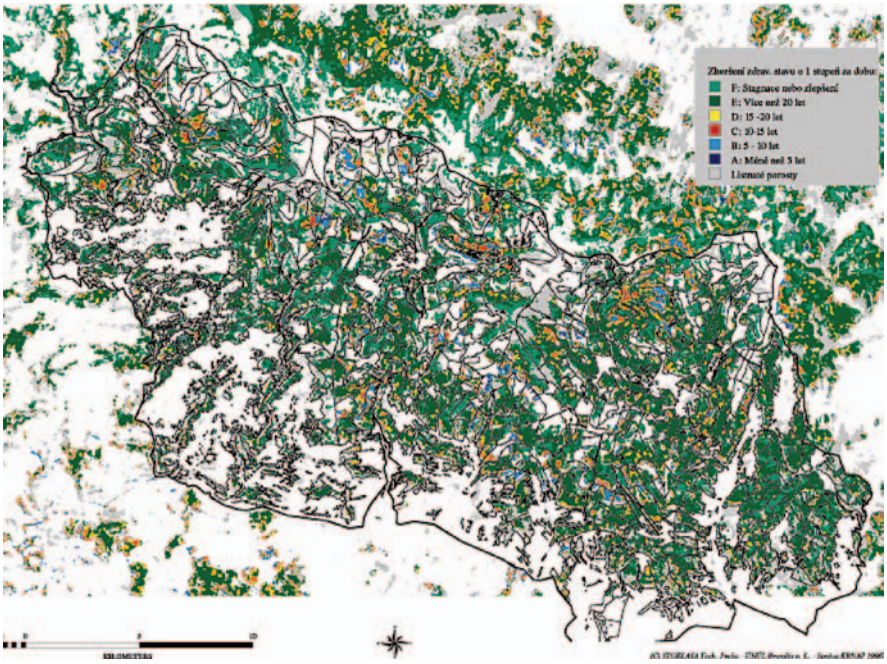
Obr. 232: Stupně poškození lesních porostů v roce 1994 vyhodnocené na podkladě satelitních snímků LANDSAT (STOKLASA Tech.).



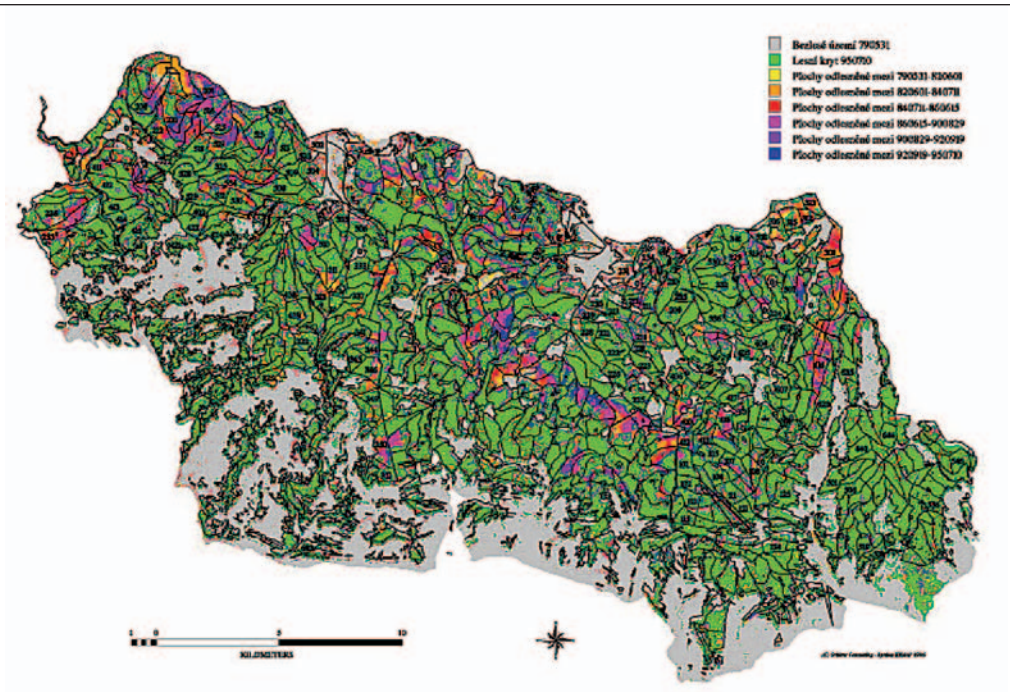
Obr. 233: Stupně poškození lesních porostů v roce 1997 vyhodnocené na podkladě satelitních snímků LANDSAT (STOKLASA Tech.).



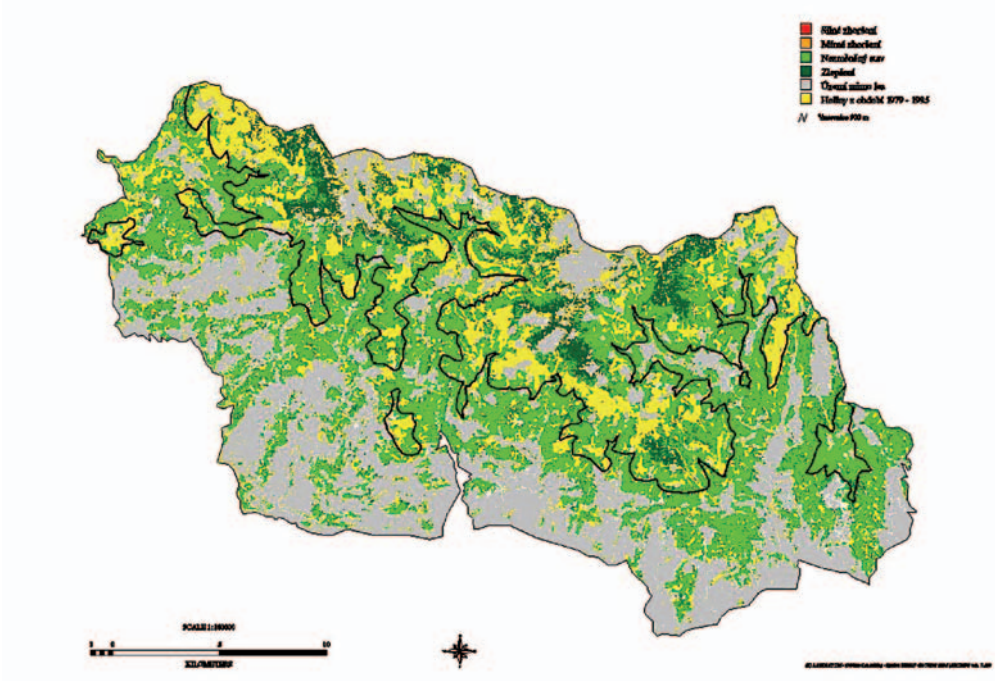
Obr. 234: Stupně poškození lesních porostů v roce 2003 vyhodnocené na podkladě satelitních snímků LANDSAT (STOKLASA Tech.).



Obr. 235: Vývoj zdravotního stavu smrkových porostů v období 1984 - 1994 vyhodnocený na podkladě satelitních snímků LANDSAT (STOKLASA Tech.).



Obr. 236: Vývoj odlesnění mezi lety 1979 a 1995 (ORBITEC CONSULTING).



Obr. 237: Mapa odlesnění v období 1979 – 1995 podle satelitních dat (ORBITEC CONSULTING).

K testování a porovnávání výsledků výše uvedených metod byla použita část polesí Nový Svět na LHC Harrachov. Výsledky LADAP byly značně nepřesné jak při stanovení zdravotního stavu, tak i při určení hranice mezi lesním porostem a plochou bez lesního porostu. Údaje STOKLASA Tech. většinou odpovídaly skutečnosti, ale užívané stupně poškození nebyly použitelné pro predikci vývoje zdravotního stavu na dobu delší než 1 rok. Například na místě silně poškozených smrkových porostů ve stadiu destrukce s hustým podrostem *Calamagrostis villosa* v nadmořské výšce téměř 1 200 m byl metodou STOKLASA Tech. identifikován listnatý porost. Tyto výsledky mapování stupňů poškození s použitím satelitních snímků z roku 1994 jsou poznamenány chybami, protože byl extrémně suchý rok. Stupně poškození lesních porostů v letech 1994, 1997 a 2003 vyhodnocené na podkladě satelitních snímků LANDSAT firmou STOKLASA Tech. jsou uvedeny na obr. 232 - 234.

Vylišení pásem ohrožení na základě vývoje zdravotního stavu podle satelitních snímků je obvykle objektivnější než stanovení pásem ohrožení podle koncentrací SO_2. V Krkonoších bylo nutné brát i tuto metodu s rezervou. Poškození podle satelitních dat zde totiž bylo zkresleno pomístným výskytem kůrovce a proředěním porostů odtěžením nejvíce poškozených stromů (přípravou na obnovu přírodě blízkými způsoby), vlivem „prosvítání“ travních porostů pod prosychajícími korunami stromů a pravděpodobně i vlhkostními poměry v termínech snímkování. Podle hodnocení provedeného podle STOKLASA Tech. nedošlo v období mezi lety 1984 až 1994 u drtivé většiny lesních porostů ke zhoršení zdravotního stavu, popř. dochází ke zhoršení zdravotního stavu o 1 stupeň za 20 a více let. Ke „zlepšení“ zdravotního stavu mělo dojít například i na vrcholu Kamence a Lubochu a v údolí Malé Mumlavy, zatímco v imisně nejméně zatížené oblasti Střední hory a Koule bylo v důsledku výskytu kůrovce vyznačeno pásmo ohrožení B (obr. 235).

Na základě retrospektivního vývoje zdravotního stavu smrkových porostů pod vlivem imisně ekologického stresu zpracované metodou ORBITEC CONSULTING byly vedle rizikových oblastí předběžně vylišeny i oblasti s relativně ekologicky stabilními ekosystémy.

Předběžně vylišené ekologicky rizikové oblasti byly při plánování lesnických opatření v GIS konfrontovány, se stanovištními podmínkami, s mapou introskeletové eroze, s lokalitami ohroženými vznikem nových lavinových drah, se současným stavem lesních porostů podle inventarizace provedené v rámci zpracování lesního hospodářského plánu a doplňkově s kategoriemi bioindikace pomocí lišejníků, s prostorovým modelem terénu a v konečné fázi pak s modelem atmosférické depozice a modelem kritických zátěží.

5.9.4 Vývoj holin

Dalším cílem vyhodnocení zdravotního stavu smrkových porostů s ohledem na vývoj imisně ekologických podmínek bylo určit jejich budoucí vývoj s akcentem na trendy odlesněných ploch, resp. vývoj holin. Smyslem těchto šetření bylo připravit podklady pro plánovitou obnovu porostů poškozovaných imisně ekologickým stresem, zabránit likvidaci porostů které mají přes zdánlivě kritický zdravotní stav šanci na přežití a umožnit napěstování dostatečného množství sadebního materiálu v odpovídající genetické kvalitě. Dalším důvodem byla snaha z ekonomického i ekologického hlediska optimálně načasovat realizaci zalesnění pro jednotlivé soubory lesních typů podle vývoje vlhkostních poměrů a bylinného patra.

Výsledkem bylo zachycení vývoje holin v letech 1979, 1982, 1984, 1986, 1990, 1992 a 1995 (tab. 66, obr. 236) a kondice lesních porostů v roce 1984, 1986, 1990, 1992 a 1995. Tato data byla použita pro předběžné vylišení území, kde reakce lesního porostu ukazuje na kritický vliv imisně ekologických faktorů (rizikové oblasti). Jsou to území s patrným zhoršováním zdravotního stavu lesních porostů a plochy odlesněné nahodilými těžbami v nadmořské výšce 900 m a výše.

Tab. 66: Vývoj holin v období 1979 až 1995 podle satelitních dat LANDSAT TM v pixelech (1 pixel = 30 x 30 m; bezlesé území v roce 1979 bylo tvořeno 265520 pixely, lesní kryt v roce 1995 408313 pixely).

Období let	1979-82	1982-84	1984-86	1986-90	1990-92	1992-95
nárůst holin	17182	31303	60929	40485	21548	35554

Používaná metoda ORBITEC CONSULTING identifikuje jako „holiny“ i stojící odumřelé porosty. Ve srovnání s vývojem holin podle zalesnění (případně podle evidence holin) byl tento způsob pro vyjádření průběhu imisní kalamity přesnější. Protože nebyla k dispozici pravidelná časová řada satelitních dat, byly údaje v jednotlivých letech průměrem v rámci dvouletých až čtyřletých období.

Plocha odlesnění a vývoj zdravotního stavu lesních porostů v letech 1979 - 1995 je patrný z obr. 237. Číselné kódy v legendě znamenají datum satelitního snímku (rok, měsíc, den). Zelené jsou plochy lesních porostů zachované od roku 1979 do roku 1995, šedé jsou plochy bez lesního porostu v roce 1979 (louky, orná půda, mýtiny a v tomto případě i porosty nad horní stromovou hranicí), žluté jsou plochy odlesněné v období 1979 - 1982, oranžové odlesněné v období 1982 - 1984, červené odlesněné v období 1984 - 1986, světle fialové 1986 - 1990, tmavě fialové 1990 - 1992 a modré jsou plochy odlesněné v období 1992 až 1995. Záměrně nebyl brán zřetel na nový les, to znamená např.

na nově zalesněné plochy s dostatečně vzrostlou kulturou satelitem již identifikovanou jako les. Jako holiny jsou znázorněny i netěžené porosty s převahou mrtvých stromů, kde travní porost při snímkování převáží nad zbytkem korun přežívajících stromů. V tomto období více než 93 % těžeb bylo nahodilých. Od roku 1981 došlo v důsledků působení imisně ekologického stresu k destrukci lesních ekosystémů na více než 10 000 ha lesa, tzn. téměř 1/3 lesních porostů KRNAP.

Území s patrným zhoršováním zdravotního stavu lesních porostů a plochy odlesněné nahodilými těžbami v nadmořské výšce 900 m a výše lze předběžně považovat za lokality s kritickým vlivem imisně ekologických faktorů (rizikové oblasti). Na těchto lokalitách je nutné s ohledem na atmosférickou depozici plánovat zvýšené zastoupení stanovištně vhodných listnatých dřevin přirozené skladby (včetně buku).

5.10 Škody zvěří

Škody zvěří evidované v české části Krkonoších podle LHP jsou uvedeny v tab. 67. Zejména pak u porostů poškozených ohryzem a loupáním se jedná o kumulované, převážně staré škody. Podstatná část stromů poškozených ohryzem a loupáním (údaje z let 1982 - 2002) byla v důsledku napadení hnilobou ekologicky labilní – kmenové i vrcholové zlomy. Většina z těchto silně porostů poškozených v průběhu 70. až 90. let minulého století již byla vytěžena a obnovena.

5.10.1 Škody ohryzem a loupáním

Škody ohryzem a loupáním jsou v české části Krkonoš převážně staršího data (obr. 238 a 240; tab. 68).

Z tab. 68 vyplývá, že při srovnání redukovaných a celkových ploch poškození porostů ohryzem a loupáním nejsou v globále tyto škody nijak dramatické jelikož bělem sledování nepřesáhla ročně 3 % a většinou se pohybovala kolem 1 %.

Škody působené vysokou zvěří jsou zde soustředěny do letního období. Zimní škody jsou v současné době prakticky eliminovány díky soustavě přezimovacích obůrek. S výstavbou přezimovacích obůrek bylo započato v roce 1971. Dnes jich je v Krkonoších celkem 18 o průměrné výměře 7 ha. Jsou rozmístěny ještě v horských polohách tak, aby zachytily zvěř migrující na počátku zimního období do nižších poloh

Tab. 67: Škody zvěří evidované v české části Krkonoš podle LHP (redukovaná plocha v ha; sčítány byly všechny zjištěné škody, nového i staršího data).

Rok	Okus	Ohryz a loupání
1982	155,65	3773,28
1992	456,37	5066,57
2002	216,19	2393,13

Tab. 68: Aktuální škody zvěří evidované v české části Krkonoš podle ročních šetření (data Správa KRNAP).

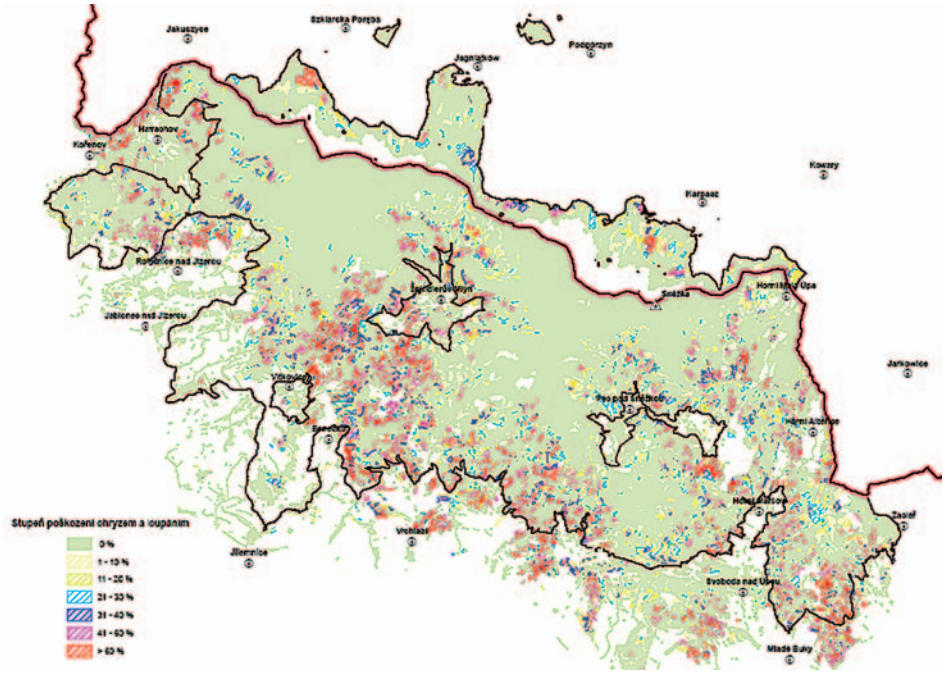
Rok	Ohryz a loupání (ha)		Okus (ha)	
	Celková plocha	Redukovaná plocha	Celková plocha	Redukovaná plocha
1994	449,29	12,50	70,47	12,50
1995	482,20	8,14	8,48	8,14
1996	412,84	6,34	6,50	6,34
1997	234,56	2,98	27,60	2,98
1998	247,38	3,53	0,44	3,53
1999	423,78	8,82	57,86	8,82
2000	344,04	6,70	13,21	6,70
2001	221,41	3,30	65,88	3,30
2002	226,10	2,17	24,92	2,17
2003	240,75	2,91	39,54	2,91
2004	241,10	2,62	56,69	2,62

Pozn.: Počítány pouze škody způsobené za kalendářní rok. Uvádění škod pouze jako redukovaná plocha může být zavádějící, protože nedává informaci o intenzitě poškození. Proto tabulka uvádí i celkovou plochu, na které bylo poškození zjištěno.

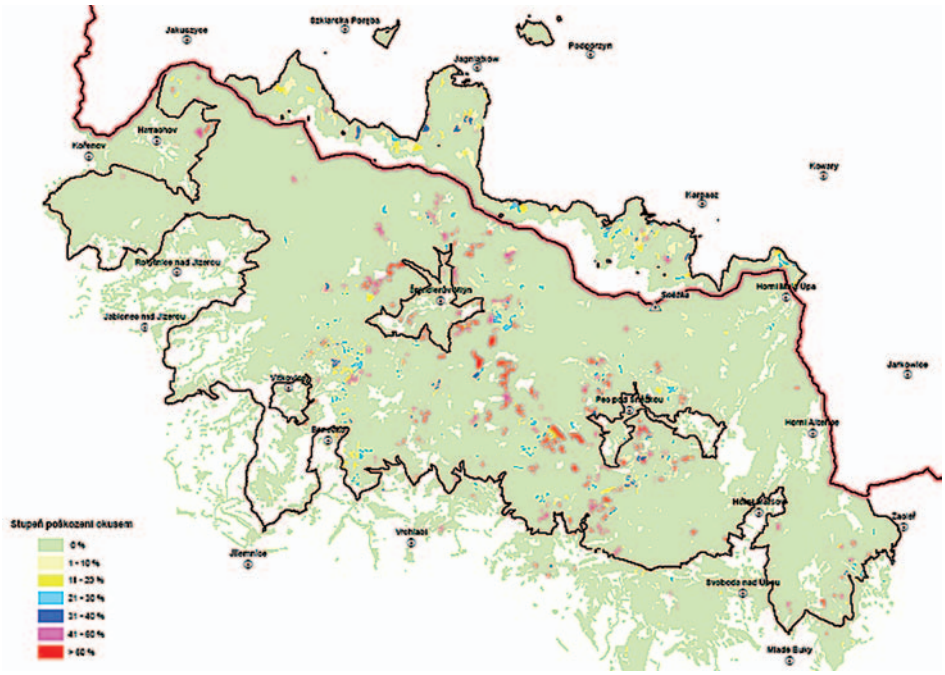
Tab. 69: Poškození dřevin okusem v české části Krkonoš v r. 2002 podle LHP (v ha plochy dřeviny).

Dřevina	Poškození okusem										
	10%	20%	30%	40%	50%	60%	70%	80%	90%	100%	Celkem
SM	230,61	105,59	45,76	1,6	15,46	2,57	0	5,48	3,16	2,5	412,76
JD	0,91	1,22	0,77	0,15	0,46	0,25	0,19	0,12	0,66	0,02	5,96
MD	1,22	2,9	1,1	1,05	1,77	0,89	0	0,43	0,83	0,02	10,21
KOS	2,66	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2,66
BK	17,56	38,45	31,36	10,59	17,88	2,59	6,19	13,47	4,43	3,09	145,61
KL	3,72	0,15	1,59	0,64	2,34	0,82	0,22	3,26	4,9	0,13	17,77
JS	0,06	0,18	0,23	0,16	0,45	0	0	1,91	1,34	0	4,33
OL	0,04	0	0	0	0	0	0	0	0	0,25	0,29
JR	2,07	8,44	16,75	9,46	11,71	11,43	5,39	16,13	16,33	3,85	101,56
Sa	258,89	156,94	97,56	23,85	50,07	18,55	12,99	40,8	31,68	9,86	701,15

Pozn.: Sčítány všechny zjištěné škody (nové i staršího data).



Obr. 238: Poškození lesních porostů v Krkonoších ohryzem a loupáním (data KRNAP a KPN).



Obr. 239: Poškození lesních porostů v Krkonoších okusem (data KRNAP a KPN).

Obr. 240: Regenerace jedle poškozené loupáním jelení zvěří (foto: O. Schwarz).

Obr. 241: Jedinec buku silně poškozený okusem jelení zvěří (foto: O. Schwarz).

(plocha Krkonošského národní parku a ochranného pásma především vzhledem k intenzivnímu turistickému ruchu v zimním období nezajišťuje vhodné podmínky pro sezónní migrace). Převážně podle konkrétních sněhových podmínek je v jednotlivých zimních obdobích v přezimovacích obůrkách soustředěno 80 - 90 % jelení zvěře.

Při posuzování škod zvěří musíme vycházet z toho, že zvěř musí něco žrát, ale měla by mít větší klid, aby se nesoustřeďovala ve velkých počtech do klidových míst, kde pak lokálně působí ekologicky neúnosné škody.

5.10.2 Škody okusem

Klíčovým problémem jsou škody zvěří okusem, jelikož jsou poměrně rozptýlené a zvěř selektivně vyhledává především dřeviny znovuzaváděné do lesních ekosystémů (obr. 239 a 241; tab. 69).

K velmi silnému poškození dochází u jedle, klenu, jeřábu a lokálně i u buku (většinou nižší než 50% poškozených jedinců, lokálně jsou však škody téměř 100 %). Tyto dřeviny a většinu ostatních listnáčů je proto třeba při jejich obnově chránit proti okusu.

Škody působené zvěří na lesních ekosystémech v zimním období jsou dočasně (po dobu rekonstrukce jejich přírodě blízké druhové, věkové a prostorové skladby) snižovány přikrmováním. V české části Krkonoš bylo v režijních honitbách KRNAP (výměra 33 152 ha, z toho lesní porosty 27 330 ha, normovaný jarní kmenový stav 335 ks jelena evropského a 737 ks srnce evropského) v roce 2004 v provozu 18 kompletních zařízení pro krmení zvěře v přezimovacích obůrkách. V režijních honitbách Správy to bylo 109 krmelců mimo přezimovací obůrky a 285 slanisek. V zimním období 2003/2004 bylo přikrmováním spotřebováno 139,7 t sena, 54,87 t jadrných krmiv, 142,3 t dužnatých krmiv, 37,98 t ostatních krmiv, 10 t senáže a 152 t siláže. Pro redukci a zdravotní výběr zvěře sloužilo 152 loveckých zařízení (kazatelen) a 208 lehkých zařízení (posedů). Údaje z pronajatých honiteb nejsou k dispozici.

Na polské straně Krkonoš (plocha lesů 4 020,5 ha, normované stavy jelení zvěře 120 ks a srnčí zvěře 200 ks) se každoročně provádí dokrmování zvěře. V souladu s tímto cílem se nakupuje suché objemové krmivo: seno (kolem 4 t), *liściarka* – solené otýpky letorostů dřevin a keřů (3 000 kusů). V roce 2004 byla poprvé zakoupena senáž – 10 balíků (1 balík kolem 300 kg). Dodávána je rovněž sůl do slanisek. V parku je postavených 7 krmelců se zásobníky a 3 krmelce bez zásobníků – jesle a 34 slanisek.

Výrazné eliminace škod působených v Krkonoších spárkatou, převážně pak jelení zvěří by bylo možné dosáhnout pouze podstatným snížením jejích stavů, a to úměrně k úživnosti stávajících honiteb. Rámcově lze konstatovat, že ca při 50 % snížení stavů spárkaté zvěře by zde bylo možno dosáhnout ekologicky únosných škod. Než se tak stane, musí být dřeviny pro zvěř atraktivní na dané lokalitě chráněny pomocí oplocenek nebo různými způsoby individuální ochrany. Kromě škod okusem jsou na některých lokalitách působeny škody na ojedinělých autochtonních jedlových a smrkových nárostech vytloukáním paroží. Škody ohryzem a loupáním jsou v české části Krkonoš převážně staršího data, jelikož jsou výrazně eliminovány díky soustavě přezimovacích obůrek. Škody působené spárkatou zvěří jsou v Krkonoších (na české i polské straně) soustředěny převážně do letního období.

5.11 Dřevní houby a lesní ekosystémy

Na zkusných plochách v Krkonoších bylo determinováno 129 druhů makromycetů (tab. 72), z toho 43 druhů je možno označit jako houby dřevní, 36 druhů je výlučně vázané na dřevo. Mykorrhizních druhů hub bylo determinováno 55. Počet mykorrhizních druhů je však otevřen s ohledem na komplikovanou determinaci rodů *Cortinarius* a *Dermocybe*, kdy lze předpokládat, že na lokalitách je více jak 20 zástupců této skupiny.

Z hlediska mykologického byly nejbohatšími lokalitami Modrý důl a Alžbětinka (tab. 70), naopak nejchudší lokalitou byla Mumlavská hora.

Tab. 70: Přehled počtu druhů hub, zjištěných na jednotlivých lokalitách v Krkonoších (Jankovský et al. 2001).

	Alžbětinka	Pašerácký chodník	Sluneční údolí	Pudlava	Modrý důl	Mumlavská hora
počet druhů 1999	58	40	43	23	58	7
počet druhů 1999-2000	78	47	55	23	70	7

Poznámka: TVP Alžbětínka je jiné označení pro TVP 5 - Pod Lysou horou, TVP Pašerácký chodník a TVP Sluneční údolí se nachází nedaleko TVP 24 - Střední hora a jsou jejími dílčími plochami, TVP Modrý důl je TVP 21 – Modrý důl, TVP Pudlava je jiné označení pro TVP 10 – Pod Vysokým Kolem a TVP Mumlavská hora se nachází nedaleko TVP 3 – U Lubošské bystřiny a je její dílčí plochou.

Tab. 71: Přehled dominantních druhů makromycetů (Jankovský et al. 2001).

Druh
Boletus badius (Fr.) Fr.:Fr.
Calocera viscosa (Pers.:Fr.) Fr.
Dacrymyces stillatus Nees:Fr.
Entoloma conferendum (Britz.) Noord.
Fomitopsis pinicola (Sw.:Fr.) P. Karst.
Gloeophyllum sepiarium (Wulf.:Fr.) P. Karst.
Hygrophorus pustulatus (Pers.:Fr.) Fr.
Hypholoma capnoides (Fr.) Kummer
Hypholoma elongatipes Peck
Hypholoma marginatum (Pers.:Fr.) Schroeter
Laccaria affinis (Sing.) Bon
Laccaria laccata (Scop.:Fr.) Cooke
Lactarius helvus Fr.
Lactarius mitissimus Fr.
Lactarius rufus (Scop.) Fr.
Phellinus viticola (Schw. ex Fr.) Donk
Postia caesia (Schrad.:Fr.) P. Karst.
Russula emetica (Schaeff.:Fr.) Pers.
Russula ochroleuca Pers.
Stereum sanguinolentum (Alb. & Schw.:Fr.) Fr.
Trichaptum abietinum (Pers. in Gmel.:Fr.) Ryv.

Z dřevokazných hub je naprosto dominantní hnědá hniloba troudnatce pásovaného *Fomitopsis pinicola,* v menší míře na padlých kmenech rovněž trámovka plotní *Gloeophyllum sepiarium* (tab. 71). Především v porostech poškozených loupáním jelení zvěří je významně zastoupen pevník krvavějící *Stereum sanguinolentum.* Na nehroubí je rovněž častým druhem bránovitec jedlový *Trichaptum abietinum*. Naprosto běžným druhem na povrchu tlejících kmenů je rovněž krásnorůžek slizský *Calocera viscosa*, případně další zsátupci řádu *Dacrymycetales.* Na některých plochách, jako je např. Modrý důl, byla ve zvýšenén míře pozorována červená hniloba kořenovníku vrstevnatého *Heterobasidion annosum*. Plodnice však byly pozorovány výjimečně pouze v několika případech. Červená hniloba kořenovníku vrstevnatého byla zaregistrována rovněž u soliterních smrků nad horní hranicí lesa jako nejfrekventovanější parazitická dřevokazná houba.

Z mykorrhizních hub je možno považovat za dominantní zhruba 10 druhů. Zmínit je možno *Laccaria laccata* (Scop.:Fr.) Cooke, *Lac*tarius helvus Fr., *Lactarius mitissimus* Fr., *Lactarius rufus* (Scop.) Fr., *Russula emetica* (Schaeff.:Fr.) Pers. a *Russula ochroleuca* Pers.

Tab. 72: Souhrnný přehled zjištěných druhů na výzkumných plochách v letech 1999 - 2000: M – mykorrhizní druh, D – dřevní houba, Pm – parazit na plodnicích jiných hub, S – saprofytická houba; TVP 1 – Alžbětinka, 2 - Pašerácký chodník, 3 – Sluneční údolí, 4 – Pudlava, 5 – Modrý důl, 6 – Mumlavská hora (Jankovský et al. 2001).

Druh	ekologie	TVP					
		1	2	3	4	5	6
Calocera viscosa (Pers.:Fr.) Fr.	D	*	*	*	*	*	
Dacrymyces stillatus Nees:Fr.	D	*	*	*	*	*	
Fomitopsis pinicola (Sw.:Fr.) P. Karst.	D	*	*	*	*	*	*
Gloeophyllum sepiarium (Wulf.:Fr.) P. Karst.	D	*	*	*	*	*	*
Heterobasidion annosum (Fr.) Bref.	D	*	*	*	*	*	
Phellinus viticola (Schw. ex Fr.) Donk	D	*	*	*	*	*	
Postia caesia (Schrad.:Fr.) P. Karst.	D	*	*	*	*	*	
Stereum sanguinolentum (Alb. & Schw.:Fr.) Fr.	D	*	*	*	*	*	
Trichaptum abietinum (Pers. in Gmel.:Fr.) Ryv.	D	*	*	*	*	*	*
Climacocystis borealis (Fr.) Kotl. & Pouz.	D	*		*	*	*	
Antrodia sinuosa (Fr.) P. Karst.	D		*		*	*	
Pholiota squarrosa (Pers. ex Fr.) Kummer	D	*			*	*	
Tricholomopsis rutilans (Schff. ex Fr.) Sing.	D	*			*	*	
Hypholoma capnoides (Fr.) Kummer	D	*	*	*		*	
Galerina marginata (Fr.) Kuehn.	D	*		*		*	
Tricholomopsis decora (Fr.) Sing.	D	*		*		*	
Armillaria borealis Marxmuller et Korhonen	D			*		*	
Postia stiptica (Pers.Fr.) Juelich	D			*		*	
Crepidotus cesatii (Rab.) Sacc.	D	*	*			*	
Calocera furcata (Fr.) Fr.	D		*			*	
Exidia pithya Alb. & Schw.:Fr.	D		*			*	
Pholiota astragalina (Fr.) Sing.	D					*	
Scutellinia scutellata (Linnaeus ex St.Amans) Lambotte	D					*	
Armillaria sp. (hniloba na smrku)	D		*		*		
Antrodia heteromorpha (Fr.) Donk	D	*	*	*			
Fuligo septica (L.) Wiggers	D	*	*	*			
Hygrophoropis aurantiaca (Wulf.:Fr.) R. Maire	D		*	*			
Leptoporus mollis (Pers.:Fr.) Pilát	D		*	*			
Hericium coralloides (Scop.:Fr.) S.F.Gray	D	*		*			
Phellinus nigrolimitatus (Romell) Bourd. & Galz.	D	*		*			
Amylostereum areolatum (Fr.) Boidin	D			*			
Antrodia serialis (Fr.) Donk	D			*			
Stereum rugosum (Pers.:Fr.) Fr.	D			*			
Pholiota adiposa (Fr.) Kummer	D	*	*				
Gymnopilus penetrans (Fr.:Fr.) Murr.	D	*					*
Gymnopilus picreus (Pers. ex Fr.) Karst.	D	*					
Gymnopilus sapineus (Fr.) Mre.	D	*					
Hyphodontia alutaria (Burt.) J. Erikss.	D	*					
Chlorociboria aeruginascens (Nylander) Dixon	D	*					
Physisporinus sanguinolentus (Alb. & Schw.:Fr.) Pilát	D	*					
Pleurocybella porrigens (Pers. ex Fr.) Sing.	D	*					
Skeletocutis carneogrisea David	D	*					
Hypholoma fasciculare (Huds.:Fr.) Kummer	D						*
Hygrophorus pustulatus (Pers.:Fr.) Fr.	M	*	*	*	*	*	
Lactarius mitissimus Fr.	M	*	*	*	*	*	
Lactarius rufus (Scop.) Fr.	M	*	*	*	*	*	
Russula emetica (Schaeff.:Fr.) Pers.	M	*	*	*	*	*	
Russula ochroleuca Pers.	M	*	*	*	*	*	
Clavulina coralloides (L.:Fr.) Schroeter	M	*		*	*	*	
Lactarius picinus Fr.	M	*			*	*	
Boletus badius (Fr.) Fr.:Fr.	M	*	*	*		*	
Entoloma conferendum (Britz.) Noord.	M	*	*	*		*	
Hygrophorus olivaceoalbus (Fr.:Fr.) Fr.	M	*	*	*		*	
Laccaria affinis (Sing.) Bon	M	*	*	*		*	
Laccaria laccata (Scop.:Fr.) Cooke	M	*	*	*		*	
Lactarius helvus Fr.	M	*	*	*		*	
Cortinarius paleiferus Svrček	M	*		*		*	
Chalciporus piperatus (Bull.:Fr.) Bat.	M			*		*	
Inocybe napipes J. Lange	M			*		*	
Amanita battarrae Boud.	M		*			*	
Amanita fulva (Schff.:) Pers.	M	*				*	
Cortinarius acutus Fr.	M	*				*	
Cortinarius evernius (Fr.) Fr.	M	*				*	

Druh	ekologie	TVP					
		1	2	3	4	5	6
Entoloma conferendum (Britz.) Noord.	M	*				*	
Lactarius lignyotus Fr.	M	*				*	
Russula mustelina Fr.	M	*				*	
Russula vinosa Lindbl.	M	*				*	
Amanita rubescens Pers.(:Fr.)	M					*	
Boletus chrysenteron Bull.	M					*	
Dermocybe sanguinea (Wulf.:Fr.) Wünsche	M					*	
Entoloma nitidum Quél.	M					*	
Inocybe striata Bres.	M					*	
Inocybe whitei (B. et Br.) Sacc	M					*	
Inocybe calamistrata (Fr.:Fr.) Gillet	M					*	
Inocybe praetervisa Quél.	M					*	
Inocybe pusio P. Karst.	M					*	
Porphyrellus porphyrosporus (Fr. in Fr. & Hoek.) Gilb.	M					*	
Ramaria fenica var. fumigata (Peck.) Schild	M					*	
Russula laricina Velen.	M					*	
Cortinarius brunneus Fr.	M	*	*	*			
Lactarius necator (Bull. em. Pers. ex Fr.) Karst	M	*	*	*			
Dermocybe croceocona (Fr.) Mos.	M		*	*			
Russula foetens Pers. (:Fr.)	M		*	*			
Amanita crocea (Quél.) Kühner & Romagn.	M			*			
Clavulina cinerea (Bull.:Fr.) Schroeter	M			*			
Hygrophorus hypothejus (Fr.:Fr.) Fr.	M	*	*				
Inocybe soluta Velen.	M		*				
Cortinarius anomalus (Fr. ex Fr.) Fr.	M	*					
Cortinarius paleaceus Fr.	M	*					
Cortinarius stemmatus Fr.	M	*					
Cortinarius uraceus Fr.	M	*					
Inocybe glabrescens Velen.	M	*					
Laccaria amethistina Cooke	M	*					
Lactarius decipiens Quél.	M	*					
Paxillus involutus (Batsch:Fr.) Fr	M	*					
Russeula laricina Velen.	M	*					
Russula integra L. ex Fr. ss. R.Mre.	M	*					
Russula puellaris Fr.	M	*					
Russula paludosa Britz.	M						*
Hypocrea pulvinata Fuckel	Pm			*		*	*
Byssonectria viridis (Alb. Et Schw.: Berk. Et Br.) Petch	Pm	*					
Hypholoma marginatum (Pers.:Fr.) Schroeter	S	*	*	*	*	*	
Hypholoma elongatipes Peck	S	*	*	*		*	
Mycena galopus (Pers.:Fr.) Kummer	S		*	*		*	
Lycogala epidendrum (L.) Fr.	S	*		*		*	
Mitrula paludosa Fr.	S	*		*		*	
Cystoderma amianthinum (Scop. ex Fr.) K. & M.	S	*	*			*	
Clitocybe vibecina (Fr.) Quél.	S	*				*	
Micromphale perforans (Hofm.:Fr.) S.F.Gray	S	*				*	
Cristinia helvetica (Pers.) Parm.	S					*	
Lyophyllum palustre (Peck) Sing.	S					*	
Mycena viridimarginata P.Karst.	S					*	
Setulipes androsaceus (L.:Fr.) Antonín	S					*	
Stropharia semiglobata (Batsch:Fr.) Quél.	S					*	
Collybia filamentosa Velen.	S				*		
Hypholoma polytrichi (Fr.) Sing.	S	*		*			
Mycena epipterygia (Scop.:Fr.) S.F. Gray	S	*		*			
Amylostereum chailletii (Pers.:Fr.) Boidin	S		*				
Clitocybe ditopa (Fr.:Fr.) Kummer	S		*				
Collybia tuberosa (Bull.:Fr.) Kummer	S		*				
Enteridium lycoperdon (Bull) Farr.	S		*				
Mycena stippata Maas G. et Schwobel	S		*				
Clitocybe metachroa (Fr.:Fr.) Kummer	S	*					
Hypholoma myosotis (Fr.) Mos.	S	*					
Mycena galericulata (Scop.:Fr.) S.F.Gray	S	*					
Mycena pterigena (Fr.:Fr) Kummer	S	*					
Mycena sanguinolenta (Alb. & Schw.:Fr.) Kummer	S	*					
Pluteus atromarginatus (Sing.) Kühner	S	*					
Pholiota scamba (Fr.) Kuyp. & Tjall.	S	*				*	

Tab. 73: Podíl hlavních druhů dřevních hub na dekompozici dřevní hmoty tlejících kmenů (bez nehroubí) (Jankovský et al. 2001).

	Sluneční údolí		Modrý důl		Mumlavská hora	
	m³	%	m³	%	m³	%
Fomitopsis pinicola (Sw.:Fr.) P. Karst.	6,0	49	8,3	64	8,9	91
Stereum sanguinolentum (Alb. & Schw.:Fr.) Fr.	2,1	17	0	0	0	0
Phellinus nigrolimitatus (Romell) Bourd. & Galz.	0,9	7	0	0	0	0
Trichaptum abietinum (Pers. in Gmel.:Fr.) Ryv.	0,7	6	0	0	0	0
Phellinus viticola (Schw. ex Fr.) Donk	0,5	4	0,5	4	0	0
Climacocystis borealis (Fr.) Kotl. & Pouz.	0,4	3	0	0	0	0
Gloeophyllum sepiarium (Wulf.:Fr.) P. Karst.	0	0	0	0	0,6	6
Heterobasidion annosum (Fr.) Bref.	0	0	0,9	7	0	0
intaktní	0	0	1,1	8	0	0
hnědé tlení neidentifikováno - ostatní	0,7	6	1,2	9	0	0
bílé tlení neidentifikováno - ostatní	1,0	8	1,1	8	0,3	3
Celkový objem šetřených kmenů	12,3	100	13,1	100	9,8	100

Tab. 74: Charakteristiky zjištěných dřevních basidiomycetů horských smrčin (Jankovský et al. 2001).

Druh	Tlení 1)	Ekologie 2)	Fáze 3)	Význam 4)
Amylostereum areolatum (Fr.) Boidin	W	S	II/III	*
Antrodia heteromorpha (Fr.) Donk	W	S	II	*
Antrodia serialis (Fr.) Donk	W	S	II	*
Antrodia sinuosa (Fr.) P. Karst.	W	S	II	*
Armillaria borealis Marxmuller et Korhonen	W	P	I	**
Armillaria sp. (hniloba na smrku)	W	P	I	**
Climacocystis borealis (Fr.) Kotl. & Pouz.	W	P	I	**/***
Crepidotus cesatii (Rab.) Sacc.	W	S	I	*
Exidia pithya Alb. & Schw.:Fr.	W	S	III	*
Fomitopsis pinicola (Sw.:Fr.) P. Karst.	B	SP	I	***
Galerina marginata (Fr.) Kuehn.	W	S	II/III	*
Gloeophyllum sepiarium (Wulf.:Fr.) P. Karst.	B	S	II	**
Gymnopilus penetrans (Fr.:Fr.) Murr.	W	S	II	*/**
Gymnopilus picreus (Pers. ex Fr.) Karst.	W	S	II	*
Gymnopilus sapineus (Fr.) Mre.	W	S	II	*/**
Hericium coralloides (Scop.:Fr.) S.F.Gray	W	P	I	*
Heterobasidion annosum (Fr.) Bref.	W	P	I	**
Hypholoma fasciculare (Huds.:Fr.) Kummer	W	S	I/II	**
Leptoporus mollis (Pers.:Fr.) Pilát	B	SP	I	*
Phellinus nigrolimitatus (Romell) Bourd. & Galz.	W	P	I	*
Phellinus viticola (Schw. ex Fr.) Donk	W	S	I	*
Pholiota adiposa (Fr.) Kummer	W	S	I	*
Pholiota astragalina (Fr.) Sing.	W	S	II	*
Pholiota squarrosa (Pers. ex Fr.) Kummer	W	SP	I	*
Physisporinus sanguinolentus (Alb. & Schw.:Fr.) Pilát	W	S	II	*
Pleurocybella porrigens (Pers. ex Fr.) Sing.	W	S	II	*
Postia caesia (Schrad.:Fr.) P. Karst.	W	S	I	*
Postia stiptica (Pers.Fr.) Juelich	B	SP	I	*
Stereum sanguinolentum (Alb. & Schw.:Fr.) Fr.	W	SP	I	***
Trichaptum abietinum (Pers. in Gmel.:Fr.) Ryv.	W	S	I/II	**
Tricholomopsis decora (Fr.) Sing.	W	S	III	*
Tricholomopsis rutilans (Schff. ex Fr.) Sing.	W	S	III	*

1) Tlení: W - bílé tlení, B – hnědé tlení.

2) Ekologie: S – saprofytická dřevní houba, rozkládající především ležící dřevní hmotu; P – parazitická dřevní houba (nekrotrofní parazit), kolonizují již živé hostitele; SP – dřevní houba, rozkládající především hmotu odumřelých kmenům, v případě silného oslabení nebo mechanického poškození hostitele může kolonizovat živé hostitele, které výrazně poškozuje.

3) Fáze – fáze kolonizace dřeva: I – primární kolonizace dřeva, často na živém hostiteli; II – sekundární kolonizace ležícího dřeva, případně tlejících pařezů, vždy je však kmen infikováno jinou dominantní houbou skupiny I; III – terciální kolonizace dřeva; houba kolonizuje dřevo již v pokročilém stupni rozkladu, často v sukcesi po jiné dřevní houbě.

*4) Význam – zhodnocení významu druhu při dekompozici dřeva na lokalitách: * - houba spíše okrajového významu, ** - houba rozkládající významnou část dřevní hmoty, *** - dominantní druh.*

Tab. 75: Přehled početnosti a objemů souší a padlých kmenů na plochách – srovnání Krkonoš a dalších pohoří ČR (Jankovský et al. 2005).

Plocha (TVP)	Dřevina		Objem ($m^3.ha^{-1}$)					Průměr. hmotnatost (m^3)	Počet kmenů (ha^{-1})			
			živé	ležící	souše	mrtvé celkem	celkem		živé	ležící	souše	celkem
Praděd I TVP 50x50 (Jeseníky)	SM		248,90	172,14	29,85	201,99	450,89	0,72	117	495	13	625
		%	55	38	7	45	100		19	79	2	100
Praděd ICP plochy (Jeseniky)	SM		515,71			388,35	904,06	1,48	614			614
		%	58			42	100					
Trojmezná ICP plochy (Šumava)	SM		328,00			448,87	776,87	1,80	448			448
		%	43			57	100					
Modrava ICP plochy (Šumava)	SM		1,73			307,54	309,26	0,45	712			712
		%	1			99	100					
Modrý důl (Krkonoše)	SM		610,96	26,84	145,08	171,92	792,78	1,32	464	132	312	908
		%	77	3	18	22	100		52	15	43	100
Alžbětinka (Krkonoše)	SM		259,24	39,16	101,28	140,41	399,69	0,83	312	200	480	992
		%	65	10	25	35	100		32	20	48	100
Mumlavská hora (Krkonoše)	SM		8,24	102,76	148,6	251,36	259,60	0,69	12	436	532	980
		%	3	40	57	97	100		1	45	54	100
Sluneční údolí (Krkonoše)	SM		417,36	42,12	100,6	142,72	560,08	1,08	388	108	324	820
		%	74	8	18	26	100		47	13	40	100
Pašerácký chodníček (Krkonoše)	SM		181.88	23,72	79,96	103,68	285,56	0,31	580	144	720	1444
		%	64	8	28	37	100		40	10	50	100
Kněhyně I (Beskydy)	SM		178,76	66,96	61,32	128,28	307,04		220	220	140	580
		%	58	22	20	42	100		38	38	24	100
Kněhyně II (Beskydy)	SM		84,12	156,64	48,96	205.6	289,72		280	280	112	672
	BK		0,48	0,00	0,00	0,00	0,48		20	0	0	20
	JR		0,04	0,00	0,00	0,00	0,04		4	0	0	4
	Celkem		84.64	156,64	48,96	205.6	290,24		304	280	112	696
	%	%	29	54	17	71	100		44	40	16	100

5.11.1 Podíl makromycetů na dekompozici dřevní hmoty

Z hlediska objemu rozkládané dřevní hmoty na sledovaných plochách klimaxových smrčin výrazně převažují houby hnědého tlení, jejichž podíl je dle podmínek podmínek na ploše 60 - 95% (tab. 73). Dominantním druhem je troudnatec pásovaný *Fomitopsis pinicola*. Na ploše Mumlavská hora byl touto houbou infikován prakticky každý tlející kmen, vyjádřeno podílem hmoty tlejícího dřeva bylo touto houbou rozkládáno 91 % ležícího dřeva (tab. 73). Na dalších plochách se tento podíl pohyboval nad hranicí 50 %. Z hub hnědého tlení je významnějším druhem ještě trámovka plotní *Gloeophyllum sepiarium*. Ta je význačná svou schopností kolonizovat dřevo s minimální vlhkostí, jako jsou stojící souše na imisních holinách. Tato houba rozklá-

Obr. 242: Ohňovec ohraničený (Phellinus nigrolimitatus) na rozkládajícím se dřevě smrku (foto: L. Jankovský).

Obr. 243: Tlející dřevo je významnou součástí horských lesních ekosystémů (foto: L. Jankovský).

dá rovněž smýcené odkorněné kmeny smrku, které byly ponechány na holinách u pařezu.

Z hub bílého tlení je nejvýznamnější pevník krvavějící *Stereum sanguinolentum*. Zvýšený výskyt této houby byl zaznamenán na trvalých výzkumných plochách Pašerácký chodník a Sluneční údolí. Na ploše Sluneční údolí činil podíl hnilob pevníku krvavějícího 17 % (tab. 73). Hlavní příčinou infekce živých kmenů je jejich mechanické poškození loupáním. Infikované kmeny se lámou a postupně dochází k rozvracení porostů. Z lesnického hlediska patří škody působené hnilobou pevníku krvavějícího k nejzávažnějším. Na zlomech jsou rovněž příznivé podmínky k namnožení podkorního hmyzu a nastartování jejich gradace.

Charakteristiky dřevních hub jsou uvedeny v tab. 74. Na rozkladu dřevní hmoty nehroubí, částečně i kmenů, se vedle pevníku krvavějícího *Stereum sanguinolentum,* významnou měrou podílí bránovitec jedlový *Trichaptum abietinum*, rovněž původce bílého tlení.

Václavky byly na sledovaných plochách identifikovány pouze podle symptomů infekce na živých kmenech. Nalezeny byly pouze plodnice václavky severské *Armillaria borealis*, pokaždé na kmenech smrku ve výši 1,5 – 3 m. Ve zvýšené míře jsou smrky infikovány václavkou v Modrém dole.

Hniloba kořenovníku vrstevnatého *Heterobasidion annosum* byla zjištěna na lokalitě Modrý důl, Sluneční údolí a Pašerácký chodník. Plodnice nalezeny nebyly. V souvislosti s touto houbou je možno rovněž diskutovat případnou autochronnost smrku. Zvýšený výskyt kořenové hniloby této houby signalizuje první generaci smrku na bývalé zemědělské půdě, ať už jde o půdu ornou případně o pastviny.

Plstnateček severský *Climacocystis borealis* infikuje stromy spíše jednotlivě. Je považován za indikátor přirozeného rozšíření smrku. Charakteristický je hranolovitý rozklad tlejícího dřeva.

Zajímavou houbou je ohňovec ohraničený *Phellinus nigrolimitatus* (obr. 242). Plodnice této houby vyrůstající ze spodní strany tlejících kmenů. Proto byl tento druh považován za saprofyta. Této fruktifikační fázi předchází poměrně velmi dlouhá fáze paraziticka, kdy je postupně běl infikovaných smrků kolonizována voštinovou hnilobou této houby.

Na lokalitě Alžbětinka a Pašerácký chodník byl na několika starých smrcích zaznamenách korálovec horský *Hericium coralloides*. Tato houba je spíše známa z jedlí, v horských oblastech se však vyskytuje i na starých kmenech smrku.

Vzácnou dřevokaznou houbou je *Leptoporus mollis*, která byla nalezena na trvalé zkuzné ploše Sluneční údolí a Pašerácký chodník na kmeni smrku. Z České republiky je známa pouze z horských oblastí, včetně Krkonoš (Kotlaba 1989).

Ohňovec izabelový *Phellinus viticola* je na zkoumaných plochách vcelku běžným saprofytickým druhem,

rozkládajícím odumřelé větve, případně kolonizující padlé kmeny.

Na bázi živých smrků byla rovněž nalezena šupinovka kostrbatá *Pholiota squarrosa.* Tuto houbu je možno zařadit společně s kořenovníkem vrstevnatým *Heterobasidion annosum* a václavkami *Armillaria* mezi parazity kořenů smrku v podmínkách klimaxových smrčin v Krkonoších.

Za významné houby, které se podílejí jako původci tzv. měkkého tlení bazální části kmenů na likvidaci stojících souší je možno označit především druhy *Gymnopilus penetrans*, *G. sapineus a Hypholoma fasciculare.* Díky narušení bazální části kmenů na rozhraní země – vzduch se vyvracejí i po dlouhá léta neinfikované souše. Ležící kmeny pak mohou být kolonizovány dalšími druhy hub.

5.11.2 Inventarizace tlejícího dřeva

Tlející dřevo (obr. 243) je významnou součástí horských lesů střední Evropy. Objem tlejícího dřeva na sledovaných TVP v horských smrčinách Krkonoš, Šumavy, Jeseníků a Beskyd se pohyboval od 100 $m^3.ha^{-1}$ do 450 $m^3.ha^{-1}$, relativně vyjádřeno tvořilo tlející dřevo 22 - 57 % porostní zásoby v závislosti na stáří a stadiu vývoje porostu, resp. míře jeho poškození dalšími faktory). Absolutní počet tlejících kmenů na hektar se pak nejčastěji pohyboval od 360 do cca 600. Zahrnuty jsou kmeny všech průměrů bez diverzifikace věku.

Vysoký podíl tlejícího dřeva v horských lesích Krkonoš je generován především ze stromů odumřelých v důsledku imisního zatížení v 70. a 80. letech. V 90. letech se pak uplatňuje spíše komplexní poškození jako důsledek působení řady stresových faktorů. V Krkonoších byla na TVP průměrná hmota mrtvého, resp. tlejícího dřeva, zjištěná na zkusných plochách 124 $m^3.ha^{-1}$, z toho hmota ležících kmenů je cca 32 $m^3.ha^{-1}$ (tab. 75). Situace na jednotlivých plochách se však výrazně liší. Celková hmota tlejícího dřeva na zkusné ploše Sluneční údolí činí 28 m^3 (112 $m^3.ha^{-1}$), z toho hmota stojících souší tvoří 21 m^3 (84 $m^3.ha^{-1}$; 75% z celkového množství tlejícího dřeva), hmota padlých kmenů činí 7 m^3 (28 $m^3.ha^{-1}$; 25% z celkového tlejícího dřeva).

Celková hmota tlejícího dřeva na ploše Alžbětinka činí 33 m^3 (133 $m^3.ha^{-1}$), z toho hmota stojících souší tvoří 24 m^3 (96 $m^3.ha^{-1}$; 73% z celkového množství tlejícího dřeva), hmota padlých kmenů činí 9 m^3 (36 $m^3.ha^{-1}$; 27% z celkového množství tlejícího dřeva). Na této ploše bylo zjištěn nejvyšší objem tlejícího dřeva.

5.11.3 Tlející dřevo a management

Z hlediska managementu lesních ekosystémů horských smrčin nelze univerzálně stanovit minimální ani optimální podíl tlející dřevní hmoty, zvláště pak s ohledem na dynamiku lesa. Lze konstatovat, že ani vysoký podíl tlejícího dřeva není známkou stability či autochtonnosti konkrétního porostu, zvláště pokud jde o důsledek předčasného rozvratu lesního ekosystému. Ani ve vyzrálých stádiích nepřekračuje množství tlející dřevní hmoty 60 - 70 % zásoby porostu. Vyšší podíl již může být důsledkem předčasného rozpadu a narušení ekosystému. Za minimální množství tlejícího dřeva je možno považovat cca 20 % porostní zásoby. Optimální podíl tlejícího dřeva v rezervacích se pak pohybuje mezi 30 – 40 % porostní zásoby pro porosty v optimální fázi vývoje. Pro potřeby kontroly je vhodnější stanovit počet ponechaných kmenů na hektar při definici kvality těchto kmenů, tedy dimenze kmene, případně stavu rozpadu.

Přítomnost tlejícího dřeva je významným předpokladem uchování biodiverzity horských smrčin. Přestože není dřevo smrku z hlediska biodiverzity tak atraktivním substrátem jako dřevo listnáčů nebo jedle, je v horských smrčinách vázáno přímo na tlející smrkové dřevo téměř 40 druhů hub, u dalších zvláště mykorrhizních druhů hub je přítomnost tlejícího dřeva jedním z předpokladů jejich výskytu.

Z hlediska potřeb managementu ve zvláště chráněných územích, kterými vesměs horské smrčiny jsou, je nutno věnovat tlejícímu dřevu prioritní pozornost. Problematická je především otázka ponechávání dřeva sanovaného po kůrovcové kalamitě, tedy dřeva odkorněného. Fyzikální poměry takto sanovaného dřeva jsou zcela odlišné od běžných podmínek rozkladu a rozklad takového dřeva se zásadně liší od rozkladu v přirozených podmínkách.

5.12 Opatření lesního hospodářství proti imisně ekologickému stresu

Komplexní antropogenní tlak, jehož nejvýraznější složkou jsou zejména průmyslové imise je výrazným aspektem působícím chřadnutí lesa, a to od úrovně prořeďování porostů, tak i k úrovni hynutí porostů, což bylo zvlášť výrazné v 80. letech minulého století. Klasickým rysem je synergismus, kde zásadním prvkem zesilujícím jejich účinek je zejména vítr v turbulentních prostorech, na porostních a orografických lomech a při pronikání do proředěných porostů. Z tohoto důvodu je v rámci hospodaření zásadním aspektem péče o porostní okraj (střechovitý zápoj), snaha o vytváření protiimisních pásů a skupin jako předsunutých prvků obnovy. Velikost pásů a skupin, které musí být vloženy v kontrolovatelném systému musí být taková, aby nedocházelo k vzniku a uplatnění symptomu volné plochy. Zastoupení dřevin ve výsadbách, případně podsadbách musí odpovídat jejich ekologické valenci a specifickému cíli

obnovy diferencovaně dle konkrétních stanovištních a porostních poměrů, zejména pak podle stupně poškození porostu (LOKVENC et al. 1992). Důsledně je přitom nutno dodržovat původ dřevin a prostorové uspořádání dřevin vzhledem efektu ekologického krytí a vhodnosti mikrostanoviště. Uvedené přirozeně může být využito pouze v těch částech lesa, kde z hlediska zonace a ostatních aspektů lze hospodářskou činnost připustit. Jde o záležitost zásadní, zejména v II. a III. zóně ochrany KRNAP. Pěstební péče pak představuje nutný kompromis mezi účinkem výchovy a požadavkem na efekt ekologického krytí a zápoje porostů. Obecně lze zde uplatňovat požadavky na využití diferencované výchovy a obnovy metodami směřujícími k lesu s bohatou strukturou (VACEK 2000).

Na územích zasažených imisně ekologickým stresem je lesní hospodářství postaveno před náročné a zodpovědné úkoly s cílem prodloužit životnost chřadnoucích a poškozených nebo ohrožených lesních porostů. Smyslem realizace hospodářských opatření v posledních třech desetiletích bylo a i v současnosti je získat čas pro systematickou obnovu odumírajících porostů s přeměnou druhové skladby na dřeviny odolnější vůči působení imisně ekologického stresu. V prvních letech imisně ekologické kalamity se při obnově extrémně exponovaných imisních ploch používaly i introdukované dřeviny (LOKVENC 1990). Upřednostňovány zde však při obnově vždy byly autochtonní a zdomácnělé druhy dřevin (LOKVENC, VACEK 1992).

Hlavním předpokladem pro úspěšnou realizaci pěstební péče v Krkonoších je její účelná systematická diferenciace. Poškození lesa na velkých plochách totižnemůže vést k unifikaci hospodářských opatření bez ohledu na stanovištní poměry a porostní poměry, jak tomu mnohdy bylo zejména v počátku imisně ekologické kalamity.

Zcela odlišný je způsob obhospodařování lesů v nejvyšších polohách, tj. v klečovém, smrkovém a bukosmrkovém lesním vegetačním stupni a ve zbývající nižší části horských poloh. V prvním případě se v podstatě jedná o hospodářství vyšších horských poloh (HS 71 – exponovaných, 73 – kyselých, 75 – živných, 77 – oglejených a 79 – podmáčených stanovišť horských poloh) a příslušné ochranné lesy (HS 01, 02 a 03, tj. mimořádně nepříznivá stanoviště, vysokohorské lesy pod hranicí stromové vegetace, lesy v klečovém lesním vegetačním stupni). Převážně smrkový les či les s dominantním smrkem ztepilým zde roste v téměř hraničních existenčních podmínkách a je imisně ekologickému stresu zvlášť exponován. Rozpad starších, zejména pak alochtonních porostů zde i přes určité zlepšení imisní situace částečně pokračuje. Proto je nutné s obnovou těchto porostů začít velmi brzy. Přitom účinnou podporou komplexní pěstební péče je možné prodloužit životnost mladých a středně starých porostů i mnohých starších autochtonních porostů. Koruny smrků i ostatních dřevin pěstované ve volnějším zápoji se zvětší, zmnoží se asimilační aparát a zesílí statická stabilita kmenů (TESAŘ 1987). Dále je třeba v těchto porostech usilovat o změnu homogenní struktury korunové etáže podporou přimíšených dřevin a pomístně odstupňovanou silou výchovných zásahů, aby se vytvořily stromové skupiny po celém obvodu zapláštěné, které by jednou mohly být samostatnými východisky obnovy.

Ve druhém případě jde o hospodářství nižších horských poloh (HS 51, 53, 55, 57, 59, tj. hospodářství exponovaných, kyselých, živných, oglejených a podmáčených stanovišť vyšších poloh) ve smrkobukovém a jedlobukovém lesních vegetačním stupni s daleko nižším imisně ekologickým zatížením. Pomalejší dynamika poškození zde dovoluje cílevědomě rozvíjet tzv. konzervační strategii jejíž snahou je dosavadní porosty co nejdéle uchovat ve funkčním stavu (cf. TESAŘ 1993a). Cílem je zde zachovat nebo obnovit stabilní lesní ekosystémy, které budou odolávat dlouho trvající imisně ekologické zátěži a z ní odvozeným změnám v půdě, přirozeným destruktivním klimatickým faktorům, chorobám a škůdcům.

Jedná se především o soubor intenzivních preventivních opatření jejichž cílem je stabilizace vnitřní porostní výstavby (tvorba optimálně vyvinutých korun, vytvoření uzavřeného zápoje apod.), úprava druhové a ekotypové skladby (preference tolerantních autochtonních dřevin), lesopěstební meliorační opatření (převážně biologická).

Při volbě druhové skladby, respektive při zalesňování těchto poloh proto vycházíme ze znalostí autekologie a synekologie dřevin (VACEK 1984, LOKVENC et al. 1992, PEŘINA et al. 1994). Přitom musíme respektovat následující pravidla:

- zvolit dřevinu, jejíž ekologická valence nejlépe odpovídá růstovým podmínkám,
- začít od míst nejsnadněji zalesnitelných (LOKVENC, VACEK 1992),
- existující nárosty a zalesněné skupiny podle potřeby zahustit, upravit do shluků a rozšířit (metoda východisek obnovy),
- ze zajištěných předpolí nové porostní generace postupovat klínovitě proti méně příznivým podmínkám.

Při tvorbě biotechnických projektů pro zalesňování extrémních lokalit je třeba respektovat nepochybná existenční omezení pro dřeviny jakými jsou:

- stanoviště s mimořádně silným imisním proudem u kterých je případně navíc odvívána sněhová pokrývka,
- stanoviště s dlouhotrvající sněhovou pokrývkou,
- ekologicky nepříznivá mikrostanoviště (zamokřené půdy, půdy narušené introskeletovou erozí apod.),

- místa, kde je zalesnění neúčelné pro zájmy ochrany přírody, rekreační využití apod.

V systému rozvíjení východisek obnovy přikládáme rozhodující význam principu ekologického krytí. Především jde o vytváření přijatelných podmínek pro uchycení a rozrůstání cílových dřevin, které jsou částečně chráněny před výrazně působícím imisně ekologickým stresem:

- využití ochranného působení vyšších porostů či stromových skupin na návětří (VACEK, LEPŠ 1987),

Konečným cílem obnovy lesa je zde vybudování takové druhové a ekotypové skladby, horizontální a vertikální struktury porostů, která zajistí dostatečnou ekologickou stabilitu, zejména pak resilienci před komplexem stresujících faktorů.

Obtížnost obnovy lesa na holých plochách je argumentem pro stále vyšší uplatnění obnovních postupů, využívajících horního a bočního krytu obnovovaným porostem. Z technologického hlediska jsou nejpřijatelnější náseky či maloplošné holosečné prvky, skupinovité nebo pruhové, které ještě v dostačující míře poskytují boční kryt. Pokud však nejsou orientovány v souladu s A-O systémem a uspořádáním porostů, tak rozpad obnovovaného porostu jen urychlí a stanou se nakonec zbytečnými.

Technologická řešení pro využití horního krytu pro podsadby je třeba hledat všude tam, kde je půda náchylná k introskeletové erozi, porosty brání pohybu sněhu, jsou na těžko přístupných místech nebo mají specifický význam z hlediska ochrany přírody (cf. VACEK et al. 1995).

Výběr dřevin pro podsadby je omezen především sníženým požitkem světla a tepla pod porostem. Rizikem pro podsadby je i vyšší kontaminace kyselou depozicí z podkorunových srážek (cf. LOKVENC, VACEK 1991).

Podsadby se realizují při uplatnění následujících zásad:

- podsazují se porosty, jejichž zápoj se snížil na 40 - 60 %,
- sazenice se vysazují s přihlédnutím ke konkrétní situaci clonění ve skupinách, a to spíše v hustším sponu (cca 1,0 m),
- používají se silné, kvalitní sazenice,
- podsadby je nutno pečlivě chránit před zvěří (VACEK, LOKVENC 1992).

Přirozená obnova při rychlém přechodu z fáze optima do fáze dožívání a rozpadu většinou nebyla dostatečná (VACEK et al. 1994). I v současnosti je nezbytné i horský les exponovaný k imisně ekologickému stresu obnovovat co nejvíce v souladu se sukcesními pochody (TESAŘ, TICHÝ 1990). Ty by měly být maximálně podporovány, zejména se jedná o uplatňování metod řízené přirozené obnovy v autochtonních porostech v příznivějších podmínkách.

V případě nedostatečné přirozené obnovy je jí nezbytné dle potřeby doplňovat obnovu umělou a přitom upravovat druhovou skladbu. Pro zdárné odrůstání kultur jsou diferencovaně aplikována meliorační opatření, a to převážně biologická (cf. VACEK et al. 1995a). Meliorační opatření se vždy vztahují k lokalitám s konkrétním postižením. Byly proto navrženy postupy meliorace pro extrémní lokality kalamitních holin na horských hřebenech, stanoviště ohrožená introskeletovou erozí a zamokřená stanoviště.

Rámcově lze konstatovat, že Správa KRNAP nemá oficiální strategii cílenou konkrétně na zlepšení zdravotního stavu lesních porostů. Předpokládá, že zvýšením ekosystémové biodiversity a populační (genetické) diversity lesního biomu dojde samovolně i ke zlepšení kondice lesních porostů a tím i zvýšení jejich rezistence a resilience. Proto se za opatření zaměřená proti imisně ekologickému stresu dá pokládat soubor aktivit zaměřených na rekonstrukci přírodě blízké druhové, prostorové, věkové i genetické skladby lesních porostů.

Mezi hlavní zásady patří zejména práce s lesem jako s ekosystémem, využívání a podpora přírodních procesů, využívání přirozené obnovy geneticky vhodných populací lesních dřevin, při umělé obnově používání reprodukčního materiálu původem zásadně z místních autochtonních populací lesních dřevin odpovídajícího LVS, ponechávání části dřevní hmoty i velkých dimenzí přirozenému rozpadu.

Opatření jsou realizována diferencovaně podle zón národního parku. Podle oficiální „Strategie péče o lesní porosty v KRNAP“ (1999) nebude v I. zóně žádným výraznějším způsobem do vývoje lesních porostů zasahováno bez ohledu na jejich současný špatný zdravotní stav ovlivněný nepříznivými přírodními poměry a vysokou imisní zátěží (určitá opatření podle konkrétních speciálních projektů je možné realizovat pouze v případě nutnosti nahrazování geneticky nepůvodních populací nebo v případě obnovy porostů při absenci přirozeného zmlazení).

Ve II. zóně, v průběhu staletí značně ovlivněné lidskou činností, jsou lesní porosty na mnoha místech ve stadiu rozpadu, často urychleném i nevhodnou genetickou strukturou horských smrčin. Zde jsou realizovaná opatření zaměřena na mimořádnou péči o fragmenty přirozených a přírodě blízkých ekosystémů, na postupnou přeměnu geneticky nekvalitních porostů a porostů geograficky nepůvodních dřevin a na obnovu porostů poškozených působením abiotických a biotických činitelů. Preferováno je využívání přírodních procesů. Při umělé a kombinované obnově je kladen důraz na genetickou kvalitu a použití stanovištně vhodných druhů dřevin a je využíváno i sukcesích stadií pionýrských dřevin. Preferovány jsou intenzivní zásahy v mladých porostech, podpora druhové diversity a podpora a vytváření volně rostoucích skupin. Pěstební zásahy ve starších porostech mají být uskutečňovány podle

možností s uplatněním principu individuálního selektivního výběru (doporučuje se např. realizace postupného výběru založeného na cílových stromech, s nutností ponechání cílových stromů v porostu do doby jejich odumření). Úprava druhové skladby porostů je realizována výchovnými zásahy podporou dřevin s menším plošným zastoupením nebo umělou a kombinovanou obnovou. Jednotlivým postupným výběrem má být podpořena přirozená obnova, která bude vhodně kombinována s podsadbou. Veškeré souše jsou ponechávány přirozenému rozpadu.

Ve III. zóně a v ochranném pásmu, s ekosystémy silně pozměněnými hospodařením v minulosti a s převahou druhotných smrkových monokultur, je deklarována snaha o trvale udržitelné obhospodařování lesních ekosystémů. Její podstata spočívá v důsledné podpoře přírodních procesů včetně přirozené obnovy, v podpoře genetické kvality a druhové diversity. Hlavním cílem je prostřednictvím zásahů posilovat stabilitu, vitalitu a regenerační schopnosti lesních dřevin.

Základní formou obnovy porostů je přirozená obnova s důslednou individuální, skupinovitou i plošnou podporou jedle a listnatých dřevin. V případě umělé a kombinované obnovy je využíván reprodukční materiál místních autochtonních populací lesních dřevin odpovídajícího LVS. Při obnově je pro zvýšení stability lesních porostů ve III. zóně a v ochranném pásmu možné (podle rozhodnutí o výjimce vydané MŽP ČR pod č.j. 550/931/OVSS VI/02-Br dne 15. 11. 2002) dočasně používat i modřín (*Larix decidua* Mill.), považovaný za zdomácnělou geograficky nepůvodní dřevinu, a to ve směsích do 10 % celkového zastoupení diferencovaně podle cílových hospodářských souborů.

Vzhledem k horským podmínkám je mladým porostům věnována péče se záměrem formovat hluboce nasazené koruny zejména u smrku, ve smrkových porostech s jednotlivou příměsí podpořit listnaté dřeviny. U listnatých dřevin, rostoucích ve skupinách, mají být výchovou podpořeny jedinci vhodných fyziologických parametrů. I zde je jednou z doporučených forem hospodaření modifikovaná metoda cílových stromů s nutností ponechání cílových stromů v porostu do doby jejich odumření. Geograficky nepůvodní dřeviny a porosty geneticky nevhodné jsou redukovány postupně.

Ochrana lesních porostů proti hmyzím škůdcům je realizována dle příslušných ustanovení zákona č.114/92 Sb., zákona č.289/95 Sb., dále dle platných směrnic a nařízení vydaných Ministerstvem životního prostředí, dle závěrů Inspekce ministerstva životního prostředí České republiky a podle platných oborových norem a vnitropodnikových nařízení. Proti kůrovcům je na celém území zasahováno s výjimkou tzv. zón omezených zásahů proti kůrovcům. Současný rozsah a režim zón omezených zásahů proti kůrovcům je na dobu platnosti LHP stanoven rozhodnutím orgánu státní správy ochrany přírody a krajiny pro území národního parku č.j. 2922/03 ze dne 17. 7. 2003. Tímto rozhodnutím byly zóny omezených zásahů proti kůrovcům rozšířeny z původních „testovacích“ 920 ha na celou I. a II. zónu KRNAP.

Na základě dosavadních poznatků je možné doporučit následující opatření k dosažení ekologicky únosných škod spárkatou zvěří:

- Základní podmínkou je snížení stavů spárkaté zvěře na stavy optimální, na takové stavy, aby dovolovaly zakládat nové kvalitní porosty přirozenou obnovou.
- Zlepšit úživnost honiteb obnovením zvěřních políček, zlepšit stav pastevních ploch, vysazovat plodonosné listnáče na okraje pastevních ploch.
- Zvěř započít přikrmovat již před dobou strádání. Nekrmit v kulturách a mladých porostech a ani v jejich blízkosti. Naopak krmením zvěř stahovat z těchto míst do starších porostů.
- Pro přikrmování využít kůru stromů. Stromy které jsou vyznačené k těžbě pokácet, a ponechat pro ohryz. Aby nedošlo k znehodnocení dřeva je dobré kácet stromy v období podzim - zima. Těžbu provádět ve starších porostech, které bezprostředně nenavazují na kultury a mladší porosty.
- Prořezávky v mladých porostech provádět pokud možno v jarním a letním období. Při provádění prořezávek na podzim a v zimě stahuje čerstvě pokácená hmota zvěř k ohryzu, když je ležící hmota ohryzána, zvěř pokračuje v ohryzu stojících stromů. V případě, že se zásahy provádějí v jarních nebo letních měsících, kůra pokácených stromů velmi rychle zasychá a přestává být pro spárkatou zvěř atraktivní, následně pak nepoškozuje stojící stromy. Když jsou probírky prováděny během zimního období, je nutné vytěženou hmotu co nejdříve vyklidit mimo bezprostředně ohrožené porosty.
- Odstřel provádět pravidelně během celé doby lovu. Zvýšený odstřel koncem roku zvěř stresuje, ta potom nevychází z mladých porostů, kde hledá ochranu a klid. V těchto místech vznikají okusem a ohryzem soustředěné škody.
- Jak již bylo několikrát zmíněno, zvěř potřebuje klid k tomu, aby mohla vycházet za potravou a nezdržovala se v porostech, v nichž by mohla opakovaně působit škody. Podle místních podmínek lze k ochraně lesních porostů přispět i zajištěním klidu, který zvěři umožní dodržování pravidelných pastevních period.

Z hlediska potřeb managementu ve zvláště chráněných územích, kterými vesměs horské smrčiny jsou, je nutno věnovat tlejícímu dřevu prioritní pozornost, a to zejména z hlediska maximálního využití přirozené obnovy jako základu genetické diversity horských lesů. Problematická je především otázka ponechávání dřeva sanovaného po kůrovcové kalamitě, tedy dřeva odkorněného. Fyzikální poměry takto sanovaného dřeva jsou zcela odlišné od běžných podmínek rozkladu a rozklad takového dřeva se zásadně liší od rozkladu v přirozených podmínkách. Význam odkorněného dřeva pro lesní ekosystémy je z hlediska biodiversity prakticky nulový.

Objem tlejícího dřeva na sledovaných TVP v horských smrčinách Krkonoš, Šumavy, Jeseníků a Beskyd se pohybuje od 100 $m^3.ha^{-1}$ do 450 $m^3.ha^{-1}$, relativně vyjádřeno tvoří tlející dřevo 22 – 57 % porostní zásoby v závislosti na stáří a stadiu vývoje porostu, resp. míře jeho poškození dalšími faktory. Absolutní počet tlejících kmenů na hektar se pak pohyboval od 360 do cca 600. Umělé vytváření takové porostní zásoby tlejícího dřeva však není žádoucí a je samoúčelné. Prioritou je vytváření podmínek pro přirozenou obnovu ve skupinách na padlých kmenech pod porostem. Tento proces je dlouhodobý a procesy dekompozice dřeva ležících kmenů do stavu, kdy mohou být kolonizovány náletem mohou trvat v podmínkách horských smrčin desítky let. Tuto skutečnost je nutno zvážit v opatřeních péče o zvláště chráněná území v horských oblastech. Nedostatek tlejících kmenů vhodných pro přirozenou obnovu a již nalétlých semenáčky pod porostem může být problémem při obnově těchto ekosystémů v případě vzniku náhlé větrné, kůrovcové či jiné kalamity.

6. Závěr

Imise se v posledních třech desetiletích staly nejnebezpečnějším škodlivým činitelem v lesích Krkonoš, který způsoboval značné těžkosti a nenahraditelné škody lesnímu hospodářství a ochraně přírody. Jejich vlivem docházelo k chřadnutí a odumírání jehličnatých, zejména smrkových porostů na rozsáhlých plochách, hlavně v horských a podhorských oblastech. Tato situace negativně působila na produkční, ale i mimoprodukční, tj. ekologické a environmentální funkce i ve smíšených, bukových i klečových porostech.

Po nástupu výrazného imisně ekologického zatížení pohoří koncem 70. a v průběhu 80. let minulého století došlo v důsledku synergismu imisí, klimatických extrémů a biotických škůdců ke značně dynamické destrukci lesních ekosystémů. Nejvíce byly postiženy klimaticky exponované hřbetní a hřebenové partie Krkonoš ve výšce zhruba nad 900 m. Pronikání imisí do závětrných partií ledovcových karů a horských údolí významné umožňovaly a dosud umožňují anemo-orografické systémy. Poškození až odumírání dřevinné složky ekosystémů bylo provázeno i výraznými změnami v bylinném a mechovém patře i v půdním prostředí. V průběhu imisně ekologické kalamity v letech 1981 až 1992 bylo vytěženo cca 7 000 ha lesa.

Monografie dokládá, že hlavní příčinou chřadnutí porostů v období imisně ekologické kalamity byly imise s nimiž synergicky negativně spolupůsobila řada dalších biotických škůdců i abiotických činitelů. Z výsledků je patrná základní skutečnost, tj. přibývání poškození se stoupající nadmořskou výškou. Celkově nejvíce byl poškozen smrkový lesní vegetační stupeň a sestupně méně stupeň bukosmrkový, smrkobukový a nejméně jedlobukový. Od tohoto základního trendu však existovaly některé odchylky. V mozaice poškození totiž převládala vazba na klimaticky exponované nebo naopak kryté porosty. Proto dna údolí byla méně poškozena než zvláště exponované vrcholové polohy. Je třeba poukázat na další činitele, kteří základní vztah pozměňují. Z nich má podstatný vliv vzájemné uspořádání (ekologické krytí) porostů i porostních skupin a jejich genetická charakteristika. Alochtonní smrkové populace měly za srovnatelných podmínek horší zdravotní stav. Podle odlišného trendu dynamiky olistění byla vylišena tři charakteristická období. V období prvních příznaků poškození (léta 1976 - 1980) u studovaných porostů docházelo ke snížení olistění v průměru do 1 % za rok. V období silného poškození (léta 1981 - 1988) se roční defoliace v průměru pohybovala okolo 3 - 16 %. V období ústupu poškození (léta 1989 - 2006) roční defoliace v průměru kolísala mezi 0 - 4 % a docházelo i k nárůstu průměrného olistění o 1 - 3 %.

Velmi výrazně se projevila nesrovnatelně vyšší odolnost autochtonních porostů vůči imisní situaci vrcholící v průběhu 80. let minulého století. Porosty s výrazným zastoupením buku lesního, javoru klenu a autochtonního smrku vždy tvořily přirozenou ekologickou kostru lesních ekosystémů Krkonoš.

Výrazný imisně ekologický stres se projevoval nejen poškozením až odumíráním dřevinné složky ekosystémů, ale i výraznými změnami v biodiversitě bylinného a mechového patra, v ústupu lišejníků i v půdním prostředí (acidifikace, vymývání bází, urychlená mineralizace holorganických horizontů, introskeletová eroze atd.). Zaznamenány byly i některé stanovištní změny, které lze ve smyslu globálních klimatických změn interpretovat jako indikace posunu společenstev do nižších lesních vegetačních stupňů.

Za ekologicky únosné škody na lesních porostech lze považovat takový stav, kdy je dosažena považovaná skladba dřevin bez mimořádných opatření a kdy se určitá poškození dřevin v rámci pokrytí potravních potřeb zvěře negativně neprojevují na plnění požadovaných funkcí lesa a tato poškození lze případně eliminovat běžnými pěstebními zásahy.

Tlející dřevo je významnou součástí horských lesů střední Evropy. Z hlediska managementu lesních ekosystémů horských smrčin nelze univerzálně stanovit minimální ani optimální podíl tlející dřevní hmoty, zvláště pak s ohledem na dynamiku lesa. Ani vysoký podíl tlejícího dřeva není známkou stability či autochtonnosti konkrétního porostu, zvláště pokud jde o důsledek předčasného rozvratu lesního ekosystému. Přítomnost tlejícího dřeva je významným předpokladem uchování biodiversity horských smrčin. Přestože dřevo smrku z hlediska biodiversity není tak atraktivním substrátem jako dřevo listnáčů nebo jedle, je v horských smrčinách na tlející smrkové dřevo přímo vázáno téměř 40 druhů hub, u dalších zvláště mykorrhizních druhů hub je přítomnost tlejícího dřeva jedním z předpokladů jejich výskytu.

Disturbance abiotického i biotického původu v lesních ekosystémech Krkonoš působily i v dávné minulosti, nikdy však nedocházelo k tak rozsáhlým ekologickým kalamitám jako v monokulturních stejnověkých smrkových porostech v průběhu 80. až 90. let minulého století. Proto je nezbytné tyto porosty přeměnit a ekologicky stabilizovat účelným přírodě blízkým managementem.

7. Souhrn

VACEK, S. et al.: Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší.

Dynamika lesních ekosystémů Krkonoš byla od začátku druhé poloviny 20. století velmi silně ovlivňována silně zhoršenou imisní situací, jak lze předpokládat podle vzniku, polohy a velikosti imisních zdrojů. Západní část pohoří pravděpodobně od r. 1972 v souvislosti s provozem velkých elektráren v okolí Žitavy. Ve východních Krkonoších se zvýšení imisně ekologického zatížení předpokládá od roku 1959, kdy byla uvedena do provozu elektrárna (EPO II) u Trutnova. První výraznější poškození smrkových porostů Krkonoš se projevilo po klimatickém zvratu v březnu 1977, dále pak i počátkem roku 1979 a v souvislosti s kalamitou obaleče modřínového (*Zeiraphera diniana* Gn.).

Sledování dynamiky lesních ekosystémů s důrazem na poškození porostu dřevin bylo prováděno na 32 trvalých výzkumných plochách a na řadě dílčích ploch v různých stanovištních a porostních poměrech v Krkonoších v letech 1976 až 2006. Dynamika zdravotního stavu bukových, smrkobukovýchvých a smrkových porostů v české části Krkonoš je dlouhodobě hodnocena podle olistění (foliace) a stupňů odlistění (defoliace). Z práce vyplývá, že hlavní příčinou chřadnutí porostů v období imisně ekologické kalamity byly imise s nimiž synergicky negativně spolupůsobila řada dalších biotických škůdců i abiotických činitelů. Podle odlišného trendu dynamiky olistění byla vylišena tři charakteristická období. V období prvních příznaků poškození (léta 1976 až 1980) u studovaných porostů docházelo ke snížení olistění v průměru do 1 % za rok. V období silného poškození (léta 1981 až 1988) se roční defoliace v průměru pohybovala okolo 3 - 16 %. V období ústupu poškození (léta 1989 - 2006) roční defoliace v průměru kolísala mezi 0 - 4 % a docházelo i k nárůstu průměrného olistění o 1 - 3 %.

Změny poškození lesních porostů nelze posuzovat samostatně, ale je potřebné je zahrnout do komplexu sledování různých částí lesního ekosystému a hodnotit je ve smyslu změny dynamiky ekosystému ve srovnání s jeho "přirozeným" vývojem v rámci malého vývojového cyklu lesa. V této souvislosti byl velký důraz kladen na zjištění vývoje druhové struktury rostlinných společenstev na výzkumných plochách. Intenzita poškození dřevinné složky ekosystému není vždy přímo úměrná velikosti změn ve struktuře rostlinného společenstva a v půdních poměrech. Poukázáno je na výrazné snižování biodiversity rostlinných společenstev a na změny v půdním prostředí (acidifikace, vymývání bází, urychlená mineralizace holorganických horizontů, introskeletová eroze atd.). Zaznamenány byly i některé stanovištní změny, které lze ve smyslu globálních klimatických změn interpretovat jako indikace posunu společenstev do nižších lesních vegetačních stupňů. Popsány byly i škody spárkatou zvěří a vliv dřevních hub na lesní ekosystémy. V závěru práce byla navržena pěstební a ochranářská opatření k eliminaci působení imisně ekologického stresu a ke stabilizaci lesních ekosystémů Krkonoš a k udržení i posílení jejich biodiversity.

Klíčová slova: Krkonoše, dřevinná skladba, monitoring vlivu imisí, poškození lesních porostů, defoliace, dynamika lesa, vegetační změny, půdní procesy, škody zvěří, způsoby péče o lesní ekosystémy

8. Summary

VACEK, S. et al.: Health status and dynamics of forest ecosystems under air pollution stress in the Giant Mts.

Dynamics of forest ecosystems in the Giant Mts. was heavily affected by the air pollution impact, supposing the origin, location and size of pollution sources, since second half of the 20th century. The western part of the mountain range was affected probably since 1972 depending on the big sources near German Zittau. The eastern part is supposed to be heavily loaded since 1959, consequently to opening of the power plant EPO II near Czech Trutnov. The first more prominent forest damage was registered after climatic extreme in March 1977, further after temperature depression in January 1979 and in consequence to gradation of spruce moth (*Zeiraphera diniana* Gn.).

The study of forest ecosystem dynamics owing to tree species decline was performed on 32 permanent research plots and many additional plots in different site and stand conditions in the Giant Mts. during 1976 – 2006. The dynamics of health status of beech, spruce-beech and spruce stands in the Czech part of the mountain range is evaluated on the basis of the tree foliation and on the basis of defoliation dynamics. The results reveal the main cause of the forest decline was the air pollution in synergy with the further biotic as well as abiotic factors. According to foliation trends three characteristic periods were determined. The period of the first damage symptoms (1976 – 1980) was characteristic by foliation decrease by 1 % per year. Annual defoliation ranged in the interval 3 – 16% in the period of heavy damage (1981 – 1988). Finally, it was between 0 – 4% in the period of decreasing forest damage (1989 – 2006), even the increase of foliation was registered in these years.

Changes in the health status must be considered not as isolated, but in the context of all forest ecosystem changes. They must be studied in the comparison with the "natural" development in the frame of the "small development cycle". In this context, big attention was paid to the determination of the plant species composition changes on the study plots. The intensity of the tree damages is not corresponding directly to the intensity of shifts in the biodiversity and soil conditions. The dynamics of these characteristics was registered, i.e. changes of biodiversity, acidification, bases leaching, accelerated mineralization of holorganic horizons, introskeletal erosion etc.). Some changes can be interpreted as the consequences of the climate changes – indication of the shifts in plant communities towards the lower vegetation altitudinal zones. The damage by game was described and the effects of wood-destroying fungi on the forest ecosystems as well. Finally, the silvicultural and forest protection treatments were proposed for elimination of the immission-ecological stress and for the stabilization of forest ecosystems of the Giant Mts., as well as for strengthening of their biodiversity.

Key words: Giant Mts., species composition, air pollution monitoring, forest decline, defoliation, forest dynamics, vegetation changes, soil processes, damage by game, forest ecosystem management

9. Literatura

Ackerbauer, E. (1985): Entschidungshilfe zur Schadensprache der Buche. Forst- und Holzwirt, 40: 13: 361.

Anděl, J. (1978): Matematická statistika. Praha. 346 s.

Anděl, P. (1980): Indikace čistoty ovzduší v Krkonoších pomocí lišejníků. Ms., Výzkumná zpráva pro Správu KRNAP, Liberec.

Anděl, P. (1981): Využití lišejníků při kvantitativním hodnocení imisní zátěže krajiny. Sborník referátů na III. semináři "Ochrana hub a jejich životní prostředí". Praha, s. 11 – 15.

Anděl, P. (1983): Chemická analýza lišejníku *Hypogymnia physodes*, jehličí smrku a půdy na vrcholových lokalitách pohraničních hor. Ms.,Výzkumná zpráva, Liberec.

Anděl, P. (1995): Bioindikační průzkum imisní zátěže v Krkonoších pomocí lišejníků. Ms., Výzkumná zpráva pro Správu KRNAP, Liberec.

Anděl, P. (1998): Bioindikace imisní zátěže v Krkonoších pomocí lišejníků v letech 1978 – 1996. Geoekologiczne problemy Karkonoszy, Materialy z sesji naukowej w Przesiece 15-18 X. 1997, Poznan, 241 - 245.

Anděl, P. (2001): Bioindikační hodnocení vývoje imisní zátěže v Krkonoších pomocí lišejníků. Opera Concortica, 37: 21 - 29, Vrchlabí.

Anděl, P. (2002): Bioindikace imisní zátěže v Krkonoších. – Ms. Výzkumná zpráva pro Správu KRNAP, Liberec.

Anděl, P. (2003): Lišejníky jako modelové organismy pro hodnocení imisní zátěže, Sborník konference Ekotoxikologické biotesty 2, Ekomonitor, Praha, s. 93 - 104.

Anděl, P. (2000): Hodnocení vývoje imisní zátěže ekosystému na základě modelu lišejníkových indikačních kapacit. Vědecká pojednání TU v Liberci, 6: 1: 18 – 25.

Antipov, V. G. (1979): Ustojčivosť drevesnych rastenij k promyšlennym gazam. Minsk, 215 s.

Athari, S. – Kramer, H. (1989): Problematik der Zuwachsuntersuchungen in Buchenbeständen mit neuartigen Schadsymptomen. Allg. Forst u. Jagd. Ztg., 160: 1: 1 - 8.

Balcar V. (1983): Dřeviny pro imisní území jedlobukového stupně. Ms. Závěrečná zpráva, VÚLHM VS Opočno, 39 s.

Balcar, V. - Vacek, S. - Henžlík, V. (1994): Dynamika poškození lesních porostů v horských oblastech. In: Stav horských lesů Sudet v České republice. Opočno, VÚLHM Výzkumná stanice, s. 73 - 100.

Barklund, P. (1989): Occurrence and interaction between *Gremmeniella abietina* and endophytic fungi in two conifers. PhD. Thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, 61 + 69 s.

Barklund, P. – Rowe, J. (1981): *Gremmeniella abietina* (*Scleroderris lagerbergii*), a primary parasite in a Norway spruce die-back. European Journal of Forest Patology, 11: 1/2: 97 - 108.

Bossel, H. – Metzler,W. – Schäfer, H. (1985): Dynamik des Waldsterbens. Mathematisches Modell und Computer-simulation. Berlin etc.

Bredemeier, M. – Tiktak, A. – Vanheerden, K. (1995): The Solling Norway Spruce site. Ecol. Model., 83: 7-15.

Bredemeier, M. (1988): Forest Canopy Transformation of Atmoshheric Deposition. Water, Air and Soil Pollution 40: 121 – 138.

Clark, P. J., – Evans, F. C. (1954): Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. Ekology, 35: 4: 445 – 453.

Crronan, C. S. – Grigal, D. F. (1995): Use of calcium/aluminum ratios as indicators of stress in forest ecosystems. Journal of Environmental Quality, 24: 209 - 226.

Čermák, P. – Jankovský, L. (2007): Škody ohryzem, loupáním, a následnými hnilobami. Folia Forestalia Bohemica, Lesnická práce, č. 1, 49 s.

Čermák, M. – Jankovský, L. – Martinková, M. – Palovčíková, D. (2003): About phytopathological and histological aspects of spruce dieback observed in the Orlicke hory Mts., Czech Republic. Journal of Forest Science, 51: 8: 348 – 358.

Dässler, H. G. (1981): Einfluss von Luftverunreinigungen auf die Vegetation. Jena, 210 s.

Emmer, I. M. (1996): Forest damage and related environmental factors in the Krkonoše Mts. In: S. Vacek (Ed.), Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území KRNAP. Opočno, VS VÚLHM, s. 21 - 27.

Fabrika, M., Ďurský, J. (2005): Stromové rastové simulátory. EFRA, Zvolen. 112 s.

Flousek, J. (1996): Hraboš mokřadní. Zpráva pro lesní hospodářství. Vrchlabí, Správa KRNAP, 5 s.

Flousek, J. (1998): Monitoring ptáků a savců v Krkonošském národním parku. In: Geoekologiczne problemy Karkonoszy. Przesieka 15. – 18. 10. 1997. Eds. J. Sarosiek, J. Štursa. Poznaň, KPN 1998, s. 15 – 21.

Flousek, J. et al. (1994): Plán péče o Krkonošský národní park a jeho ochranné pásmo. Vrchlabí, Správa KRNAP Vrchlabí.

Fottová, D. (2003): Trends in sulfur and nitrogen deposition fluxes in the GEOMON network, Czech Republic between 1994-2002. Water, Air and Souil Pollution, 150: 73 - 87.

Führer, R. (1997): Biotopholz – Forstschutzriziko oder Waldhygiene? Österreichische Forszeitung, 108: 5: 24 – 25.

Hill, A. C. (1967): A special purpose plant environmental chamber for air pollution studies. Jour. Air Poli. Contr. Assoc., 17: 11: 743 – 748.

Horák, K (1973): Historický průzkum LHC Maršov. Brandýs nad Labem, ÚHÚL, 136 s.

Horák, K. (1971): Historický průzkum LZ Vrchlabí. Brandýs nad Labem, ÚHÚL, 126 s.

Horntvedt, R. – Solheim, H. (1991): Pathogenicity of Ophiostoma polonicum to Norway spruce: The effect of isolate age and inoculum dose. Paper of Norwegian Forest Research Institute, No. 44.4.

Hošek, E. (1960): Historický průzkum LHC Vrchlabí I. a II. Brandýs nad Labem, ÚHÚL, 291 s.

Hošek, J. – Hruška, J. – Kaufmann, R. (2001): Stanovení kritických zátěží síry a dusíku na území Krkonošského národního parku v roce 2000 a jejich porovnání s rokem 1995. In: VaV/610/8/01 Měření trendu atmosférické depozice v Krkonoších a stanovení kritických zátěží jako podklad pro stanovení minimálního zastoupení listnatých dřevin. Vrchlabí, Správa KRNAP, 31 s.

Hošek, J. – Kaufmann, R. (1995): Celková atmosférická depozice ekologicky významných látek do lesních ekosystémů Krkonošského národního parku. In: GA/78/93 Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonošského národního parku. Vrchlabí, Správa KRNAP, 276 s.

Hošek, J.– Kaufmann, R. (1997): Celková atmosférická depozice ekologicky významných látek na území KRNAP (syntéza výsledků měření z vegetačního období 1994 – 1995). Agnos Hořovice.

Hošek, J. – Svoboda, T. (2005): Měření trendů atmosférické depozice. In: VaV/610/8/01 Měření trendu atmosférické depozice v Krkonoších a stanovení kritických zátěží jako podklad pro stanovení minimálního zastoupení listnatých dřevin. Vrchlabí, Správa KRNAP, 63 s.

Hruška, J. (1999): Model potenciální acidifikace lesních půd v Krkonošském národním parku jako pilotní projekt pro stanovení minimálního zastoupení listnatých dřevin v imisních územích. In: VaV/610/1/99 Výzkum a management lesních ekosystémů ve zvláště chráněných územích ČR. Praha, AOPK, 20 s.

Hruška, J. – Cienciala, E. – Moravčík, P. (eds.) 2001: Komplexní a systémové řešení směřující k zastavení degradace lesních půd pod vlivem imisí. Jílové u Prahy a Praha, IFER, ČGÚ a MŽP, 206 s., 8 příloh.

Hruška, J. – Cienciala, E. (eds.) (2002): Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd – limitující faktor současného lesnictví. Praha a Jílové u Prahy, ČGÚ a IFER, 159 s.

Hruška, J. – Schwarz, O. (1999): Kyselé deště stále s námi. Lesnická práce, 78: 6: 256 – 259.

Hüttermann, A – Gehrmann, J. (1982): Auswirkungen von Luftverunreinigungen auf eine Buchennaturverjüngung im immissionsexponierter Lage. Forst und Holzwirt, 37:16: 405 - 410.

Chalupský, J. (1992): Enchytraeids (*Annelida, Enchytraeidae*) in soils of deteriorated mountain forest sites in the Krkonoše and the Beskydy Mts. In: K. Matějka (Ed.), Investigation of the mountain forest ecosystems and of forest damage in the Czech Republic. Proceedings of the workshop held in České Budějovice on March 17 and 18 in 1992. České Budějovice, s. 81 - 85.

Christiansen, E. (1985): Ceratocystis polonica inoculated in Norway spruce: Blue staining in relation to inoculum density, resinosis and tree growth. Eur. J. Path., 15: 160 - 167.

Christiansen E. – Solheim, H., (1994): Pathogenicity of five species of Ophiostoma fungi to Douglas fir. Medd. Skogforsk. As., 47: 1: 1 - 12.

Christiansen, E., (1985): Ips/Ceratocystis infection of Norway spruce: What is a deadly dosage? Z. Ang. Ent., 99: 6 - 11.

Innes, J. L. (1988a): Forest health surveys: problem in assessing observer objectivity. Can. J. For. Res., 18: 560 - 565.

Innes, J. L. (1988b): Forest health surveys — a critique. Environm. Poll., 54: 1 - 15.

Jaehne, S. – Dohrenbusch, A. (1997): Ein Verfahren zur Beurteilung der Bestandesdiversität. Forstwissenschaftliches Centralblatt, 116: 333 - 345.

Jančařík, V. (2000): Problematika ponechávání odumřelých stromů a dřevní hmoty v lese. Zprávy lesnického výzkumu, 45: 1: 18 – 22.

Jankovský, L. – Apltauer, J. – Lička, D. – Plašil, P. – Cudlín. P. (2006): Tlející dřevo a dřevní houby horských smrčin v České republice. In: Hlaváč, P., Reinprecht, J., (ed.), Drevoznehodnucujúce huby 2005. TU Zvolen, Kováčová.

Jankovský, L. – Vágner, A. – Apltauer, J. (2002): The decomposition of wood mass under conditions of climax spruce stands and related mycoflora under conditions of spruce stands and related mycoflora in the Krkonoše Mountains. Journal of Forest Science, 48: 2: 70 – 79.

Jankovský, L. – Vágner, A. – Apltauer, J. (2001): Aktivita makromycetů na dekompozici dřevní hmoty v podmínkách klimaxových smrčin v Krkonoších. In: Štursa J., Mazurski K. R., Palucki A. (eds.) 2001. Geoekologické problémy Krkonoš. Sborník z mezinárodní vědecké konference. září 2000, Svoboda nad Úpou; Opera Corcontica, 37: 461 - 472.

Jankovský, L. – Novotný, L. – Mrkva, R. (2003): Induced wound response of Norway spruce *Picea abies* L. Karst. after artificial inoculation by imagoes of Ips typographus L. Journal of Forest Science, 49: 9: 403 – 411.

Jankovský, L. – Mrkva, R. (1997): Přenos patogenů vaskulárních pletiv na smrku lýkožroutem smrkovým Ips typographus L. In: Križová, Kodrik (eds.), Les, drevo, životné prostredie. Zborník referátů, TU Zvolen, s. 209 - 218.

Jankovský, L. – Mrkva, R. – Ambrožová, L. (1998): Ranové reakce na infekci imágy *Ips typographus*. In: Pavlík (ed.), Mykoflóra pod vplyvom zmien životného prostredia. Sborník referátů, TU Zvolen, s. 48 – 57.

Jeník, J. (1961): Alpinská vegetace Krkonoš, Králického Sněžníku a Hrubého Jeseníku. Praha, Academia, 409 s.

Jeník, J. (1998): Biodiversity of the Hercynian mountains of Central Europe. Pirineos, 151/152: 83 – 99.

Jeník, J. et al. (1994): Biosphere Reserves on the Crossroads of Central Europe, Czech Republic – Slovak Republic. Prague, Empora, 168 s.

Jeník, J. – Štursa, J. (2003): Vegetation of the Giant Mountains, Central Europe. In: Nagy, L., Grabherr, G., Körner, Ch., Thompson, D.B.A. (Eds.), Alpine biodiversity in Europe. Ecological Studies, 167: 47 - 51.

Jirgle, J. – Kučera, J. (1972): Pásma ohrožení porostů jako základ provozního plánování v kouřových oblastech. Škody znečištěným ovzduším v lesním hospodářství a možnosti řešení. Sbor. referátů, ÚVTIZ, 123 : 51 - 58.

Jurásek, A. – Vacek, S. (1983): Kdo z koho vůči buku? Červec nebo imise? Krkonoše, 16: 12: 18 - 19.

Jurásek, A. – Vacek, S. (1987): Příspěvek k problematice mrazových kýl buku lesního. Opera Corcontica, 24: 133 - 144.

Jurásek, A. (1983): Fytopatologická problematika bučin ve vztahu k imisím. In: Hniloby lesních dřevin a ochrana proti nim. Brno, s. 101-107.

Kalina, F. et al. (1985): Obaleč modřínový. Účelová neperiodická publikace. Praha, MLVH ČSR 1995, 136 s.

Kirschner, R. (1994): Mit Borkenkäfern assoziierte Pilze. - 148 p., ms. [depon: in Bibliothek des Universität Tübingen, Tübingen].

Krokene, P. (1996): The role of blue-stain fungi in tree-killing by bark beetles. PhD. thesis, Biologisk Inst. Universit, Oslo, 115 s.

Kotlaba, F. (1984): Zeměpisné rozšíření a ekologie chorošů v Československu. Academia, Praha. 194 s.

Kotýnková – Sychrová, E. (1966): Mykoflóra chodeb kůrovců v Československu. Čes. Mykol., 20: 45 - 53.

Krečmer, V. – Šach, F. (1999): Metodika kontrolní činnosti orgánů České inspekce životního prostředí s působností v ochraně lesa (ČIŽP) pro oblast lesů vodohospodářsky významných. Praha, Ministerstvo životního prostředí ČR, 19 s. + příl.

Kučera, J. (1978): Sledování vývoje poškozování porostů v hlavních oblastech se znečištěným ovzduším. Závěrečná zpráva, VÚLHM, Jíloviště-Strnady, 37 s., 10 příl.

Kurfürst, J. – Novotný, V. – Wiess, K. – Moldan, B. – Vavroušek, J. (1991): Ovzduší. In: Stav a vývoj životního prostředí v Československu. Praha, ČSAV, s. 3 – 24.

Le Blanc, F. – de Sloover, I. (1970): Relation between industrialisation and the distribution and growth of epiphytic lichens and mosses in Montreal. Canad. J. of Botany, 48: 1485 - 496.

Lepš, J. - Vacek, S. (1986): Matematické modely vývoje lesních porostů a jejich využití.. Lesnictví, 32: 8: 687 - 706.

Lepš, J. - Vacek, S. (1986a): Use of transition matrices for prediction of the development of the spruce population in the Giant Mountains. In: Simulation of Systems in Biology and Medicine. Praha, Dům techniky ČSVTS 1986, 5 s.

Lesinski, J. A. – Landmann, G. (1988): Crown and branch mal format ion in conifers relate to forest decline. In: Scientific Basis of Forest Decline Symptomatology. Air Pollution Report Senes, 15: 92 -105.

Lesinski, J. A. – Westman, L. (1987): Crown injury types in Norway Spruce and their applicability for forest inventory. - In: Acid rain Scientific and technical advances. Westville Grange, Selper 1987, p. 657 - 662.

Lesinski, J. A. – Westman, L. (1989): Visible symptoms of Norway Spruce decline. - In: Air Pollution and Forest Decline. Proc. 14 Int. Meeting for Specialists in Air Pollution Effects on Forest Ecosystems. Birmensdorf, IUFRO 1989, p. 474 - 476.

Lokvenc, T. (1978): Toulky krkonošskou minulostí. Hradec Králové, Kruh, 258 s.

Lokvenc, T. (1990): Možnosti introdukce dřevin pro zalesňování imisních holin Krkonoš. Lesnická práce, 69: 2: 58 – 62.

Lokvenc, T. et al. (1992): Zalesňování Krkonoš. Opočno, VÚLHM, 111 s.

Lokvenc, T. et al. (1992a): Rekonstrukce porostů kleče horské (*Pinus mugo* Turra) v Krkonoších. Opera Corcontica, 31: 71 - 92.

Lokvenc, T. – Štursa, J. (1985): Vliv podmínek prostředí na fruktifikaci kosodřeviny (*Pinus mugo* Turra) v roce 1981. Opera Corcontica, 22: 121 – 138.

Lokvenc, T. - Vacek, S. (1991): Vývoj dřevin vysazených na holině a pod porostem rozpadávajícím se vlivem imisí. Lesnictví, 37: 6: 435 – 456.

Lokvenc, T. Vacek, S. (1991): Problematika podsadeb porostů v imisních oblastech. Lesnická práce, 70: 9: 271 - 274.

Lokvenc, T. Vacek, S. (1992): Použití autochtonních a zdomácnělých dřevin při zalesňování imisních holin. Opera Corcontica, 30: 53 - 71.

Lokvenc, T. – Vacek, S. – Štursa, J. (1996): Vývoj zdravotního stavu a plodivosti kleče horské v Krkonoších. In: Sborník příspěvků z mezinárodní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno 15. – 17. 4. 1996. Opočno, VÚLHM VS 1996, s. 252 - 260.

Lonsdale, D. (1986): Beech health study 1985. Research and development paper. London, 20 s.

Lorenz, M. (1995): International co-operative programme on assessment and monitoring of air pollution effects on forests - ICP forests. Water Air Soil Pollut., 85: 1221 - 1226.

Malík, V. (2000): Potravní atraktivita vybraných lesních dřevin pro spárkatou zvěř Jindřichohradecka, Brno, 175 s.

Malík, V. (2006): Myslivost a škody zvěří. Hlavní problémy lesnictví – 9. sněm lesníků, Hradec Králové, s. 51 – 55.

Mandl, P. (1985): Pravděpodobnostní dynamické modely. Praha, Academia, 181 s.

Marek, M – Kratochvílová, I. – Janouš, D. (1989): Lesní porosty jako bioindikátory – podíl ekofyziologického přístupu. Životné prostredie, 23: 1: 26 - 30.

Matějka, K. – Vacek, S. – Schwarz, O. (1998): Modelování vývoje zdravotního stavu smrkových porostů Krkonoš s použitím satelitních snímků. - Lesnictví-Forestry, 44: 333 - 343.

Matějka, K. (1993): Monitoring stavu lesů České republiky. Metodický komentář, seznam ploch a některé dosavadní výsledky. Praha, VÚLHM Jíloviště-Strnady, 68 s.

Matějka, K. (1994): Monitoring of the forest status in the Czech Republic. Recent results and prospects. In: K. Matějka (Ed.), Investigation of the forest ecosystems and of forest damage. Lowland and submountain forests and monitoring of the forest status. Praha, FGMRI, s. 146 – 154.

Matějka, K. (2001): Vývoj počasí v Krkonoších 1987-2000. Ms., Závěrečná zpráva, 18 s.

Materna, J. (1978): Vliv průmyslových exhalací na lesní dřeviny (fyziologické a ekologické aspekty. Studijní informace. ÚVTIZ, Lesnictví, 5: 1 - 76.

Materna, J. (1986): Výhled vlivu znečištění ovzduší ne lesy ČSR. Lesnictví, 32: 4: 319 – 328.

Merg, G. – Feig, R. – Godbold, D. – Hüttermann, A. (1989): Untersuchungen zur Sanierung immissionsgeschädigter Buchenwaldokösysteme. Allg. Forst Zeitsch., 29/30: 795 - 797.

Metodický návod pro klasifikaci lesních porostů imisemi, Věstník MLVH ČR, částka 5-6 ze dne 15. 3. 1988.

Minx, T. (2006): Modelování struktury a vývoje lesních porostů pomocí růstového simulátoru SIBYLA. In: Zvýšení podílu přírodě blízké porostní složky lesů se zvláštním statutem ochrany. Sborník referátů. Brno 6. 12. 2006, Vacek, S. ed., Brno, Praha, MZLU a ČZU, s. 7 – 10.

Möhring, K. (1989): Wuchsstörungen und absterben in der Kronen einiger Buchen im Solling. Allg. Forst Zeitsch., 5: 113 – 116.

Mrkva, R. – Jankovský, L. (1996): Patogeni vaskulárních pletiv a jejich význam v procesu chřadnutí jehličnatých dřevin. Lesnická práce, 75: 6: 207 - 209.

Muranský, S. (1973): Výhledové ohrožení čistoty ovzduší v Krkonošském národním parku. Ochrana přírody, 28: 8: 177 - 181.

Nárovec, V. (2001): K nálezu houby *Ascocalyx abietina* v Orlických horách. Lesnická práce, 80: 6: 268 - 270.

Nárovec, V. (2002): Houba *Ascocalyx abietina* (Lagerb.) Schläpfer – Bernhard v dotazech a odpovědích. Lesnická práce, 81: 7: 324.

Nilsson, J. - Grennfelt, P. (1988): Critical Loads for Sulphur and Nitrogen. NORD 1988-97, Nordic Council of Ministers, Copenhagen, Denmark, 418 s.

Nováková, E. – Schwarz, O. – Štursa, J. (1997): Biodiverzita, stabilita a ekologická únosnost lesního biomu v území národního parku a biosférické rezervace Krkonoše. Projekt Programu GEF Biodiverzita. Závěrečná zpráva. Kostelec nad Černými lesy a Vrchlabí, ÚAE LF ČZU Praha a Správa KRNAP, 62 s.

Novotný, D. – Jankovský, L. (2005): Notes on mycobiota associated with *Ips typographus*. Czech Mycology, 57: 1/2: 91-96.

Nožička, J. (1959): Z historie krkonošských lesů na Jilemnicku. Praha, Práce VÚLHM, 16: 235-261.

Nožička, J. (1961): Vývoj krkonošských lesů na Vrchlabsku a Maršovsku. Praha, Práce VÚLHM, 18: 161-228.

Parlow, E. (1996): Progress in environmental remote sensing research and applications. Rotterdam, A. A. Balkema, 496 s.

Pasuthová, J. (1985): Vliv vysokých koncentrací SO_2 a HF na vybraný sortiment dřevin. Práce VÚLHM, 69: 313 – 338.

Peřina, V. et al. (1984): Obnova a pěstování lesních porostů v oblastech postižených průmyslovými imisemi. Praha, 173 s.

Pfeffer, A. et al. (1961): Ochrana lesů. SZN Praha. 838 s.

Podrázský V. - Vacek, S. (1994): Půdy ochranných lesů Krkonoš. Opera Corcontica, 31: 5 - 21.

Podrázský, V. (1996): Vývoj půdního chemismu v bukových, smíšených a smrkových porostech Krkonoš. Lesnictví – Forestry, 42: 2: 92 - 99.

Poleno, Z. (1997): Trvale udržitelné obhospodařování lesů. Praha, Mze, 105 s.

Pollanschütz, J. (1995): Bewertung von Verbiß und Fegeschäden. Hilfsmittel und Materialien, Mitteilungen der FBVA Wien, 169: 1 - 146.

Pretzsch, H. (1995): Zum Einfluss des Baumverteilungsmuster auf den Bestandeszuwachs. Allgemeine Forst- und Jagdzeitung, 166: 9/10: 190 – 201.

Quitt, E. (1971): Klimatické oblasti Československa. Studia Geographica, 16: 1 – 84.

Račko, J. (1989): Výsledky monitoringu zdravotního stavu lesov SR. In: Zdravotný stav lesov SR. Zvolen, s. 12 - 20.

Reisenauer, R. (1970): Metody matematické statistiky a jejich aplikace. Praha, 240 s.

Roberts, F. S. (1976): Discrete mathematical models with applications to social, biological and environmentals problems. Prentice-Hall, 547 s.

Roloff, A. (1985): Schadsturfen bei der Buche. Forst und Holzwirt., 40: 5: 131 – 134.

Roloff, A. (1987): Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung neuartiger Veränderungen. Anomalier infolge Prolepsis und Blattfall. Flora, 179: 5: 335 – 378.

Roloff, A. (1988): Morphologie der Kronenentwicklung von *Fagus sylvatica* L. (Rotbuche) unter besonderer Berücksichtigung neuartiger Veränderungen. Strategie der Lufttraumeroberung und Veräderungen durch Umwelteinflüsse. Flora, 180: 3/4: 297 – 338.

Saarenmaa, H. – Perttunen, J. – Vakeva, J. – Nikula, A. (1994): Object-Oriented Modeling of Tasks and Agents in Integrated Forest Health Management. AI Applications, 8: 43 - 59.

Samek, V. (1964): Metodika výzkumu morfologické proměnlivosti smrku z hlediska fytogeografického. Zprávy lesnického výzkumu, 10: 2/3: 18 - 25.

Sanasilva (1986): Kronenbilder mit Nadel und Blattverlustprozenten. Eidgenössiche Anstalt für das forstliche Versuchswesen. Birmensdorf, 98 s.

Schanda, E. (1976): Remote sensing for environmental sciences. Ecological Studies, Vol. 18. Springer Verlag, 367 s.

Schleger, E. (1974): Historie lesů pro LHC Harrachov. Studie. ÚHÚL, pobočka, Jablonec nad Nisou, 62 s.

Schleger, E. (1974a): Elaborát historie lesů pro oblast Krkonoše. Studie. Děčín, ÚHÚL pobočka, 129 s.

Schmidt-Vogt, H. (1972): Studien zur morfologischen Variabilität der Fichte (*Picea abies* L. Karst.). - Der gegenwärtige Stand der Forschung zur morfologischen Variabilitat-Gesatzmassigkeiten und Theorien. Allg. Forst-u. Jagdztg., 143, 221 - 240.

Schwarz, O. (1987): Výsledky měření průměrných denních koncentrací sloučenin síry v Krkonoších. Opera Corcontica, 24: 39 – 59.

Schwarz, O. (1995): Application of geographic information system on analysis of natural environment and forest stand as a precondition for regeneration of forests in the National Park Krkonoše Mts. In: K. Matějka (Ed.), Investigation of the forest ecosystems and of forest damage. Processes in forest ecosystems and their external functions Praha, IDS, s. 68-77.

Schwarz, O. (1996): Výsledky měření koncentrací sloučenin síry v Krkonoších. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno 15. – 17. 4. Ed. S. Vacek, Opočno, VÚLHM výzkumná stanice, s. 3 - 8.

Schwarz, O. (1997a): Lesní hospodářství jako prostředek k záchraně biodiverzity lesních ekosystémů Krkonoš, Opera Corcontica, 34: 143-160.

Schwarz, O. (1997b): Rekonstrukce lesních ekosystémů Krkonoš. Provozní příručka. Vrchlabí, Správa KRNAP, 174 s.

Schwarz, O. (1999a): Hospodaření v lesích Krkonošského národního parku. Exkurzní průvodce. Vrchlabí, Správa KRNAP, 31 s.

Schwarz, O. (1999b): Categorisation of Forest Ecosystems in the Czech Part of the Krkonose/Karkonosze BR as a Precondiction for Sustainable Development. In: Local Involvement and Economic Dimensions in Biosphere Reserve Activities. The III Biosphere Reserve Coordinators Meeting of the EuroMaB Region. Finland, Ilomantsi and Nagu, August 31 - September 5. Eds. I. Eisto et. al. Helsinky, Academy of Finland, EDITA, s. 17 – 33.

Schwarz, O. (1999c): Realizace plánu péče v lesích Krkonošského národního parku. In: Přírodě blízké hospodaření v lesích chráněných krajinných oblastí. Průhonice, 30. 3. 1999. Ed. P. Moucha, Praha, SCHKO ČR 1999c, s. 99 – 121.

Schwarz, O. (2001a): Ponechávání dřeva přirozenému rozpadu jako součást lesního managementu v KRNAP. In: Tlející dřevo jako základ biodiverzity a stability lesních ekosystémů. Ed. L. Jankovský, Brno, MZLU, s. 47 – 56.

Schwarz, O. (2001b): Hromovka - biodiverzita, stabilita a únosnost lesních ekosystémů. Studie pro změnu územního plánu. Vrchlabí, Správa KRNAP, 8 s.

Schwarz, O. (2001c): Černá hora - biodiverzita, stabilita a únosnost lesních ekosystémů. Studie pro změnu územního plánu. Vrchlabí, Správa KRNAP, 7 s.

Schwarz, O. et al. (1994–1996): GA/78/93 Rekonstrukce lesních ekosystémů v KRNAP. Zprávy výzkumného projektu, Vrchlabí, Správa KRNAP.

Schwarz, O. et al. (1996): Ekologické vztahy poškození smrkových porostů v Krkonoších. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonoš-

ského národního parku. Opočno 15. – 17. 4. 1996. Ed. S. Vacek. Opočno, VÚLHM VS, s. 52 - 58.

Schwarz, O. et al. (1997-1999): VaV/620/3/97 Rekonstrukce lesních ekosystémů v KRNAP (dynamika vývoje lesa a analýza možností a limitujících faktorů pro rekonstrukci horských lesů). Zprávy výzkumného projektu. Vrchlabí, Správa KRNAP.

Schwarz, O. et al. (1999): VaV/610/8/01 Měření trendu atmosférické depozice v Krkonoších a stanovení kritických zátěží jako podklad pro stanovení minimálního zastoupení listnatých dřevin. Vrchlabí, Správa KRNAP, 31 s.

Schwarz, O. et al. (2000): Výsledky měření atmosférické depozice v Krkonoších a Jizerských horách. Zpráva projektu VaV/610/1/99 Výzkum a management lesních ekosystémů ve zvláště chráněných územích ČR. Praha, AOPK, 78 s.

Schwarz, O. et al. (2001-2005): VaV/610/8/01 Měření trendu atmosférické depozice v Krkonoších a stanovení kritických zátěží jako podklad pro stanovení minimálního zastoupení listnatých dřevin. Zprávy výzkumného projektu. Vrchlabí, Správa KRNAP.

Schwarz, O. – Anděl, P. – Hošek, J. – Vacek, S. (1996): Ekologické vztahy poškození smrkových porostů v Krkonoších. In: Sborník příspěvků z mezinárodní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno 15. – 17. 4. 1996. Opočno, VÚLHM VS 1996, s. 52 - 58.

Schwarz, O. – Kaufman, R. – Hruška, J. (2001): VaV/610/8/01 Stanovení kritických zátěží síry a dusíku na území Krkonošského národního parku v roce 2000 a jejich porovnání s rokem 1995. Zpráva výzkumného projektu. Vrchlabí, Správa KRNAP.

Simon, J. (ed.), 2003: Monitorovací plochy soustavy NATURA 2000 v České republice (1. část). Sborník prací institucionálního výzkumu. Brno. FLD MZLU v Brně, 2003, 141 s.

Singh, R. B. (1995): Global environmental change. Rotterdam, A. A. Balkema, 320 s.

Slovik, S. (1996a): Early needle senescence and thinning of the crown structure of *Picea abies* as induced by chronic SO_2 pollution 1. Model deduction and analysis. Glob. Change Biol., 2: 443 - 458.

Slovik, S. (1996b): Early needle senescence and thinning of the crown structure of *Picea abies* as induced by chronic SO_2 pollution 2. Field data basis, model results and tolerance limits. Glob. Change Biol., 2: 459 - 477.

Solheim, H. (1986): Dieback of spruce. Norsk-Skogbruk, 32: 6/7: 12-13.

Solheim, H. (1986): Species of Ophiostomataceae isolated from Picea abies infested by the bark beetle *Ips typographus*. Nord. J. Bot., 6: 199 - 207.

Solheim, H. (1988): Pathogenicity of some *Ips typographus* associated blue stain fungi to Norway spruce. Paper of Norwegian Forest Research Institute, As. No. 40.

Solheim, H. (1991): Ecological aspects of fungi associated with the spruce bark beetle *Ips typographus*, with special emphasis on fungal invasion of Norway spruce sapwood and the role of the primary invader *Ophiostoma polonicum*. Dr. Agric. Thesis. Norw. For. Res. Inst.

Solheim, H. (1993): Fungi associated with the spruce bark beetle *Ips typographus* in an edemic area in Norway. Scand. For. Res., 8: 118 - 122.

Souček, J. – Vacek, S. – Podrázský, V. (1996): Sněhové poměry a jejich vliv na vývoj výsadeb na strmých svazích v Krkonoších. In: Sborník příspěvků z mezinárodní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku, Opočno 15. – 17.4. 1996. Opočno, VÚLHM VS 1996, s. 108 - 113.

Soukup, F. – Pešková, V. (2000): Napadení poškozených smrků v Orlických horách houbou *Ascocalyx abietina* (Lagerb.) Schläpfer – Bernhard. Lesnická práce, 79: 10: 472 – 474.

Steffen, W. L. – Cramer, W. – Plochl, M. – Bugmann, H. (1996): Global vegetation models: Incorporating transient changes to structure and composition. J. Veg. Sci., 7: 321 - 328.

Stirban, M. et al. (1987): Modificary biochimice si fiziologice la arbori in ecosysteme forestiere poluste cu SO_2 si metale grele. In: Contrib. Bot. Univ., Cluj-Napoca, s. 289 – 297.

Šach, F. – Kantor, P. – Černohous, V. (2000): Forest ecosystems, their management by man and floods in the Orlické hory Mts in summer 1997. Ekológia, 19: 1: 72 – 91.

Šach, F. – Pašek, M. (1996): Rozsah a dynamika introskeletové eroze v Krkonoších. In: Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno 15. – 17. 4. 1996. Ed. S. Vacek. Opočno, VÚLHM výzkumná stanice, s. 79 – 88.

Šach, F. (1990): Vnitropůdní eroze – nebezpečný proces na kamenitých lesních pozemcích po imisních těžbách. Zprávy lesnického výzkumu, 35: 3: 13 – 15.

Šach, F. (1994): Dopady mechanizovaného shrnování klestu na produktivnost stanoviště v hřebenové partii Orlických hor. In: Práce VÚLHM, 79: 125 – 139.

Šach, F. (1995): Mechanizovaná příprava ploch pro obnovu lesa v Krušných horách a eroze půdy. In: Práce VÚLHM, 80: 65 – 80.

Šach, F. (1999): Problematika introskeletové eroze v Jizerských horách ve vazbě na poznatky z Krkonoš. In: Obnova a stabilizace horských lesů. Sborník z celostátní konference s mezinárodní účastí Bedřichov v Jizerských horách,

12. 10. – 13. 10. 1999. Sest. M. Slodičák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM, s. 89 – 94.

Šíma, M. (1994): Využití družicových dat LANDSAT při hodnocení ústupu lesa a geoekologických faktorů jeho obnovy v Krkonoších. Dílčí zpráva, projekt PPŽP MŽP GA/78/93 Rekonstrukce lesních ekosystémů v Krkonošském národním parku. Vrchlabí, Správa KRNAP, 13 s.

Šindelářová, J. (1988): obsah některých cizorodých látek v půdě a v zemědělských produktech. Vědeckotechnický rozvoj v zemědělství, 9: 1 - 78. Praha.

Šmídová, V. (1991): Metodiky používané při rozborech na VÚLHM VS Opočno. Opočno, Výzkumná stanice Opočno, Ms., Nestr.

Štefančík, I. – Cicák A. (1991): Fenologické aspekty hodnotenia zdravotného stavu porastov buku. In: Studium produkce porostů lesních dřevin. Brno, s. 138 – 141.

Štefančík, I. (1991): Stabilita bukového lesného ekosystému v podmienkach rôzneho antropogenného vplyvu. Ms. Kand. Disert. Práce, SAV ÚEL Zvolen, 164 s.

Tesař, V. – Anděl, P. – Schwarz, O. – Vacek, S. (1982): Poznatky o míře ovlivnění lesních porostů Krkonoš imisemi na úrovni roku 1979, - Opera Corcontica, 19: 79 - 94.

Tesař, V. - Temmlová, B. (1971): Olistění stromů jako kritérium pro hodnocení stavu porostů v imisním území. Lesnictví 17: 11: 1017 – 1032.

Tesař, V. – Tichý, J. (1990): Results and new objectives in restoring the forests damaged by air pollution in Bohemian mountains. In: Proc. 19th IUFRO Congress. Div. 2, Montreal, 1990, s. 455 – 462.

Tesař, V. (1972): Immisionsituation, forstliche Lage und Auswirkung von Gegenmassnahmen im Immissionsgebiet Trutnov/Riesengebirge. Mitt. d. Forstlichen Bundesversuchsanstalt, 97: 481 - 91.

Tesař, V. (1979): Znečištění ovzduší kysličníkem siřičitým na Trutnovsku. VÚLHM VS, Opočno, 52 s.

Tesař, V. (1981): Vztah krkonošských lesů a lesního hospodářství k imisím. Opera Corcontica, 18: 53 - 68.

Tesař, V. (1989): Stabilizace smrkového hospodářství v imisních oblastech výchovou a obnovou. Sbor. ČSVTS - Pěstování smrku v polohách ohrožených škodlivými abiotickými činiteli, Opava, s. 82 - 88.

Tollinger, V. – Šíma, M. (1979): Grossraumige Prognostik der Rauchschaden in der Waldlandschaft II. Immissionskapazitat der Waldlandschaft und ihre Ausnutzung in der Raumplanung. Bericht d. X. Fachtagung, IUFRO, Fachgruppe Luftverunreinigung, Sborník, Institut f. Forst-und Holzwirtschaft, Ljubljana, s. 371 - 378.

Tomášek, M. - Zuska, V. (1983): Půdní poměry. In: Krkonošský národní park. Praha, SZN, s. 59 - 62.

Tranquillini, W. (1979): Physiological Ecology of the Atpine Timberline. Berlin, 137 s.

UNEP (1995): Forest damage in Central European Mountains. Final report of a large area experiment for forest damage monitoring in Europe using satellite remote sensing. Geneva: UNEP, 97 s.

Vacek, S. (1981): Zdravotní stav a snížená fruktifikace autochtonních smrkových porostů jako odraz imisního zatížení v oblasti anemo-orografického systému Mumlavy. Opera Corcontica, 18: 89 - 103.

Vacek, S. (1982): Vliv imisí na lesní porosty Krkonoš. Sbor. VŠZ - Životní prostředí venkovské krajiny, Brno, s. 141-149.

Vacek, S. (1983): Morfologická proměnlivost autochtonních smrkových populací v Krkonoších. Lesnictví, 29: 4: 265 - 284.

Vacek, S. (1983a): Ekologie poškození horských ochranných lesů. Zpr. lesn. Výzk., 28: 1: 29 - 33.

Vacek, S. (1984): Ekologické souvislosti poškození v porostech na horní hranici lesa v Krkonoších. Opera Corcontica, 21: 157 - 165.

Vacek, S. (1985): Výzkum struktury, růstu a vývoje ochranných lesů v horských polohách. Ms., Závěr. zpráva, VÚLHM VS Opočno, 94 s.

Vacek, S. (1986): Textura a poškození stromů v ochranných smrkových lesích ovlivňovaných imisemi. Práce VÚLHM, 69: 167 - 188.

Vacek, S. (1986a): Dynamika odlistění ochranných lesů pod vlivem imisí v Krkonoších. Zpr. lesn. Výzk., 31: 4: 4 - 7.

Vacek, S. (1986b): Dynamika strukturálních změn v přírodních smrkových lesích pod vlivem imisí v Krkonoších. Ms. (Kandidátská disertační práce, dep. VÚLHM VS Opočno, 148 s.).

Vacek, S. (1986c): Dynamika odlistění ochranných lesů pod vlivem imisí. In: Preventivní a nápravná opatření v ohrožených fytocenózách. Praha, s. 34 – 40.

Vacek, S. (1987): Morfologická proměnlivost buku lesního v Krkonoších. Zpr. lesn. Výzk., 32: 4: 1 – 6.

Vacek, S. (1987a): Strukturální proměny smrkových porostů pod vlivem imisí. Práce VÚLHM, 71: 155 - 192.

Vacek, S. (1987b): A mathematical model of defoliation dynamics of spruce forests due to immissions. Commun. Inst. For. Čechosl., 15: 55 - 73.

Vacek, S. (1989): Dynamika změn ve smrkobukových porostech pod vlivem imisí. Práce VÚLHM, 74: 239 - 275.

Vacek, S. (1990): Analýza autochtonních smrkových populací na strmé stráni v Krkonoších. Opera Corcontica, 27: 59 - 103.

Vacek, S. (1990a): Fruktifikace bukových porostů pod vlivem imisí v Krkonoších. In: Úkoly semenářství a šlechtění

při obhospodařování lesů v imisních oblastech. Sborník referátů z 8. celostátní konference. Špindlerův Mlýn, ČSAZ 1990, s. 145 - 151.

Vacek, S. (1991): Dynamics of defoliation of beech stands uder the influence of air pollution. In: 3. IUFRO – Buchensymposium, Zvolen, 1991, s. 377 - 388.

Vacek, S. (1991a): Porostotvorné schopnosti břízy a jeřábu pod vlivem imisí.. Zprávy lesn. výzk., 36: 3: 19 - 23.

Vacek, S. (1992): Zdravotní stav bukových porostů v různých imisně ekologických podmínkách Krkonoš. In: Studium horských lesních ekosystémů a jejich poškození v České republice. Ed. K. Matějka. České Budějovice, s. 97 - 106.

Vacek, S. (1992a): Symptomy poškození smrku obecného (*Picea abies* /L./ Karst.). Opera Corcontica, 29: 183 - 189.

Vacek, S. (1992b): Dynamika poškození horských ochranných lesů Krkonoš. In: Hospodaření v lesích při horní hranici lesa. Sborník z mezinárodní konference. Kouty nad Desnou, červen 1992. Praha, Ministerstvo zemědělství a Čs. lesn. společnost, s. 262 - 286.

Vacek, S. (1993): Zdravotní stav bukových porostů v různých imisně ekologických podmínkách. In: Opera Corcontica, 30: 21 - 51.

Vacek, S. (1995): Decline dynamics in mixed spruce-beech stands of the Krkonoše Mts. In: K. Matějka (Ed.), Investigation of the forest ecosystems and of forest damage. Processes in forest ecosystems and their external functions. Praha, IDS, 119 - 129 s.

Vacek, S. (1996): Vývoj zdravotního stavu lesních porostů na TVP v Krkonoších. In: Sborník příspěvků z mezinárodní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno 15. – 17.4. 1996. Opočno, VÚLHM VS, s. 28 - 43.

Vacek, S. (2000): Struktura, vývoj a management lesních ekosystémů Krkonoš. Doktorská disertační práce. Opočno, VÚLHM VS, 684 s.

Vacek, S. (2003): Minimum area of forest left to spontaneous development in protected areas. Journal of Forest Science, 49: 8: 349 – 358.

Vacek, S. et al. (2000): Vývoj poškození ekosystémů Orlických hor. In: Lesnické hospodaření v imisní oblasti Orlických hor. Sborník referátů z celostátního semináře. Opočno, 31. 8. - 1. 9. 2000, Ed. M. Slodičák, Opočno, VÚLHM - Výzkumná stanice, s. 39 - 64.

Vacek, S. et al. (2006): Lesy a ekosystémy nad horní hranicí lesa v národních parcích Krkonoš. Folia forestalia Bohemica, Kostelec nad Černými lesy, Lesnická práce, s.r.o., č. 2, 112 s.

Vacek, S. - Balcar, V. (1992): Příspěvek k ekologii lesních dřevin v Krkonoších. In: Studium horských lesních ekosystémů a jejich poškození v České republice. Ed. K. Matějka, České Budějovice, Ústav krajinné ekologie ČSAV 1992, s. 91 - 96.

Vacek, S. - Balcar, Z. - Jurásek, A. (1984): Struktura původních bučin ve východních Krkonoších. Lesnictví, 30: 9: 767 - 782.

Vacek, S. – Chroust, L. – Souček, J. (1994): Produkční analýza autochtonní smrčiny. Lesnictví, 40: 11: 457 – 467.

Vacek, S. - Jurásek, A. (1985): Olistění jako kritérium hodnocení zdravotního stavu bukových porostů pod vlivem imisí. Lesnictví, 31: 7: 579 – 600.

Vacek, S. – Lepš, J. (1987): Changes in the horizontal structure in a spruce forest over a 9-year period of pollutant exposure in the Krkonoše Mountains, Czechoslovakia. Forest Ecol. Manag., 22: 291 - 295.

Vacek, S. – Lepš, J. (1991): Použití Leslieho matic pro predikci vývoje smrkových prostů pod vlivem imisí. Lesnictví, 37: 133 - 149.

Vacek, S. – Lepš, J. (1996): Spatial dynamics of forest decline: the role of neighbouring trees. Journal of Vegetation Science, 7: 789 - 798.

Vacek, S. – Lokvenc, T. – Balcar, V. – Henžlík, V. (1994): Obnova a stabilizace lesa v horských oblastech Sudet. In: Protection of forest ecosystems. Selected problems of forestry in Sudety Mts. Eds. P. Paschalis, S. Zajaczkowski, Warszawa, Biuro GEF 1994, s. 93 – 119.

Vacek, S. – Lokvenc, T. – Souček, J. (1998): Změny druhové skladby v lesních ekosystémech Krkonoš. In: Geoekologiczne problemy Karkonoszy. Materialy z sesji naukowej v Przesiece, Przesieka 15. – 18. X. 1997. Tom 2. Poznań, Wydawnictwo Acarus, 177 – 184 s.

Vacek, S. – Lokvenc, T. (1992): Syntéza ekologických údajů pro Krkonoše. Podkladová zpráva pro závěrečné oponentní řízení výzkumného úkolu Změny ekologických poměrů a jejich vliv na lesní ekosystémy. Materna, J. (koord.), Závěrečná zpráva, Opočno, VÚLHM - VS. 28 s.

Vacek, S. – Lokvenc, T. (1992a): Obnova a stabilizace lesních ekosystémů Krkonoš. Realizační výstup výzkumného úkolu Změny ekologických poměrů a jejich vliv na lesní ekosystémy. Opočno, VÚLHM - VS, 9 s.

Vacek, S. – Matějka, K. – Šach, F. (1996): Analýza vegetačních změn na půdách náchylných k introskeletové erozi. In: Sborník příspěvků z mezinárodní konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Opočno 15. – 17. 4. 1996. Ed. S. Vacek, Opočno, VÚLHM VS, s. 89 - 100.

Vacek, S. – Matějka, K. – Šach, F. (1999): Vegetační změny na půdách náchylných k introskeletové erozi. In: Obnova a stabilizace horských lesů. Sborník z celostátní konference s mezinárodní účastí. Bedřichov v Jizer-

ských horách, 12. – 13. 10. 1999. Sest. M. Slodičák. Jíloviště-Strnady, VÚLHM 1999, s. 107 – 112.

Vacek, S. – Matějka, K. (1999): State of forest stands on permanent research plots in the Krkonoše Mts in years 1976 – 1997. Journal of Forest Science, 45: 7: 291 – 315.

Vacek, S. – Podrázský, V. – Lokvenc, T. (1995): Possibilities of spruce reproduction by layering in the timberline ecotone. In: Mountain National Parks and Biosphere Reserves: Monitoring and Management. Proceedings of International Conference. Špindlerův Mlýn, Krkonoše National Park, 20. – 23. September 1993. Eds. J. Flousek, G. C. S. Roberts, Vrchlabí, Krkonoše National Park Administration 1995, s. 141 – 145.

Vacek, S. – Podrázský, V. – Matějka, K. (2000): Stav a vývoj lesních půd na TVP v Krkonoších v letech 1980 – 1998. Opera Corcontica, 37: 150 – 155.

Vacek, S. – Podrázský, V. (1994): Změny chemismu v lesních půdách Krkonoš. Zprávy lesnického výzkumu, 39: 4: 51 - 52.

Vacek, S. – Podrázský, V. (1995): Development trends in forests of the Krkonoše Mts under emission load. In: Mountain National Parks and Biosphere Reserves: Monitoring and Management. Proceedings of International Conference. Špindlerův Mlýn, Krkonoše National Park, 20. – 23. September 1993. Eds. J. Flousek, G. C. S. Roberts. Vrchlabí, Krkonoše National Park Administration, s. 69 – 74.

Vacek, S. – Souček, J. (1995): Poškození lesů Krkonoš jelení zvěří a jejich řešení. In: Škody zvěří a jejich řešení. Brno, MZLU, s. 109 – 112.

Vacek, S. – Vašina, V. – Balcar, Z. (1988): Analýza autochtonních bukových porostů SPR Rýchory a Boberská stráň. Opera Corcontica, 25: 13 - 55.

Vacek, S. – Vašina, V. – Mareš, V. (1987): Analýza autochtonních smrkobukových porostů SPR V bažinkách. Opera Corcontica, 24: 95 - 132.

Vacek, S. – Vašina, V. (1991): Poškození smrkových porostů imisně ekologickými vlivy. Opera Corcontica, 28:105 - 130.

Vrška, T. et al. (2002): Dynamika vývoje pralesovitých rezervací v České republice. Academia, Praha.

Vrška, T. – Hort, L. (2001): Podíl tlejícího dřeva v přírodních lesích ČR. In Jankovský et Čermák (eds.) Tlející dřevo 2001. Sborník referátů. MZLU Brno, s. 13 – 23.

Vrška, T. – Hort, L. – Odehnalová, P. – Adam, D. – Horal, D. (2000a): Mionší virgin forest – historical development and present situation. J. For. Sci., 46: 9: 411 - 424.

Vrška, T. – Hort, L. – Odehnalová, P. – Adam, D. (2000b): Polom virgin forest after 22 years (1973–1995). J. For. Sci., 46: 4: 151 – 178.

Vrška, T. – Hort, L. – Odehnalová, P. – Adam, D. – Horal, D. (1999): Žákova hora virgin forest after 21 years (1974-1995). J. For. Sci., 45: 9: 392 - 419.

Vrška, T. – Hort, L. – Odehnalová, P. – Adam, D. – Horal, D. (2001a): Razula virgin forest after 23 years (1972-1995). J. For. Sci., 47: 1: 15 - 38.

Vrška, T. – Hort, L. – Odehnalová, P. – Adam, D. – Horal, D. (2001b): The Milešice virgin forest after 21 years (1972-1996). J. For. Sci., 47: 6: 255 - 276.

Vrška, T. – Hort, L. – Odehnalová, P. – Horal, D. – Adam, D. (2001c): The Boubín virgin forest after 24 years (1972-1996). J. For. Sci., 47: 10: 439 - 459.

Vutov V. M. – Penev I. N. (1987): Vlijanije na promišlenite gazove vrchu fenologičnoto razvitie na širokolistnite drvena i chrasti v rajona na minnometalurgičnija kombinat „G. Dimitrova“. God. Sofijsk. Univ. Bial. Fak. Botan., 78: 2: 48 – 56.

Westmann, L. (1990): Inroduction for assessing damane to beech. In: Variables for assessment of birch, beech and oak. Umea, s. 1 - 5.

Winkler, P. (1993): Remote sensing for monitoring the changing environment of Europe. Rotterdam, A. A. Balkema, 318 s.

Yamaoka, Y. – Wingfield, M. J. – Takahashi, I. – Solheim, H. (1997): Ophiostomatoid fungi associated with the spruce bark beetle *Ips typographus* f. *japonicus* in Japan. Mycol. Res., 101: 10: 1215 - 1227.

10. Přílohy

Příl. 1: Přehled základních charakteristik o trvalých výzkumných plochách (podle LHP, stav k r. 1981).

	Název plochy	Lesní závod	Porost	Dřevina	Věk	Stř. výška	Stř. tloušťka	Bonita	Zásoba	Nadm. výška	Expo-zice	Sklon	Lesní typ	CHS	Pásmo ohrožení	Geologický podklad	Půda
1+	U tunelu	Harrachov	221A8	SM	105	23	25	5	390							biot.	kambi-
				BK	105	20	20	6	40	730	JZ	26	6K5	01	C	žula	zem
2	Vilémov	Harrachov	415B16	SM	145	25	30	6	210							svor,	ranker
				BK	145	22	28	6	140	600	JZ	22	5Y1	01	C	fylit	
3++	U Lubošské bystřiny	Harrachov	514A1	SM	216	22	32	9	185	1150	JZ	22	8Z1	02	A	žula	podzol
4	Pod Voseckou boudou	Harrachov	511A17	SM	196	18	30	9	250	1180	JZ	12	8T2	02	B	biot. žula	glej
5	Pod Lysou horou	Harrachov	508B17	SM	216	22	32	9	185	1130	S	17	7T1	02	B	biot. žula	glej
6	V Bažinkách 2	Harrachov	311A17	SM	205	28	48	6	260							rula,	krypto-
				BK	205	20	30	8	280	1060	V	22	8K3	72	C	fylit	podzol
7	V Bažinkách 1	Harrachov	311A17	SM	205	33	58	5	110				6S2				kambi-
				BK	205	26	38	6	420	940	V	24	(6H,V2)	54	C	rula	zem
8	Nad Benzínou 2	Harrachov	306C14	SM	131	24	36	6	20							biot.	kambi-
				BK	131	30	20	8	240	1190	JZ	24	6A6	02	B	žula	zem
9	Nad Benzínou 1	Harrachov	306C17	SM	141	24	36	6	20							biot.	kambi-
				BK	141	20	30	8	240	1170	JZ	17	6A6	02	B	žula	zem
10	Pod Vysokým Kolem	Vrchlabí	103E17	SM	185	14	30	9	120	1240	J	16	8K2			biot.	
													(8R1)	02	B	žula	podzol
11	Strmá stráň A	Vrchlabí	117B17	SM	188	18	30	9	170	1220	SV	29	8Z4	02	A	biot. žula	podzol
12	Strmá stráň B	Vrchlabí	117B17	SM	188	18	30	9	170	1170	SV	26	8Z4	02	A	biot. žula	podzol
13+	Strmá stráň C	Vrchlabí	117C17	SM	186	26	30	9	350	1120	SV	23	8N1	01	B	biot. žula	podzol
14++	Strmá stráň D	Vrchlabí	117C17	SM	186	26	30	9	350	1050	SV	24	8N1	01	B	biot. žula	podzol
15++	Strmá stráň E	Vrchlabí	117C17	SM	186	26	30	9	350	990	SV	22	8N1	01	B	biot. žula	podzol
16++	Pod Martinovkou	Vrchlabí	105D16	SM	145	18	27	9	250	1170	JV	16	8K2	02	B	biot. žula	podzol
17++	U Bílého Labe	Vrchlabí	219A14	SM	122	21	27	9	320	1070	SV	29	7N1				
													(8N1)	01	A	biot. žula	podzol
18++	U Čertovy strouhy	Vrchlabí	213A17	SM	169	19	30	9	260	1200	JZ	23	8N1	01	A	žula	podzol
19++	U Klínové boudy	Vrchlabí	310A16	SM	141	19	20	8	260	1170	JV	22	8K4				
													(8Z3)	02	B	svor, fylit	podzol
20	Pod Liščí horou	Vrchlabí	237A17	SM	144	17	34	9	150	1260	JZ	19	8Z4	02	A	svor, fylit	podzol
21	Modrý důl	H. Maršov	233A13	SM	107	13	28	9	160	1230	J	21	8Z4	02	B	svor, fylit	podzol
22	Obří důl	H. Maršov	234B16	SM	122	15	30	9	170	1160	V	32	8Z4				
													(9K)	02	B	svor, fylit	podzol
23	Václavák	H. Maršov	101B17	SM	160	13	29	9	100	1190	SV	4	8R1	02	B	ortorula	organozem
24	Střední hora	H. Maršov	330D17	SM	164	21	28	8	360	1250	JV	20	8Z3	02	B	svor, fylit	podzol
25++	Pod Koulí	H. Maršov	331A17	SM	165	21	28	7	365	1140	SV	28	8K9	01	B	svor, fylit	podzol
26++	Lysečinský hřeben	H. Maršov	303D1	SM	142	14	18	9	248	1170	Z	3	8Z3	02	A	ortorula	podzol
27	U bukového pralesa A	H. Maršov	525C16	BK	147	10	21	9	190	1030	JZ	3	7K2				
													(7K3)	72	B	fylit	kryptopodzol
28	U bukového pralesa C	H. Maršov	536A19	BK	121	21	33	7	280	940	JV	15	6K5	52	C	fylit	kambizem
29	U bukového pralesa B	H. Maršov	536A16	SM	142	25	54	5	59								
				BK	142	21	41	8	202	950	JV	16	6S2	54	C	fylit	kambizem
30	U hadí cesty D	H. Maršov	542D16	BK	141	27	30	6	140	790	SV	24	6D4	55	C	metadiabaz	kambizem
31	U hadí cesty F	H. Maršov	542C14	SM	124	24	34	6	20								
				BK	124	24	39	6	301	740	SV	23	6B1	54	C	metadiabaz	kambizem
32	U hadí cesty E	H. Maršov	542B13	SM	107	24	25	5	5								
				BK	107	22	37	6	231	760	SV	35	6B9 (6A1)	54	C	metadiabaz	kambizem

Poznámka: + částečné těžební zásahy (TVP 1 od r. 1991, TVP 13 od r. 1998), ++ zcela vytěženy (TVP 3 v r. 1983, TVP 14 v r.1999, TVP 15 v r. 1996, TVP 16 v r. 1997, TVP 17 v r. 1989, TVP 18 v r. 1998, TVP 19 v r. 2000, TVP 25 v r. 1998, TVP 26 v r. 1984) a zalesněny smrkem.

Příl. 2a: Výsledky klasifikace procedurou TWINSPAN.
U každé klasifikační skupiny jsou uvedeny jednotlivé druhy – indikátory a jejich zastoupení podle "cut-levels". Předposlední sloupec obsahuje označení snímků náležejících do dané klasifikační skupiny (za číslem plochy následuje označení jednoho nebo více let [poslední dvojčíslí z letopočtu], kdy byl příslušný snímek pořízen). Červeně je zvýrazněn každý ročník po proběhlém rozpadu porostu. Tučně je zvýrazněno umístění fytocenologických snímků zapsaných v roce 1980 a dříve. V posledním sloupci je uveden porostní typ podle zastoupení smrku (SM) a buku (BK). Při výpočtu byly použity následující "cut-levels" pro hodnoty pokryvnosti (v závorce je užívaný stupeň zastoupení druhu, kterého je dosaženo pokud druhová pokryvnost překročí danou hladinu): 0.00% (1) - 3.12% (2) - 6.25% (3) - 12.50% (4) - 25.00% (5) - 50.00% (6).

*0 Ave fle 2 Tri eur 1	*00 Str amp 1 Ath dis 1 Sph gir 1 Des ces 1 Myl tay 1	*000 Car lim 1	*0000 Bar gra 1							**23-80**,85,90	sm
			*0001							23-95,00,05	
		*001	*0010 Ade all 1 Rhi pun 1	*00100 Vio bif 1	*001000 Ace pse 1					**14-76,80**,85	
					*001001					**13-76,80**,85	
				*00101	*001010	*0010100				14-90,05	
						*0010101 Dry dil 2				14-95,00	
					*001011 Phe con 1	*0010110				13-90,95	
						*0010111 Bet pen 1				13-00,05	
			*0011	*00110	*001100 Ath dis 1	*0011000	*00110000 Bar gra 1			**11-76,80**,85	
							*00110001	*001100010 Pel nee 1		**12-76,80**,85	
								*001100011	*0011000110 Phe con 1	12-90,95,00,05	
									*0011000111	11-95,00,05	
						*0011001 Sph gir 3	*00110010 Luz luz 1	*001100100		**05-80**,85	
								*001100101 Vac myr 2		05-90,95,00,05	
							*00110011	*001100110		**03-80** **04-80**,85,90	
								*001100111 Jun fil 1		04-95,00,05	
					*001101 Oxa ace 1 Gen asc 2	*0011010	*00110100 Des ces 1	*001101000 Luz pil 1		**10-80**,85	
								*001101001		10-90,95,00,05	
							*00110101	*001101010	*0011010100	**20-80** 24-90,95,00,05	
									*0011010101 Pol com 1	**25-80**,85,90	
								*001101011 Ant odo 1		**24-80**,85	
						*0011011 Pol ver 1	*00110110	*001101100		21-90,95	
								*001101101 Ath dis 1		21-00,05	
							*00110111 Ant odo 1			**21-80**,85	
				*00111 Dry dil 4	*001110					15-90 **17-80**,85	
					*001111 Vac vit 1					**15-76,80**,85	
	*01 Vac myr 5	*010 Ave fle 4 Tri eur 1 Epi ang 1	*0100	*01000 Poh nut 1	*010000 Ade all 1					15-95,00,05	
					*010001	*0100010 Cam lat 1				**22-80**,85	
						*0100011	*01000110			22-00,05	
							*01000111 Sph squ 1			22-90,95	
				*01001 Ave fle 5	*010010 Dry dil 1 Oxa ace 1	*0100100	*01001000 Myl tay 1	*010010000 Lyc ann 1		**18-80**,85	
								*010010001		18-90,95	
							*01001001	*010010010 Sca und 1 Epi ang 1 Sen her 1		**16-80**,85,90,95	
								*010010011 Oxa ace 1 Sph gir 1	*0100100110 Pol for 2	**19-80**,85,90 20-85 25-95 **26-80**	
									*0100100111	20-90,95,00,05	
						*0100101 Gal har 1 Gen asc 1 Epi ang 1	*01001010	*010010100		16-00 25-00,05	
								*010010101 Des ces 1		18-00,05	
							*01001011 Dic sco 2	*010010110 Epi ang 1		17-90,95,00,05	
								*010010111		11-90	
					*010011 Bet pen 1 Cal vul 1	*0100110				26-85,90,95	
						*0100111 Gal har 1				26-00,05	
			*0101 Epi mon 1 Cal vil 6 Gen asc 1	*01010	*010100					16-05 19-00,05	
					*010101 Luz luz 1					03-95,00,05	
				*01011 Pla und 1						03-85,90	

Příl. 2b: Výsledky klasifikace procedurou TWINSPAN.
U každé klasifikační skupiny jsou uvedeny jednotlivé druhy – indikátory a jejich zastoupení podle "cut-levels". Předposlední sloupec obsahuje označení snímků náležejících do dané klasifikační skupiny (za číslem plochy následuje označení jednoho nebo více let [poslední dvojčíslí z letopočtu], kdy byl příslušný snímek pořízen). Červeně je zvýrazněn každý ročník po proběhlém rozpadu porostu. Tučně je zvýrazněno umístění fytocenologických snímků zapsaných v roce 1980 a dříve. V posledním sloupci je uveden porostní typ podle zastoupení smrku (SM) a buku (BK). Při výpočtu byly použity následující "cut-levels" pro hodnoty pokryvnosti (v závorce je užívaný stupeň zastoupení druhu, kterého je dosaženo pokud druhová pokryvnost překročí danou hladinu): 0.00% (1) - 3.12% (2) - 6.25% (3) - 12.50% (4) - 25.00% (5) - 50.00% (6).

*0 Ave fle 2 Tri eur 1	*01 Vac myr 5	*011 Fag syl 1 Dic het 1 Pol ver 1 Pre pur 1	*0110 Gen asc 1	*01100 Cal vil 5	*011000 Ble spi 1					**06-80**,85	bk-sm (sm)
					*011001	*0110010				06-00 19-95	
						*0110011 Hom alp 1				06-90,95	
				*01101	*011010 Ave fle 1	*0110100 Gym dry 1				09-00,05	
						*0110101	*01101010			09-90,95	
							*01101011 Cic alp 1			**09-80**,85	
					*011011					08-95	
			*0111	*01110 Mai bif 1	*011100 Sor auc 1	*0111000				02-00,05 28-95	bk-sm až bk
						*0111001 Luz luz 1	*01110010 Pic abi 1	*011100100 Tri eur 1		27-90,95,00	
								*011100101		27-05 **28-80**,90	
							*01110011			**27-80**,85 28-85	
					*011101	*0111010				02-90,95	
						*0111011 Ace pse 1				**02-80**,85	
				*01111 Ste nem 1 Pel nee 1	*011110	*0111100				01-00,05	
						*0111101 Bet pen 1				01-90,95	
					*011111 Ath fil 1					**01-80**,85	
*1 Gym dry 1 Dry fil 1 Ath fil 1	*10	*100	*1000 Par qua 1 Gen asc 1 Phe con 1 Ste nem 1 Rub ida 1 Cal vil 2	*10000 Ble spi 1						06-05	bk-sm
				*10001	*100010					**07-80**,85	
					*100011 Ath fil 1	*1000110				07-90,95	
						*1000111 Asp odo 1				07-00,05	
			*1001	*10010 Ble spi 1						08-00,05	bk-sm
				*10011	*100110 Vac myr 3					28-00,05 29-90	bk až bk(sm)
					*100111	*1001110				29-95,00,05	
						*1001111 Bra syl 1				31-05 32-05	
		*101 Myc mur 1 Gym dry 2	*1010							**29-80**,85	bk(sm)
			*1011 Ble spi 1							**08-80**,85,90	bk-sm
	*11 Mil eff 2	*110	*1100	*11000 Asp odo 1						**31-80**,85	bk
				*11001	*110010 Dry fil 4					31-95	
					*110011					31-90,00 32-95	
			*1101 Lun red 1	*11010						32-90,00	
				*11011 Asp odo 1						**32-80**,85	
		*111 Act spi 1	*1110							30-95,00,05	
			*1111 Cir x i 1							**30-80**,85,90	

Příl. 3: Průměrná pokryvnost jednotlivých druhů v základních klasifikačních skupinách fytocenóz rozlišených procedurou TWINSPAN.

Klasifikační skupina TWINSPAN	*0000	*0001	*0010	*0011	*0100	*0101	*0110	*0111	*1000	*1001	*1010	*1011	*1100	*1101	*1110	*1111
Počet snímků	3	3	14	54	42	8	13	22	7	10	2	3	6	4	3	3
E3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Picea abies (L.) Karsten	41	41	42	53	37	1.1	40	16	9.7	0.86	0.3	2	0.02	0.1	.	.
Acer pseudoplatanus L.	.	.	0.06	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	0.1
Sorbus aucuparia L.	.	.	.	0.04	0.14	.	.	0.75	.	0.83	2	.	0.05	1.1	.	.
Betula pendula Roth	.	.	.	.	0.11	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fagus sylvatica L.	.	.	.	.	.	.	36	57	71	78	62	87	87	82	82	91
E2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Picea abies (L.) Karsten	2	6.5	7.9	1.7	3.5	14	2	9.9	6.5	0.28	.	0.75	0.12	0.17	.	.
Sorbus aucuparia L.	.	.	0.95	0.17	0.65	0.25	1	0.93	0.04	0.98	2	.	1.7	1.1	0.87	0.23
Betula pendula Roth	.	.	0.03	.	0.22	0.5	.	0.29	.	.	.	.	.	.	.	.
Ribes petraeum Wulfen	.	.	0.52	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Populus tremula L.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Fagus sylvatica L.	.	.	.	0	0	.	2	10	35	34	82	2	3.2	6.5	0.23	4.4
Abies alba Mill.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.07
Picea pungens Engelm.	.	.	.	.	.	2.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea L.	.	.	.	.	.	0.04	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Acer pseudoplatanus L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	.	.	0.05	0.87	2
Fraxinus excelsior L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1.2
Sambucus racemosa L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	2	1.2
Ulmus glabra Huds.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.07
E1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Picea abies (L.) Karsten	0.23	0.8	1.3	1.1	2.5	3.2	1.6	2.1	2.3	0.5	0.15	0.1	0.13	0.05	0.07	0.3
Avenella flexuosa (L.) Drejer	6.5	14	3.5	15	28	10	8.7	5.3	1.1	0.35	.	.	0.13	0.75	0.07	0.03
Dryopteris dilatata (Hoffm.) A. Gray	0.75	0.38	7.1	6.1	2.4	1.3	4.4	2.7	5	1.8	2	18	5.3	0.75	2	0.87
Vaccinium myrtillus L.	18	10	7.3	12	31	11	5.4	36	1.6	13	6.5	3.5	0.05	.	.	.
Calamagrostis villosa (Chaix) J. F. Gmelin	18	25	11	29	19	65	27	3.6	13	0.46	.	2	.	.	.	.
Homogyne alpina (L.) Cass.	2	1	0.52	1.2	0.76	0.3	0.84	0.59	0.09	0.11	.	5	.	.	.	.
Deschampsia cespitosa (L.) P. B.	1.4	10	2.2	1.5	0	.	0.07	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.
Trientalis europaea L.	0.87	3.5	1	1.2	0.97	0.49	0.09	0.2	.	.	.	.	.	.	.	.
Veratrum album subsp. lobelianum (Bernh.) Arcang.	0.23	0.1	0.16	0.1	.	.	0.07	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Athyrium distentifolium Opiz.	0.1	0.75	39	9.9	1.2	0.88	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinium vitis-idaea L.	0.6	0.3	.	0.03	0.49	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus filiformis L.	1.4	6.5	.	0.08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex pauciflora Lightf.	0.87	2	0.07	0.08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex arifolius All.	0.17	0.13	.	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum angustifolium Honck.	3.5	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Carex limosa L.	0.75	0.75	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Eriophorum vaginatum L.	0.3	0.3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Trichophorum cespitosum (L.) Hartman	1.6	3.5	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Vaccinium uliginosum L.	.	0.13	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Oxalis acetosella L.	.	.	1.9	0.45	0.3	0.01	0.47	1.5	1.3	0.61	0.75	0.75	1.7	0.65	2	0.75
Sorbus aucuparia L.	.	.	0.21	0.39	0.61	0.13	0.85	0.31	0.69	0.54	0.53	0.2	0.42	1.1	0.87	1.4
Prenanthes purpurea L.	.	.	0.05	0.01	0.01	0.06	1.4	0.35	1.2	0.82	0.53	2	1.6	4.3	5	5
Fagus sylvatica L.	.	.	0.01	0.02	0.01	.	7.9	8.3	24	20	2	0.75	4.7	1.8	2	0.77
Maianthemum bifolium (L.) F. W. Schmidt	.	.	0.18	0.31	0.11	.	0.63	0.93	0.27	1.3	.	5	5.8	2	2.9	0.13
Senecio hercynicus Herborg	.	.	0.5	0.06	0.46	1.1	0.36	0.21	0.13	0.02	.	0.38	0.24	0.6	1.6	2
Rubus idaeus L.	.	.	0.38	0.01	0.18	0.39	0.01	0.58	0.31	.	.	0.07	0.18	0.26	18	18
Stellaria nemorum L.	.	.	0.21	0.04	0.01	.	.	0.04	1.6	0.11	.	0.45	0.08	0.17	3.5	2
Acer pseudoplatanus L.	.	.	0.35	.	.	.	.	0.16	0.01	0.11	0.05	.	0.42	0.36	18	0.77
Phegopteris connectilis (Michx. fil.) Watt	.	.	1.3	0.22	0.01	.	0.3	0.2	1.3	0.23	.	0.92	.	.	.	.
Cicerbita alpina (L.) Wallr.	.	.	0.11	.	.	.	0.02	.	.	.	.	0.1	.	.	.	.
Ranunculus platanifolius L.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	0.13	.	.	.	.
Galium saxatile L.	.	.	0.26	0.87	0.33	0.68	0.17	.	.	0.04	.	.	.	.	.	.
Streptopus amplexifolius (L.) DC.	.	.	0.48	0.26	0.02	.	0.02	.	0.09	.	.	.	.	.	.	.
Chaerophyllum hirsutum L.	.	.	0.34	.	.	.	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	.
Betula pendula Roth	.	.	0.03	.	0.09	0.55	.	0.05	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium angustifolium L.	.	.	0.07	0.01	0.45	1.2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Adenostyles alliariae (Gouan) Kerner	.	.	6.7	0.01	0.07	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Huperzia selago (L.) Schrank et C. F. P. Martius	.	.	0.11	0.07	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Viola biflora L.	.	.	0.42	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Hieracium murorum L.	.	.	.	0.01	0.02	.	0.05	.	.	.	0.1	0.03	0.26	0.21	.	0.35
Polygonatum verticillatum (L.) All.	.	.	.	0.03	0	.	0.6	0.56	0.34	0.83	0.75	2	2	4.3	6.5	2
Gymnocarpium dryopteris (L.) Newman	.	.	.	0.05	.	.	0.62	0.43	2.6	1.1	6.5	14	1.8	1.1	0.3	0.3
Abies alba Mill.	.	.	.	0	0	.	0.01	0.02	0.01	0.02	.	.	.	.	0.03	.
Gentiana asclepiadea L.	.	.	.	3.9	0.45	3.5	2.8	.	2.1	0.4	.	1.6	.	.	.	.
Luzula luzuloides (Lamk.) Dandy et Wilmott	.	.	.	0.38	0.35	1	0.84	0.27	0.04	0.4	.	1.2	.	.	.	.
Blechnum spicant (L.) Roth	.	.	.	0.04	0.03	.	0.28	0.03	0.01	0.08	.	0.45	.	.	.	.
Luzula pilosa (L.) Willd.	.	.	.	0.09	0.03	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.
Lycopodium annotinum L.	.	.	.	0.37	0.21	.	0.92	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin	.	.	.	0.28	0.08	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Campanula latifolia L.	.	.	.	0.01	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rumex acetosa L.	.	.	.	0	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula pubescens Ehrh.	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Molinia caerulea (L.) Moench	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Betula carpatica Willd.	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anthoxanthum odoratum L.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Salix caprea L.	.	.	.	0	.	0.46	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calluna vulgaris (L.) Hull	.	.	.	.	0.17	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Urtica dioica L.	.	.	.	.	.	0.09	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.35
Picea pungens Engelm.	.	.	.	.	.	1.1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Epilobium montanum L.	.	.	.	.	.	0.19	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Athyrium filix-femina (L.) Roth	.	.	.	.	.	.	0.13	0.35	0.34	0.46	2	0.77	0.78	0.45	6.5	3.5
Dryopteris filix-mas (L.) Schott	.	.	.	.	.	.	0.02	0.21	1.5	0.5	.	1.2	6.6	19	10	18
Mycelis muralis (L.) Dum.	.	.	.	.	.	.	0.22	.	.	0.01	0.53	1.2	0.12	0.34	0.07	0.45

Klasifikační skupina TWINSPAN	*0000	*0001	*0010	*0011	*0100	*0101	*0110	*0111	*1000	*1001	*1010	*1011	*1100	*1101	*1110	*1111
Milium effusum L.	.	.	.	.	.	.	0.02	.	.	0.46	.	0.03	26	11	6.5	6.5
Galeobdolon montanum (Pers.) Rchb.	.	.	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sambucus racemosa L.	.	.	.	.	.	.	.	0.02	0.04	.	.	.	0.45	.	1.6	0.45
Rubus fruticosus agg.	.	.	.	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	0.07	1	1.6
Lamium maculatum L.	.	.	.	.	.	.	.	0.03	.	.	.	.	.	0.19	.	1
Senecio ovatus (G., M. et Sch.) Willd.	.	.	.	.	.	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	0.03	0.23
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth	.	.	.	.	.	.	.	0.05	.	.	.	0.28	.	.	.	.
Carex pilosa Scop.	.	.	.	.	.	.	.	0.04	.	0.03	.	.	.	.	.	.
Viola reichenbachiana Ror.	.	.	.	.	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.
Digitalis purpurea L.	.	.	.	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.
Juncus effusus L.	.	.	.	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.
Larix decidua Mill.	.	.	.	.	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.
Galium odoratum (L.) Scop.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.09	.	.	.	0.03	0.05	5	2
Paris quadrifolia L.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.23	.	.	.	0.03	0.03	0.6	0.75
Dentaria bulbifera L.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.03	.	.	.	0.05	0.29	0.3	0.07
Lysimachia nemorum L.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.27	.	.	.	.	0.05	0.3	1.4
Circaea intermedia Ehrh.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.13	.	.	.	.	.	.	1.4
Phyteuma spicatum L.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	0.3
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P. B.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.4	.	.	4.3	1.7	3.5	1.6
Pyrola media Sw.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.
Dentaria enneaphyllos L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.32	0.17	1.1	0.38	0.75
Galeobdolon luteum Huds.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.21	0.8	0.38
Lunaria rediviva L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.2	0.03	.
Asplenium trichomanes L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.13	.	.
Poa remota Forselles	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.1	.	.
Fraxinus excelsior L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	3.5	1.6
Actaea spicata L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.23	1.4
Lilium martagon L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3	0.75
Polygonatum multiflorum (L.) All.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.3	0.07
Stachys sylvatica L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.13	0.25
Pulmonaria officinalis L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.03	0.3
Moehringia trinervia (L.) Clairv.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.35
Galium sylvaticum L.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.28
Hieracium laevigatum Willd.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.07
Galeopsis speciosa Mill.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.03
E0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Pleurozium schreberi (Willd. ex Brid.) Mitt.	0.6	0.23	.	.	0	.	.	0.05	.	.	0.2	.	0.02	0.38	.	0.23
Dicranodontium denudatum (Brid.) E. Britton	1.6	0.6	.	0.13	0.16	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	.	0.07
Polytrichum commune Hedw.	0.75	0.6	.	0.14	0.19	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	0.07
Dicranum scoparium Hedw.	2	2	1.8	3.1	2.8	0.59	1.6	1.2	0.67	0.26	0.53	0.23	0.83	.	.	.
Rhizomnium punctatum (Hedw.) T.J.Kop.	0.2	.	0.52	0.1	.	.	.	0.01	0.01	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum girgensohnii Russow	1.2	1.2	12	3.9	0.31	0.25	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum squarrosum Crome	6.5	6.5	0.31	0.27	0.09	0.04	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum russowii Warnst.	5	2	.	0.06	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia attenuata (Mart.) Loeske	0.22	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lepidozia reptans (L.) Dumort	0.07	.	0.09	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum recurvum agg.	37	29	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum strictum Menzies ex Brid.	2	2	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calypogeia neesiana (C.Massal et Carestia) Müll. Frib.	0.13	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Lophozia ventricosa (Dicks.) Dumort	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum formosum Hedw.	.	.	11	10	6	0.97	1.7	4.6	2	1.2	2	2	2	1.7	1.6	2
Pohlia nutans (Hedw.) Lindb.	.	.	0.11	0.12	0.1	.	0.02	0.12	.	.	.	0.13	.	.	0.03	0.1
Pellia neesiana (Gottsche) Limpr.	.	.	0.52	0.36	0.13	.	0.05	0.04	.	.	.	.	.	.	.	.
Plagiothecium undulatum (Hedw.) Schimp.	.	.	0.19	0.86	0.5	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Calypogeia azurea Stotler et. Crotz	.	.	0.13	0.1	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mylia taylorii (Hook.) Gray	.	.	0.16	0.26	0.04	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Scapania undulata (L.) Dumort	.	.	0.18	0.11	0.06	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bryum rubens agg.	.	.	0.04	0.01	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Tetraphis pellucida Hedw.	.	.	0.02	0.12	0.07	.	.	.	.	.	.	.	.			
Diplophyllum obtusifolium (Hook.) Dumort	.	.	0.02	.	0	.	.	.	.	.	.	.	.			
Plagiomnium affine (Blandow ex Funck) T.J.Kop.	.	.	0.58	0.28	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Sphagnum quinquefarium (Braithw.) Warnst.	.	.	0.42	0.05	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Cephalozia biscupidata (L.)Dumort	.	.	0.07	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Jungermannia sphaerocarpa Hook.	.	.	0.03	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Hylocomium splendens (Hedw.) Schimp.	.	.	0.08	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Philonotis fontana (Hedw.) Brid.	.	.	0.07	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.			
Plagiothecium curvifolium Schlieph. ex Limpr.	.	.	.	0.01	.	.	.	0.01	.	.	0.05	.	0.08			
Plagiothecium denticulatum (Hedw.) Schimp.	.	.	.	0.03	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.			
Orthodicranum montanum (Hedw.) Loeske	.	.	.	0.01	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.			
Plagiothecium laetum Schimp.	.	.	.	0.11	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.			
Barbilophozia floerkei (F.Weber et D.Mohr) Loeske	.	.	.	0.01	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.			
Calypogeia integristipula Steph.	.	.	.	0.01	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.			
Rhytidiadelphus squarrosus (Hedw.) Warnst.	.	.	.	0.01	0	.	.	.	.	.	.	.	.			
Cetraria islandica (L.) Ach.	.	.	.	0.01	0	.	.	.	.	.	.	.	.			
Blepharostoma trichophyllum (L.) Dumort	.	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhynchostegium confertum (Dicks.) Schimp.	.	.	.	0.06	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Bazania trilobata (L.) Gray	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Mnium hornum Hedw.	.	.	.	0.03	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Sphagnum capillifolium (Ehrh.) Hedw.	.	.	.	0.01	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Polytrichum longisetum Sw. ex Brid.	.	.	.	.	0	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Anastrepta ocradensis (Hook.) Schiffn.	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Barbilophozia lycopodioides (Wallr.) Loeske	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Rhytidiadelphus loreus (Hedw.) Warnst.	.	.	.	.	0.02	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp.	.	.	.	.	.	.	0.23	0.25	0.19	0.08	.	0.3	0.2	0.1	0.75	0.75
Polytrichum juniperinum Hedw.	.	.	.	.	.	.	0.05	0	.	.	.	.	0.05	0.1	.	.
Plagiothecium cavifolium (Brid.) Z.Iwats.	.	.	.	.	.	.	0.01	.	0.01	.	.	.	.	.	.	

Příloha 4: Frekvence (F) a průměrná pokryvnost (C) druhů bylinného a mechového patra na všech 32 TVP od roku 1980. Zvýrazněny jsou druhy, které významně ubyly či vymizely (!), a druhy, jejichž přítomnost se naopak zvýšila (+).

Rok	1980		1985		1990		1995		2000		2005	
	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C
E1												
Abies alba Mill.	3	0					9	0.02	6	0.01	9	0.01
Acer pseudoplatanus L.	19	0.11	19	0.07	12	0.13	16	0.65	16	0.59	12	0.59
Actaea spicata L.	3	0.06	3	0.06	3	0.01	3	0.01	3	0.01	3	0
Adenostyles alliariae (Gouan) Kerner	6	0.92	9	0.58	9	0.28	9	0.19	9	0.11	9	0.04
Anthoxanthum odoratum L.	6	0.03	6	0.01								
Asplenium trichomanes L.	3	0.01	3	0	3	0						
Athyrium distentifolium Opiz.	25	3.6	28	4.7	31	5.4	28	5.7	34	5.9	34	7.5
Athyrium filix-femina (L.) Roth	22	0.32	28	0.25	22	0.30	19	0.38	28	0.31	28	0.29
Avenella flexuosa (L.) Drejer	88	14	88	12	88	13	88	12	91	12	88	12
+ *Betula carpatica* Willd.									3	0	3	0.01
+ *Betula pendula* Roth			6	0.07	9	0.08	9	0.09	12	0.03	9	0.03
+ *Betula pubescens* Ehrh.									3	0.01	3	0
! *Blechnum spicant* (L.) Roth	28	0.13	28	0.07	6	0.02	6	0.01	12	0.02	16	0.06
Brachypodium sylvaticum (Huds.) P. B.	9	0.11	9	0.19	9	0.33	9	0.61	9	0.19	9	0.19
Calamagrostis arundinacea (L.) Roth	6	0.05	6	0.01								
Calamagrostis villosa (Chaix) J. F. Gmelin	84	19	88	19	88	19	88	19	88	19	84	19
Calluna vulgaris (L.) Hull					6	0.03	6	0.07	6	0.07	3	0.06
! *Campanula latifolia* L.	6	0.02	6	0.01								
Carex limosa L.	3	0.02	3	0.02	3	0.02	3	0.02	3	0.02	3	0.02
+ *Carex pauciflora* Lightf.	3	0.01	3	0.01	3	0.06	3	0.06	12	0.14	12	0.16
+ *Carex pilosa* Scop.			3	0	3	0.01	3	0.01	6	0.01	6	0.01
! *Cicerbita alpina* (L.) Wallr.	9	0.04	6	0.01								
! *Circaea intermedia* Ehrh.	3	0.06	6	0.07	6	0.02	3	0.01	3	0	3	0
Dentaria bulbifera L.	3	0.02	6	0.01	9	0.01	9	0.02	9	0.02	3	0.01
! *Dentaria enneaphyllos* L.	12	0.12	12	0.10	12	0.04	9	0.03	9	0.02	3	0
Deschampsia cespitosa (L.) P. B.	25	0.35	22	0.49	22	0.67	22	0.82	25	0.76	25	1.5
Digitalis purpurea L.					3	0.01	3	0				
Dryopteris dilatata (Hoffm.) A. Gray	100	6.3	100	5.5	97	3.6	97	3.6	97	2.2	97	2.5
Dryopteris filix-mas (L.) Schott	22	2	22	1.6	19	1	12	1	22	0.51	22	0.74
+ *Epilobium angustifolium* L.			12	0.24	16	0.26	12	0.28	28	0.08	28	0.06
+ *Epilobium montanum* L.			3	0.02	3	0.01	3	0	6	0.01	6	0.01
Eriophorum angustifolium Honck.	3	0.20	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.06
Eriophorum vaginatum L.	3	0.01	3	0.01	3	0.01	3	0.01	3	0.01	3	0.01
+ *Fagus sylvatica* L.	38	1.5	41	1.5	41	1.1	41	2.9	41	6.7	44	8.5
Fraxinus excelsior L.	3	0.02	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.20
Galeobdolon luteum Huds.	6	0.05	6	0.01	3	0	3	0	3	0.01	3	0.06
Galeobdolon montanum (Pers.) Rchb.	3	0.01										
Galeopsis speciosa Mill.	3	0										
Galium odoratum (L.) Scop.	12	0.08	12	0.07	3	0.06	3	0.06	6	0.21	6	0.21
Galium saxatile L.	34	0.19	38	0.21	31	0.20	31	0.20	47	0.34	47	1.1
! *Galium sylvaticum* L.	3	0.02	3	0								
Gentiana asclepiadea L.	38	1.5	44	1.6	44	1.5	44	2.1	50	1.6	50	1.7
Gymnocarpium dryopteris (L.) Newman	34	1.2	34	1.2	28	0.52	28	0.48	28	0.22	28	0.17
! *Hieracium laevigatum* Willd.	3	0	3	0								
! *Hieracium murorum* L.	28	0.13	22	0.04	3	0.01	3	0	3	0		
! *Homogyne alpina* (L.) Cass.	78	1.1	78	1.1	69	0.70	59	0.69	56	0.45	53	0.70
! *Huperzia selago* (L.) Schrank et C. F. P. Martius	19	0.12	12	0.03					3	0	3	0.01
Chaerophyllum hirsutum L.	6	0.07	6	0.01					3	0	3	0.01
Juncus effusus L.					3	0.01	3	0				
Juncus filiformis L.	3	0.01	3	0.06	3	0.06	6	0.21	6	0.27	6	0.27
! *Lamium maculatum* L.	9	0.10	6	0.03	3	0.01						
Larix decidua Mill.							3	0.01				
Lilium martagon L.	3	0.02	3	0.02	3	0.02	3	0.01	3	0.01	3	0.01
Lunaria rediviva L.	3	0.01	3	0.01	3	0			6	0.01		
Luzula luzuloides (Lamk.) Dandy et Wilmott	44	0.29	47	0.29	41	0.31	28	0.40	34	0.41	34	0.44
! *Luzula pilosa* (L.) Willd.	25	0.12	19	0.04					3	0	3	0.01
Luzula sylvatica (Huds.) Gaudin	12	0.08	12	0.07	12	0.10	12	0.13	16	0.10	16	0.11
Lycopodium annotinum L.	19	0.31	22	0.17	19	0.20	16	0.25	16	0.17	16	0.13
Lysimachia nemorum L.	9	0.09	9	0.09	6	0.02	3	0.01	6	0.01	3	0.01
Maianthemum bifolium (L.) F. W. Schmidt	66	0.86	72	0.84	78	0.62	72	0.54	62	0.54	50	0.74
Milium effusum L.	9	2	9	2	12	1.3	12	1.3	12	0.48	12	0.34
! *Moehringia trinervia* (L.) Clairv.	3	0.02	3	0.01								
+ *Molinia caerulea* (L.) Moench									3	0	3	0.01
! *Mycelis muralis* (L.) Dum.	19	0.11	19	0.07	12	0.09	9	0.07	6	0.01		
! *Oxalis acetosella* L.	75	1.2	75	0.79	75	0.60	72	0.59	69	0.47	59	0.50
! *Paris quadrifolia* L.	12	0.04	9	0.04	6	0.03	6	0.03	6	0.03	6	0.01
Phegopteris connectilis (Michx. fil.) Watt	25	0.41	28	0.32	19	0.21	12	0.20	22	0.17	19	0.23
! *Phyteuma spicatum* L.	6	0.01	6	0.01	3	0.01						
Picea abies (L.) Karsten	84	1.1	78	1.3	88	0.82	100	1.5	91	1.8	81	2.8
+ *Picea pungens* Engelm.			3	0.20	3	0.06			3	0	3	0
! *Poa remota* Forselles	3	0.01	3	0								
Polygonatum multiflorum (L.) All.			3	0	3	0	3	0.01	3	0.01	3	0.01
Polygonatum verticillatum (L.) All.	44	0.56	41	0.55	44	0.36	38	0.51	34	0.50	34	0.49
Prenanthes purpurea L.	41	0.67	41	0.64	41	0.39	38	0.47	34	0.58	38	0.60

Rok	1980		1985		1990		1995		2000		2005	
	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C	F	C
Pulmonaria officinalis L.	3	0.01	3	0.01	3	0.01	3	0				
Pyrola media Sw.											3	0
! *Ranunculus platanifolius* L.	3	0.01	3	0								
Rubus fruticosus agg.	6	0.03	3	0.06	6	0.07	6	0.07	3	0.02	3	0.01
Rubus idaeus L.	31	0.75	38	0.80	22	0.68	25	0.77	34	0.67	28	0.67
Rumex acetosa L.							6	0.01				
! *Rumex arifolius* All.	9	0.04	9	0.02	3	0.01	3	0.01	3	0		
Salix caprea L.			3	0.06	3	0.02	3	0	6	0.03	3	0
Sambucus racemosa L.	12	0.09	9	0.02	6	0.03	6	0.07	3	0.06	3	0.02
Senecio hercynicus Herborg	41	0.37	44	0.42	50	0.37	41	0.41	34	0.22	38	0.20
Senecio ovatus (G., M. et Sch.) Willd.	6	0.02	6	0.01	3	0.01	3	0				
Sorbus aucuparia L.	84	0.68	69	0.43	66	0.28	69	0.25	78	0.40	81	0.86
Stachys sylvatica L.	3	0.02							3	0	3	0.01
Stellaria nemorum L.	31	0.24	34	0.19	28	0.16	19	0.14	25	0.15	25	0.28
Streptopus amplexifolius (L.) DC.	41	0.19	38	0.14	28	0.08	28	0.08	34	0.07	38	0.08
Trientalis europaea L.	62	0.75	66	0.75	66	0.79	56	0.84	59	0.58	50	0.58
Trichophorum cespitosum (L.) Hartman	3	0.02	3	0.06	3	0.06	3	0.20	3	0.06	3	0.06
Urtica dioica L.	3	0.02	6	0.02	3	0.01	3	0				
Vaccinium myrtillus L.	84	16	88	15	91	16	91	17	94	18	94	19
Vaccinium uliginosum L.									3	0	3	0.01
Vaccinium vitis-idaea L.	12	0.13	12	0.08	9	0.04	6	0.07	12	0.14	12	0.30
Veratrum album subsp. lobelianum (Bernh.) Arcang.	31	0.12	22	0.07	9	0.02	9	0.02	19	0.03	16	0.02
! *Viola biflora* L.	9	0.11	9	0.02								
Viola reichenbachiana Ror.	3	0.01										
E0												
! *Anastrepta ocradensis* (Hook.) Schiffn.	3	0.02										
! *Barbilophozia attenuata* (Mart.) Loeske	6	0.02	6	0.02	3	0.01						
! *Barbilophozia floerkei* (F.Weber et D.Mohr) Loeske	6	0.03	6	0.01	3	0						
! *Barbilophozia lycopodioides* (Wallr.) Loeske	3	0.02	3	0								
! *Bazania trilobata* (L.) Gray	3	0.01	3	0.01	3	0	3	0				
! *Blepharostoma trichophyllum* (L.) Dumort	6	0.02	3	0								
! *Bryum rubens* agg.	9	0.02	3	0								
! *Calypogeia azurea* Stotler et. Crotz	31	0.13	16	0.05	6	0.01						
! *Calypogeia integristipula* Steph.	6	0.01										
! *Calypogeia neesiana* (C.Massal et Carestia) Müll. Frib.	3	0.01	3	0								
! *Cephalozia biscupidata* (L.)Dumort	12	0.03	6	0.01					3	0		
! *Cetraria islandica* (L.) Ach.	6	0.01	3	0								
Dicranella heteromalla (Hedw.) Schimp.	31	0.12	31	0.11	34	0.09	38	0.08	34	0.08	22	0.07
Dicranodontium denudatum (Brid.) E. Britton	31	0.24	22	0.15	22	0.07	12	0.09	12	0.05	12	0.03
Dicranum scoparium Hedw.	94	2.6	94	2.2	91	2.1	88	1.8	91	1.6	88	1.4
! *Diplophyllum obtusifolium* (Hook.) Dumort	3	0										
! *Hylocomium splendens* (Hedw.) Schimp.	3	0.01	6	0.01								
! *Jungermannia sphaerocarpa* Hook.	6	0.01	3	0.01								
! *Lepidozia reptans* (L.) Dumort	12	0.02	6	0.01					6	0.01		
! *Lophozia ventricosa* (Dicks.) Dumort	3	0										
! *Mnium hornum* Hedw.	3	0.02	3	0.01								
! *Mylia taylorii* (Hook.) Gray	34	0.17	34	0.15	34	0.06	31	0.06	22	0.03	6	0.01
! *Orthodicranum montanum* (Hedw.) Loeske	6	0.01	3	0.01								
! *Pellia neesiana* (Gottsche) Limpr.	44	0.30	34	0.20	28	0.17	22	0.11	19	0.09	22	0.09
! *Philonotis fontana* (Hedw.) Brid.	3	0.01										
Plagiomnium affine (Blandow ex Funck) T.J.Kop.	19	0.20	19	0.15	16	0.09	9	0.09	9	0.07	12	0.04
Plagiothecium cavifolium (Brid.) Z.Iwats.	3	0							3	0		
! *Plagiothecium curvifolium* Schlieph. ex Limpr.	12	0.03	6	0.01	3	0						
! *Plagiothecium denticulatum* (Hedw.) Schimp.	6	0.02	3	0.01								
! *Plagiothecium laetum* Schimp.	16	0.09	6	0.07	3	0.01	3	0.01	3	0	3	0
! *Plagiothecium undulatum* (Hedw.) Schimp.	44	0.64	44	0.43	38	0.31	22	0.29	25	0.17	22	0.11
! *Pleurozium schreberi* (Willd. ex Brid.) Mitt.	22	0.10	16	0.07	9	0.02	3	0.01	3	0.01	3	0
! *Pohlia nutans* (Hedw.) Lindb.	38	0.16	31	0.10	22	0.05	16	0.03	22	0.04	12	0.03
! *Polytrichum commune* Hedw.	22	0.16	22	0.13	12	0.06	9	0.10	9	0.06	9	0.10
Polytrichum formosum Hedw.	97	10	97	7.2	97	4.6	94	4.3	91	3.6	94	3.9
! *Polytrichum juniperinum* Hedw.	12	0.03	6	0.01								
! *Polytrichum longisetum* Sw. ex Brid.	3	0										
Polytrichum strictum Menzies ex Brid.	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.06	3	0.06
! *Rhizomnium punctatum* (Hedw.) T.J.Kop.	22	0.19	16	0.09	9	0.02	6	0.01	9	0.02	6	0.01
! *Rhynchostegium confertum* (Dicks.) Schimp.	9	0.06	9	0.02								
! *Rhytidiadelphus loreus* (Hedw.) Warnst.	3	0.02										
! *Rhytidiadelphus squarrosus* (Hedw.) Warnst.	6	0.02	6	0.01								
! *Scapania undulata* (L.) Dumort	31	0.18	28	0.08	6	0.01	3	0	9	0.02		
! *Sphagnum capillifolium* (Ehrh.) Hedw.	3	0.01										
! *Sphagnum girgensohnii* Russow	50	2.7	47	2.1	44	1.7	34	1.7	38	1.6	38	1.5
Sphagnum quinquefarium (Braithw.) Warnst.	12	0.07	9	0.04	6	0.03	6	0.03	6	0.03	6	0.03
Sphagnum recurvum agg.	3	1.3	3	1.3	3	0.90	3	0.90	3	0.90	3	0.90
Sphagnum russowii Warnst.	9	0.24	9	0.22	3	0.06	3	0.06	9	0.07	3	0.06
! *Sphagnum squarrosum* Crome	31	0.50	28	0.35	19	0.25	16	0.25	16	0.25	16	0.25
! *Tetraphis pellucida* Hedw.	22	0.18	9	0.05								

Příloha 5: Použité zkratky

A-O	anemo-orografický
AVG	aritmetický průměr
DCA	detrended correspondence analysis
E0	mechová etáž
E1	bylinná etáž
E2	keřová etáž
E3	stromová etáž
H'	Shannon-Wienerův index druhové diversity
KRNAP	Krkonošský národní park
n	počet hodnot
PCA	principal component analysis (metoda hlavních komponent)
PLO	přírodní lesní oblast
STD	směrodatná odchylka
TVP	trvalá výzkumná plocha
vk (%)	variační koeficient

Poznámky:

Zdravotní stav a dynamika lesních ekosystémů Krkonoš pod stresem vyvolaným znečištěním ovzduší

Prof. RNDr. Stanislav Vacek, DrSc. a kolektiv

Spoluautoři:
Ing. Karel Matějka, CSc.,
Prof. Ing. Jaroslav Simon, CSc.,
Ing. Václav Malík, PhD.,
Ing. Otakar Schwarz, PhD.,
Prof. Ing. Vilém Podrázský, CSc.,
Ing. Tomáš Minx, PhD.,
Prof. Ing. Vladimír Tesař, CSc.,
RNDr. Petr Anděl, CSc.,
Doc. Dr. Ing. Libor Jankovský,
Ing. Miroslav Mikeska

Lektorovali:
Ing. Theodor Lokvenc, CSc., Doc. Ing. Vladimír Hynek, CSc.

Monografie vznikla díky podpoře NPV II MŠMT 2B06012
Management biodiversity v Krkonoších a na Šumavě a výzkumného záměru LDF MZLU v Brně
VZ MSM 6215648902
Les a dřevo – podpora funkčně integrovaného lesního hospodářství
a využívání dřeva jako obnovitelné suroviny 2005 – 2010.

© Stanislav Vacek, 2007
© Lesnická práce, s.r.o., 2007

Počet stran: 216
Náklad: 400

Vydání: první

ISBN 978-80-86386-94-5
Praha 2007