

LESNICTVÍ FORESTRY

Volume 42, No. 10, 1996

75 LET LESNICKÉHO VÝZKUMU V ČESKÉ REPUBLICE

OBSAH – CONTENTS

Vančura K.: 75 let lesnického výzkumu	433
Lochman V.: Vliv imisních spadů do lesních ekosystémů u Moldavy v Krušných horách na chemismus vody odtékající do zdrojů – The effect of air pollutants in forest ecosystems near Moldava in the Krušné hory Mts. on the chemistry of water running to the springs	437
Lomský B., Pasuthová J.: Imisní zatížení a defoliace mladých smrkových porostů – Pollutant load of young spruce stands.....	449
Balcar V.: Acute air pollution injury of ten coniferous species in the Trutnov region – Akutní poškození deseti druhů jehličnanů imisemi na Trutnovsku	460
Švestka M., Novotný J.: Ultranízkoobjemová letecká aplikace v ochraně lesa – ULV aerial application in forest protection.....	473
REFERÁT	
Šach F.: Převod lesa pasečného na les výběrný – Conversion of the clear-cutting silvicultural system into the selection silvicultural system	481
INFORMACE	
Vacek S.: Konference Monitoring, výzkum a management ekosystémů na území Krkonošského národního parku	487

Mezinárodní vědecký časopis vydávaný z pověření České akademie zemědělských věd a s podporou Ministerstva zemědělství České republiky

An international journal published by the Czech Academy of Agricultural Sciences and with the promotion of the Ministry of Agriculture of the Czech Republic

Managing Editorial Board – Redakční rada

Chairman – Předseda

Prof. Ing. Vladimír Chalupa, DrSc., Praha

Members – Členové

Prof. Ing. Jiří Bartuňek, DrSc., Brno

Ing. Josef Běle, CSc., Praha

Prof. Ing. Mirjam Čech, CSc., Praha

Ing. Josef Gross, CSc., Teplice

Prof. Ing. Jan Koubá, CSc., Praha

Ing. Vladimír Krečmer, CSc., Praha

Ing. Václav Lochman, CSc., Praha

Ing. František Šach, CSc., Opočno

Ing. Milan Švestka, DrSc., Znojmo

Advisory Editorial Board – Mezinárodní poradní sbor

Prof. Dr. Don J. Durzan, Davis, California, U.S.A.

Prof. Dr. Lars H. Frivold, Aas, Norway

Ing. Ladislav Greguss, CSc., Banská Štiavnica, Slovak Republic

Doc. Ing. Milan Hladík, CSc., Zvolen, Slovak Republic

Prof. Dr. Hans Pretzsch, Freising, Germany

Dr. Jack R. Sutherland, Victoria, B.C., Canada

Prof. Dr. Nikolaj A. Voronkov, Moskva, Russia

Executive Editor – Vedoucí redaktorka

Mgr. Radka Chlebečková, Praha, Czech Republic

Odborná náplň: Časopis publikuje původní výsledky základního a aplikovaného výzkumu ze všech oborů lesnictví, mající vztah k evropským lesním ekosystémům.

Abstrakty z časopisu jsou zahrnuty v těchto databázích: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, Toxline Plus, WLAS.

Periodicita: Časopis vychází měsíčně (12x ročně), ročník 42 vychází v roce 1996.

Přijímání rukopisů: Rukopisy ve dvou vyhotoveních je třeba zaslat na adresu redakce: Mgr. Radka Chlebečková, vedoucí redaktorka, Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/25 75 41–9, fax: 02/25 70 90, e-mail: braun@uzpi.agrec.cz. Den doručení rukopisu do redakce je publikován jako datum přijetí k publikaci.

Informace o předplatném: Objednávky na předplatné jsou přijímány pouze na celý rok (leden–prosinec) a měly by být zaslány na adresu: Ústav zemědělských a potravinářských informací, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Cena předplatného pro rok 1996 je 588 Kč.

Scope: The journal publishes original results of basic and applied research from all fields of forestry related to European forest ecosystems.

Abstracts from the journal are comprised in the databases: Agris, CAB Abstracts, Czech Agricultural Bibliography, Toxline Plus, WLAS.

Periodicity: The journal is published monthly (12 issues per year), Volume 42 appearing in 1996.

Acceptance of manuscripts: Two copies of manuscript should be addressed to: Mgr. Radka Chlebečková, executive editor, Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/25 75 41–9, fax: 02/25 70 90, e-mail: braun@uzpi.agrec.cz. The day the manuscript reaches the editor for the first time is given upon publication as the date of receipt.

Subscription information: Subscription orders can be entered only by calendar year (January–December) and should be sent to: Institute of Agricultural and Food Information, Slezská 7, 120 56 Praha 2. Subscription price for 1996 is 148 USD (Europe), 154 USD (overseas).

75 LET LESNICKÉHO VÝZKUMU

Počátky lesnického výzkumu v českých zemích je jistě možné spojovat s činností zemských výzkumných stanic působících na území Rakousko-Uherska na konci minulého století (Praha 1887, Brno 1888), se vznikem Jednoty lesnické a založením svépomocné výzkumné stanice při lesnické škole v Písku (1912). Bezprostředním podnětem k založení lesnického výzkumného ústavu, tehdy Ústavu ochrany lesa, však byla mnišková kalamita ve dvacátých letech tohoto století. Prvním ředitelem pracoviště, které se v roce 1921 stalo základem vzniku dalších specializovaných ústavů, byl zoolog Dr. Julius Komárek.

V letech 1922 až 1933 byly založeny další specializované ústavy, a to ústav biochemie, zakládání lesa, lesnické ekonomiky, pěstování lesa; ústav ochrany lesa byl rozšířen o oddělení myslivosti. Na počátku třicátých let vznikl ústav lesnické politiky a hospodářských věd. Lesnické ústavy finančně zajišťovalo Ministerstvo zemědělství, lesnického výzkumu se však zúčastňovali hlavně externí pracovníci z lesnických fakult a univerzit. Od r. 1929 se ústavy aktivně zapojily do činnosti Mezinárodního svazu lesnických výzkumných organizací (IUFRO), který ne náhodou vznikl již v osmdesátých letech minulého století právě ve středoevropském regionu. Po r. 1945 bylo s postupnou obnovou lesnického výzkumu vytvořeno několik dalších ústavů (dendrologie a geobotanika, meliorace, těžba dřeva a technologie, lesní doprava a výstavba) a jejich koordinaci provádělo Ředitelství státních výzkumných ústavů v Praze (1947).

V roce 1951 byly ústavy přestěhovány z Prahy a Brna na Zbraslav a do Strnad – v této době již je novým útvarem hrajícím roli v lesnickém výzkumu Československá akademie zemědělských věd.

Rok 1951 je i rokem vzniku výzkumných stanic v Kostelanech-Uherských Hradišti, Opočně a ve Křtinách u Brna, které jsou od počátku specializovány. Zabývají se rychle rostoucími dřevinami a kontrolou osiva, komplexní problematikou pěstování lesa, resp. lesnickou technikou a technologiemi. Výzkumné stanice, v době svého vzniku „samostatné sektorové ústavy“, byly do Výzkumného ústavu lesního hospodářství začleněny v r. 1952. Je zahajován lesnický hydrologický výzkum, jehož součástí jsou zejména beskydská experimentální povodí (pracoviště Hnojník, později Frýdek-Místek). Vznikají pracoviště v Bolevci (arboretum Sofronka zaměřené na pěstování borovic) a později v Dubí v Krušných horách (výzkum hynutí lesů v souvislosti se znečištěním ovzduší).

V tomto období jsou dosavadní Výzkumný ústav myslivosti a Ústav lesního hospodářství sloučeny do Výzkumného ústavu lesa a myslivosti. Tento ústav byl 1. ledna 1959 spojen s resortním ústavem lesního hos-

podářství a vznikl Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti.

Od této doby prošel VÚLHM několika strukturálními změnami, nicméně rozsahem činnosti pokrýval hlavní lesnické obory a garantoval rozvoj příslušných vědních disciplín zabývajících se dlouhodobě problémy lesů a lesního hospodářství. Výsledky závažných prací ústavu není třeba lesnické veřejnosti připomínat.

Nejzřetelnější změny nastávají po r. 1989, kdy v souvislosti s transformací celého hospodářství dochází k podstatnému snížení počtu pracovníků s cílem zefektivnění činnosti pracoviště. Od r. 1993 je VÚLHM organizací příspěvkovou. Došlo ke zprůhlednění vnitřního financování ústavu, ústav postupně zvyšuje objem prostředků pocházejících z mimorozpočtových zdrojů a přes snížení počtu pracovníků až dosud úspěšně plní zadané úkoly. Uvedená pozitivita dosavadního průběhu restrukturalizace však provázají i negativní stránky, ke kterým patří skutečnost, že některé činnosti jsou zabezpečovány pouze minimem pracovníků či jednotlivcem, což ohrožuje postavení a rozvoj příslušných disciplín do budoucna. Současně se omezují či ruší některé činnosti, které jsou a budou výhledově potřebné, ale nemají v současnosti – i s ohledem na specifickou lesního hospodářství a z dalších důvodů – konkrétního odběratele. Dosud ne zcela uspokojivě řešený způsob financování související s trvalým procesem transformace vytváří mezi výzkumnými pracovníky atmosféru nejistoty.

Přesto dochází v aktivitách ústavu k posunu v tom smyslu, že roste počet řešených úkolů, byly rozšířeny služby nabízené jednotlivým vlastníkům lesa a dalším zájemcům, zvyšuje se množství odborních činností pro odvětví lesního hospodářství a Ministerstvo zemědělství ČR obecně. Jednotlivé útvary a pracovní kolektivy plní úlohu referenčních pracovišť, ústav je ustanovenou právnickou osobou zajišťující úlohy stanovené zákonem o lesích, důležité je zřízení pracoviště lesní ochranné služby.

Výzkumný ústav kromě řešení výzkumných úkolů garantuje a prakticky vykonává úkoly plynoucí z mezinárodních závazků České republiky, zajišťuje objektivní a nestranné vyhodnocování informací získaných na základě dlouhodobě probíhajícího výzkumu, účastní se mezinárodních programů a řešení úkolů, u nichž je vyžadována garance státu. Jedním z příkladů je monitorování zdravotního stavu lesů, které přes obtíže s rostoucími náklady na řešení a naplňování programu podle mezinárodně schválených metodik dokládá snahu o udržení kroku se současným vývojem, a to i s ohledem na potřebnou harmonizaci předpisů a standardů s Evropským společenstvím. Činnost ústavu je podpořena existujícím know-how, znalostmi vycházejícími ze 75leté zkušenosti a spoluprací s ostatními lesnickými

institucemi na národní i mezinárodní úrovni, mj. v rámci IUFRO. Úlohy, kterými se dnes ústavy spojené v této – po Červeném kříži druhé nejstarší nevládní mezinárodní organizaci zabývají, se přirozeně po 104 letech činnosti s vývojem mění. Význam mezinárodní organizace vzrůstá vzhledem k potřebě řešit globální problémy cestou spolupráce. I proto je lesnický výzkum dnes chápán jako nedílná součást hospodaření nejen v lesnictví rozvinutých, ale i v rozvíjejících se zemích.

Pro lesnický výzkum je podstatné a zavazující, že nezpochybnitelný význam lesa a jeho výzkumu je deklarován na mezinárodní úrovni – v závěrech mezinárodních konferencí, deklarací FAO, v ministerských rezolucích o ochraně evropských lesů.

Organizovaný lesnický výzkum vznikl v českých zemích právě na základě potřeby ochrany lesů a význam ochrany lesa se v současném období, charakterizovaném zesíleným tlakem na les, zvětšuje a je nejméně tak jako před 75 lety důvodem k pokračujícímu lesnickému výzkumu v celé šíři navazujících odborných disciplín. K nepříznivým faktorům způsobeným činností člověka, za které jsou obecně považovány imisní zatížení, nevhodná druhová skladba lesů, ale i vysoké stavy spárkaté zvěře, přistupují i nově vznikající problémy transformační. Ty bezprostředně ovlivňují nejen stav našich lesů, ale jsou i zdrojem dalších požadavků na výzkumná řešení mnohdy zcela nových problémů.

Je důležité, že ústy pana místopředsedy vlády a ministra zemědělství Ing. Josefa Luxe bylo v dubnu 1996 deklarováno ukončení diskusí o tom, zda resortní výzkum ano či ne. Státní lesnický výzkumný ústav má v systému lesního hospodářství své místo a opodstatnění, a to i v době vzniku soukromých institucí zabývajících

se vedle akademických ústavů či univerzit lesnickou problematikou. Kromě zmíněných aktivit, kterými se musí státní lesnický ústav zabývat, je nepominutelná vazba na lesnické školství, kvalifikované zajišťování vzdělávacího procesu. V této oblasti je jistě prostor pro spolupráci, která byla v době vzniku organizovaného výzkumu běžná. Toto přirozené spojení však potřebné podpořit tak, aby byl odstraněn boj o přežití a nejistota odborných pracovníků, jejichž absence by naše lesnictví odsoudila do role rozvojové země odkázané na ne vždy zcela vhodná doporučení ze zahraničí. Cílem je i omezení rizik chybných rozhodnutí a zachování možnosti vstupovat do spolupráce mezinárodních projektů z pozice rovnoprávných partnerů.

Perspektivy pro další období jsou závislé na vyřešení otázek týkajících se řízení a dotování vědy a výzkumu obecně. Jestliže se výzkumná práce považuje za významnou z hlediska prosperity státu i úrovně vzdělanosti občanů, pak se jí odpovědné instituce budou muset systémově a systematicky zabývat a vytvářet podmínky jak pro získávání nových poznatků, tak pro jejich realizaci.

Jsem přesvědčen, že důležitost lesů, lesnictví a lesnického výzkumu se nedá měřit pouze velikostí podílu odvětví na hrubém domácím produktu. Ochota přiznat tuto skutečnost by měla pomoci při praktickém řešení lesnických problémů i koncepcie lesnického výzkumu. VÚLHM ovšem, tak jako ostatní vědecko-výzkumná pracoviště, musí svou činností, schopností reagovat na kladené požadavky a odpovídajícími výsledky doložit oprávněnost výzkumu jako nezbytné součásti existence společnosti.

SEVENTY-FIVE YEARS OF FORESTRY RESEARCH

The origins of forestry research in the Czech Lands can surely be related to the activities of regional research stations existing in the territory of Austria-Hungary at the end of the last century (Prague 1887, Brno 1888), to the foundation of the Forestry Union and to the establishment of a self-sustaining research station affiliated to the forestry school at Písek (1912). The nun moth outbreak in the twenties of this century was an instantaneous stimulus to found a forestry research institute, called Forest Protection Institute at that time. Dr. Julius Komárek, a zoologist, was the first director of this institution, which in 1921 became a base for the foundation of other specialized institutes.

Other specialized institutes were founded in the years 1922–1933: those of biochemistry, forest establishment, forest economics, silviculture; a department of game management was added to the Forest Protection Institute. The institute of forest policies and economic sciences was established at the beginning of the thirties. Forestry institutes were funded by the Ministry of Agriculture while external specialists from forestry

faculties and universities were engaged in forestry research. The beginning of active participation of these institutes in the activities of International Union of Forestry Research Organizations (IUFRO), which was founded not by chance in the Central European region in the eighties of the last century, dates back to the year 1929. After 1945, gradual resumption of forest research was accompanied by foundation of several other institutes (of dendrology and geobotanics, land improvement, logging and technologies, forest transportation and construction); they were coordinated by the Directorate of State Research Institutes in Prague (1947).

In 1951 the institutes were moved from Prague and Brno to Zbraslav and Straný – by incentive of the Czechoslovak Academy of Agricultural Sciences, a new institution playing its role in forestry research. In 1951 research stations at Kostelany-Uherské Hradiště, Opočno and Křtiny near Brno were established that have been specialized workplaces since their origin. The scope of their work involves fast-growing tree species and seed control, complex forest cultural treat-

ments and/or forestry machinery and technologies. These research stations, which were „independent sector institutes at the moment of their establishment“, were incorporated into the Research Institute of Forest Management in 1952. Forestry hydrological research was opened that has been focused on the Beskids experimental watersheds since (Hnojník location, Frýdek-Místek location later on). Research bases at Bolevec (Sofronka arboretum engaged in pine growing) and later at Dubí in the Krušné hory Mts. (research on forest decay due to air pollution) were founded. At that time, the Research Institute of Game Management and the Institute of Forest Management merged to establish the Research Institute of Forest and Game Management. The latter institute was merged with the sectoral institute of forest management and so the Forestry and Game Management Research Institute came into being.

The Forestry and Game Management Research Institute (FGMRI) has undergone several structural changes since then, nevertheless the scope of its work involved the main forestry branches and guaranteed development of the respective scientific disciplines dealing with the problems of forests and forest management in the long run. The forestry public need not be reminded the results of the most important activities of the institute.

The most marked changes occurred after 1989, when the employment was substantially reduced in the context of the economy transformation in order to make the institute work more effective. The FGMRI has become an institution receiving part of its funds from the State budget since 1993. The internal financial structure has become more transparent, the volume of finances coming from nonbudgetary sources has been gradually increasing, and the Institute has successfully coped with the tasks assigned in spite of employment reduction. These positive aspects of the present patterns of restructuring are however accompanied by the negative ones involving the fact that some activities are provided by the minimum number of workers or by one worker only, which threatens the position and development of the respective disciplines in the future. Other activities have been limited or terminated, they are however, and they will be, needful in the long run, but they do not currently find - with respect to the specificities of forest management as well as to other reasons - any concrete consumers of these services. The way of funding that has not been established quite satisfactorily until now contributes to the atmosphere of uncertainty among the research workers.

Nevertheless, there has been a shift in the Institute activities toward an increase in the number of research projects in progress, services offered to forest owners and other customers have been expanded, the amount of expert activities provided in general to the forestry sector and Ministry of Agriculture of the Czech Republic has increased. The particular divisions and teams play the role of reference workplaces, the Institute is an established legal entity providing for the duties set by

the Forest Act, the establishment of forest protection service is also very important.

Besides research projects, the Institute guarantees, and in fact executes, duties set by international commitments of the Czech Republic, provides for objective and unbiased evaluation of information acquired by long-term research, its workers take part in international programs and projects in which the Government guaranty is required. One of such examples is monitoring of the forest health which, although the cost of program implementation according to internationally approved methodologies is rising, documents the effort of keeping pace with the present development, with regard to the required harmonization of regulations and standards with the European Union. The Institute activities are supported by available know-how, by the knowledge based on 75-year experience and by cooperation with other forestry institutions at a national and international level, i. e. within IUFRO. The tasks coped with by the institutes cooperating in this nongovernmental international, the second oldest after the Red Cross, organization, have been naturally modified and updated after its 104-year activities. The importance of international cooperation is growing with respect to the need of tackling with global problems through cooperation. Consequently, forestry research is understood as an integral part of management not only in the countries with developed forestry but also in developing countries.

A substantial and binding fact for forestry research is that the undisputed importance of the forest and its research has been declared at an international level - by resolutions of international conferences, FAO declarations, ministerial resolutions concerning the European forest conservation.

Organized forestry research originated from the need of forest protection in the Czech Lands while the importance of forest protection has grown in the present period emphasized by greater pressure upon the forest, and there is a reason, just like 75 years ago, to continue forest research within the range of associated technical disciplines. Recent transformation problems can be added to the negative anthropogenic factors such as air pollution stress, inappropriate species composition of forests as well as high stocks of hoofed game. These factors have immediate impacts not only on the forest health in this country, but also they are a source of further requirements for research solutions of frequently quite new problems.

It is important to note that Ing. Josef Lux, the Vice Prime Minister and the Minister of Agriculture, pronounced on the sector research in April 1996 terminating debates about its substantiation. A national forestry institute has its position and its existence is substantiated in the forest management framework, even when, besides institutes of the academy or universities, private institutions engaged in forestry matters have been established. In addition to the above activities that should be pursued by a national forestry institute, it is hardly possible not to take into account linkages to the forestry

education system, to the establishment of qualified educational process. There is certainly a scope enough for cooperation in this sphere that was common at the time when organized research originated. This natural alliance should be supported in order to remove the fight for survival and uncertain situation of researchers, whose absence would place the Czech forestry to the position of a developing country that is fully dependent upon recommendations of foreign experts that are not always appropriate. The aim also involves efforts to limit risks ensuing from wrong decisions and to maintain a possibility of joining the teamwork on international projects in the position of equal partners.

Outlooks for the years to come are related to the situation how the problems of management and subsidizing the science and research sector in general will be

solved. In case research activities are considered as important with regard to the country prosperity and the standard of citizens' education, the responsible institutions will have to deal with them systemically and systematically and to create conditions for acquisition of recent knowledge and information and for their implementation. I believe that the importance of forests, forestry and forest research cannot be assessed by the sector share in GDP only. Willingness to admit this fact should help to cope with forestry problems in practice and to develop forestry research concepts. On the other hand, like other research institutions, the FGMRI has to tackle with the assigned tasks within its activities and capabilities and to document by the appropriate outcomes that the research sector is an integral part of the society existence.

Karel Vančura

*Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti
156 04 Jíloviště-Strnady*

VLIV IMISNÍCH SPADŮ DO LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ U MOLDAVY V KRUŠNÝCH HORÁCH NA CHEMISMUS VODY ODTÉKAJÍCÍ DO ZDROJŮ

THE EFFECT OF AIR POLLUTANTS IN FOREST ECOSYSTEMS NEAR MOLDAVA IN THE KRUŠNÉ HORY MTS. ON THE CHEMISTRY OF WATER RUNNING TO THE SPRINGS

V. Lochman

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 156 04 Jíloviště-Strnady

ABSTRACT: Pollutant deposition with rainfall and the chemistry of soil water and water from a water source were studied on research plots at the height of 820 m above sea level situated in the area with heavy air pollution near Moldava in the Krušné hory Mts. Air pollutant deposition has been observed since 1978 on a plot established after felling, on an open plot „bulk precipitation“. Research in the stand of damaged mature spruce [*Picea excelsa* (L.) Karst.] started on another plot in the same year. Water from under-crown precipitation contained a substantially higher amount of contaminants than that from „bulk precipitation“ on the clearcut plot (particularly of H^+ , SO_4^{2-} , F^-). After the stand was felled at the beginning of 1981, pollutant deposition was balanced on both plots and it has been influenced by the advance growth of European mountain ash (*Sorbus aucuparia* L.) since the late eighties. Concentrations of H ions in gravitational water were decreasing with the greater depth of soil profile while the concentrations of Al, SO_4^{2-} and NO_3^- were increasing. After the spruce stand was felled, ion concentrations gradually started to decrease. The source water has lower contents of H^+ , SO_4^{2-} , F^- and metals but increasing contents of Na, Mg and also Cl^- cations in comparison with soil water. NO_3^- water contamination substantially decreased after spruce stands were felled in the watershed and clearcut grass vegetation advanced. Rainfall acidity has been decreasing since the mid-eighties and S/SO_4^{2-} concentrations have been decreasing in the nineties.

air pollutants; water chemistry; forest ecosystems

ABSTRAKT: V oblasti silně znečištěného ovzduší imisními látkami u Moldavy v Krušných horách byl na výzkumných plochách v nadmořské výšce 820 m zjišťován spad látek se srážkami a chemismus půdní vody a také vody z pramene. Na ploše založené na seči je od roku 1978 sledován spad látek na volné ploše „bulk precipitation“. Na druhé ploše byl zahájen ve stejném roce výzkum v porostu poškozeného dospělého smrku [*Picea excelsa* (L.) Karst.]. Voda podkorunových srážek zde obsahovala podstatně vyšší množství imisních látek než v „bulk precipitation“ na seči (především H^+ , SO_4^{2-} , F^-). Po smýcení porostu na počátku roku 1981 se spad imisí na obou plochách vyrovnal a od konce osmdesátých let je ovlivňován nárůstem jeřábu (*Sorbus aucuparia* L.). V půdě se v gravitační vodě s hloubkou profilu snižovaly koncentrace H iontů a narůstaly koncentrace Al, SO_4^{2-} a NO_3^- . Po smýcení porostu smrku koncentrace iontů postupně klesaly. Ve vodě pramene jsou proti půdní vodě nižší obsahy H^+ , SO_4^{2-} , F^- a kovů, ale stoupají kationty Na, Mg a také Cl^- . Znečištění vody NO_3^- se po smýcení porostu smrku v povodí a rozvoji pasečnické travní vegetace podstatně snížilo. Od poloviny osmdesátých let se snižuje kyselost srážek a v devadesátých letech klesá i koncentrace S/SO_4^{2-} .

imisní spad; chemismus vody; lesní ekosystémy

ÚVOD

Lesní oblast Krušných hor – zejména jejich východní část – byla a dosud zůstává oblastí intenzivně postižovanou imisní zátěží. Způsobují to především zdroje emisí v Mostecké hnědouhelné pánvi, které jsou zejmé-

na při inverzních situacích příčinou zvýšení koncentrací imisních látek vyvolávajících akutní poškození porostů smrku i dalších dřevin. Vedle přímého působení na listové orgány se depozice imisních látek dostala do popředí zájmu jako faktor vyvolávající změny v půdním prostředí. Jde především o snižování zásoby přístup-

ných živin, okyselení půdního prostředí, zvyšování obsahu toxicky působících látek v půdě a půdní vodě.

Lesní ekosystémy zatěžované depozicí imisních látek také podstatně ovlivňují chemismus (kvalitu) vody odtékající do vodních zdrojů.

V době, kdy bylo rozhodnuto o zahájení výzkumu vlivu lesních porostů na chemismus srážkové a půdní vody (1977), existovaly starší smrkové porosty už jen na omezeném území Krušných hor. Mezi tyto oblasti patřilo i okolí Moldavy. Výzkumné plochy byly založeny v silně poškozeném porostu smrku (III. stupeň) o stáří 93 let a na nově vzniklé holé seči po smýceném porostu smrku se značně vyvinutou přizemní vegetací. V blízkosti výzkumných ploch vyvěrá silný pramen se stálým odtokem. Během období výzkumu od roku 1978 až dosud (1995) je sledován vliv změn ve znečištění ovzduší i srážek a vliv vývoje vegetace na chemismus vody odtékající do zdroje a na vývoj chemických vlastností půdy na výzkumných plochách.

PROBLÉM

Působení spadu látek ze znečištěného ovzduší na lesní půdy je závažným problémem posledních desetiletí stejně jako přímé působení imisních látek na listové orgány dřevin. Probíhající změny v půdě se dotýkají výživy lesních porostů, vyvolávají mobilizaci toxicky působících látek a ovlivňují chemismus vody odtékající do zdrojů. Mnohaletá intenzivní dynamika prvků způsobuje dlouhodobé nebo trvalé změny půdních vlastností s negativními důsledky na plnění funkcí lesů.

Pro hodnocení spadu látek z ovzduší do lesních ekosystémů se většinou využívají výsledky sledování vstupu látek se srážkami. Tento tzv. „mokřý spad“ je v podporostních srážkách doplňován látkami ukládanými na nadzemní biomase porostů jako „suchý spad“. Jedná se o imisní látky přinášené v aerosolové, plynné a tuhé formě, které srážková voda vymývá a smývá do půdy. Při absenci dřevinného patra se zvyšuje přímý vstup imisních látek do přizemní vegetace nebo na povrch půdy. Nezanedbatelný je i vstup plynů a rozpuštěných iontů do listů (jehličí) porostů. S odumřelými částmi vegetace přecházejí cizorodé látky do humusového horizontu i do minerální půdy. Látky (prvky) přijímané listy rostlin (stromů) mohou být vylučovány do půdy s exsudáty kořenů. Podstatnou část depozice však reprezentují podporostní srážky.

Sledování chemismu srážkové vody a vody ve zdrojích je využíváno pro stanovení bilance prvků na povodích a pro zjištění vlivu změn v lesních porostech na změnu chemismu srážkové vody při odtoku lesními ekosystémy zejména v závislosti na těžebních zásazích na malých povodích (Hornbeck et al., 1987; Reynolds et al., 1992).

Bilance prvků v lesních ekosystémech vyžaduje i sledování chemismu půdní vody a půdy včetně humusu a změn zásoby prvků v biomase (Manderscheid et al., 1995; Ulrich et al., 1981).

Vliv acidifikace srážek na acidifikaci vody povrchových zdrojů (jezer) je hodnocen především ve Skandinávii a v Severní Americe.

Výzkum vlivu spadu látek ze znečištěného ovzduší na složení odtékající vody a bilance vstupu a ztrát biogenů na malých lesních povodích se provádí i v Krušných horách (Černý, 1993a,b).

Sledování působení lesních ekosystémů s porosty různých dřevin na chemismus odtékající vody uskutečňují pracovníci Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti v Jilovišti-Strnadlech na řadě dalších objektů obdobně jako na plochách Moldava (Lochman et al., 1994a,b). Jeho cílem je stanovení spadu imisních látek se srážkami, působení lesních ekosystémů na kvalitu vody odtékající do zdrojů a na změny půdních vlastností. Výzkumné plochy jsou rozmístěny na povodích ve vodohospodářsky významných oblastech ČR a umožňují porovnání vlivu rozdílů v imisním zatížení krajiny, přírodních podmínek a taxačních charakteristik porostů na tyto procesy.

METODIKA

POPIS PLOCH

Výzkumné plochy u Moldavy v Krušných horách leží v oblasti lesní správy Litvínov (Lesy České republiky, Ol. Teplice). Zeměpisné souřadnice plochy „porost“ jsou 19°41'50" a 50°44'50" a plochy „seč“ 13°41'20" a 50°43'50". Obě plochy jsou na mírném severovýchodním svahu v nadmořské výšce 820 m. Plocha „seč“ (A) byla založena na nově vzniklé holé seči po smýcení silně poškozeného porostu dospělého smrku. Na této seči velmi rychle dominovala paseční travní vegetace, která zde existovala v rozpadlém porostu smrku. Výsadba smrku pichlavého (*Picea pungens*) ve velmi řídkém sponu umožňuje existenci travinného bylinného patra na převážné části plochy a neovlivňuje chemismus srážkové a půdní vody na této ploše. Plocha „porost“ (B) byla založena v poškozeném porostu smrku, který na počátku měření v roce 1978 dosahoval 94 let. Tento porost byl v zimě 1980/1981 smýcen a plocha byla zalesněna náhradními dřevinami, ale v místě zařízení pro zachycování srážkové a půdní vody se vyvíjel nárost jeřábu.

Na porfyrických horninách se zde vyvinuly středně hluboké půdy typu kambických podzolů. Horizonty pokryvného humusu typu mōru překračovaly mocnosti 10 cm (v průměru 13 cm). Typologicky patří stanoviště výzkumných ploch do kyselých bukových smrčín s kapradí osténkatou (7 K 4).

Sledovaný pramen vyvěrá v nadmořské výšce 790 m, nejvyšší bod jeho povodí leží ve výšce 864 m n. m. (Sklářský vrch). V horní části prochází povodím silnice Moldava – Nové Město v Krušných horách (více než 200 m od pramene). V roce 1981 a 1982 na povodí proběhly těžby porostů a v dalších letech mechanizovaná příprava půdy (bagrem) a výsadba náhradních dřevin.

Na výzkumných plochách byla v podzimních měsících roku 1977 instalována koryta na zachycování srážkové vody a půdního profilu pod humusový horizont do hloubky 20 cm a 50 cm lyzimetry z plastické hmoty. Středně velký skelet matečné horniny zabraňoval uložení lyzimetrů do větší hloubky. Zachycovaná voda se sváděla do nádob z PVC umístěných v zakrytých sondách. Pro zachycování sněhových srážek se využívaly kbelíky z plastické hmoty. Vzorky vody se z nádob odebíraly ve čtrnáctidenních nebo měsíčních termínech a při mimořádných odtokových situacích.

Při výkopu sond pro lyzimetry v roce 1977 a v dalších několikaletých periodách se na plochách odebíraly půdní vzorky pro laboratorní analýzy.

METODIKY LABORATORNÍCH ROZBORŮ VODY

Všechny rozborů vody byly prováděny v laboratoři VÚLHM. Do roku 1984 byly zjišťovány koncentrace iontů NO_3^- a NH_4^+ standardními metodami laboratoře (Hoffmann et al., 1965), od roku 1985 kolorimetricky na přístroji Technicon, Autoanalyzer II. Organický dusík nebyl určen. Chloridy a fluoridy byly ve vodě zjišťovány pomocí selektivních elektrod (Crytur) a fosforečnany kolorimetricky za použití kyseliny molybdenové, od roku 1984 za použití přístroje Technicon. Do roku 1985 byly sulfáty ve vodách stanovovány gravimetrickou metodou a od tohoto roku také na přístroji Technicon, Autoanalyzer II. Koncentrace rozpuštěných kationtů byly měřeny atomovým spektrofotometrem Varian Techtron AA-5 a od roku 1986 AA-1273.

VÝSLEDKY

CHEMICKÉ SLOŽENÍ SRÁŽKOVÉ VODY

Výsledky výzkumu chemismu srážkové vody na plochách u Moldavy od roku 1978 jsou uvedeny v tab. I až III. Na ploše seč se ve sledovaném období vegetační pokryv zásadně nezměnil. Přízemní travní vegetace zde zůstává edifikátorem až do současnosti (do r. 1995). Chemismus srážkové vody je v tab. I uveden v průměrných hodnotách z několikaletých období odpovídajících

vývojovým etapám lesních porostů na srovnávané ploše porost. V letech 1978 až 1980 dosahovaly průměrné roční hodnoty pH 4,05 až 4,30 (tab. I). V dalších letech (1981 až 1984) se průměrné roční pH snížilo na 3,45 až 4,05 a potom v letech 1985 až 1989 následovalo zvyšování těchto hodnot v rozmezí 4,05 až 5,0. Počátkem devadesátých let (1990 až 1994) se zmenšily výkyvy ročních hodnot pH na rozmezí od 4,60 do 4,80.

Dalším charakteristickým imisním prvkem – nejen pro Krušné hory – byla a zůstává síra. Vývoj jejích koncentrací ve srážkové vodě ve formě SO_4^{2-} naznačuje největší znečištění ovzduší tímto prvkem v letech 1981 až 1983 a pokles po roce 1990 (tab. II). Sloučeniny dusíku (NO_3^- a NH_4^+) vykazovaly ve srážkách výkyvy, ale největší koncentrace N (NO_3^- a NH_4^+) byla zjišťována v letech 1984 až 1989. Také další prvek charakteristický pro imise pocházející ze zdrojů se spalováním hnědého uhlí – fluor – vykazuje v oblasti Moldavy ve srážkách trvale zvýšené koncentrace s maximální průměrnou hodnotou v letech 1984 až 1989. V tomto období jsou zřejmé i největší kontaminace srážek kovy – Fe, Mn, Zn a Al.

V dospělém, silně poškozeném smrkovém porostu (plocha porost) probíhalo v letech 1978 až 1980 intenzivní obohacování podkorunových srážek imisními látkami zachycovanými v korunách. Koncentrace protonů (H^+) se zvyšovaly proti srážkové vodě téměř o jeden řád (tab. II a III). Současně se v podkorunových srážkách zvyšovaly koncentrace aniontů silných kyselin (SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , F^-), amonných iontů (NH_4^+), těžkých kovů (Mn, Zn, Fe), ale také hliníku a alkalických kationtů (K, Mg a Ca). Nejvyšší relativní nárůsty byly stanoveny u K a Mn (tab. II a III).

Po smýcení porostu se na této ploše v letech 1981 až 1983 průměrné koncentrace iontů ve srážkové vodě vyrovnaly hodnotám zjišťovaným ve srážkách na ploše seč (z roku 1977). Koncem osmdesátých let se na ploše porost začal při obohacování srážkové vody uplatňovat nárůst jeřábu. Zvyšování obsahu iontů v podkorunových srážkách je však méně výrazné než v bývalém porostu smrku.

CHEMISMUS PŮDNÍ VODY

Při průtoku srážkové vody půdou se podstatně mění její chemismus v závislosti na chemických a biologických

I. Vývoj průměrných hodnot pH ve srážkové a okapové vodě na plochách Moldava v letech 1978 až 1994 – The pattern of average pH values in precipitation and under-crown precipitation water on Moldava plots in the years 1978 to 1994

Plocha/rok ¹	1978	1979	1980	1981	1982	1983	1984	1985	1986
Seč ²	4,30	4,30	4,05	4,05	3,45	4,05	3,85	4,10	4,85
Porost ³	3,25	3,35	3,25	3,75	3,60	4,40	3,75	4,05	4,50
Plocha/rok ¹	1987	1988	1989	1990	1991	1992	1993	1994	1995
Seč ²	4,70	4,95	5,00	4,60	4,80	4,60	4,65	4,80	5,15
Porost ³	4,60	4,75	4,50	4,50	4,50	4,60	4,70	4,95	5,20

¹plot/year, ²clearcut, ³stand

kých procesech odehrávajících se v půdním prostředí. V době existence smrkového porostu (1978–1980) se na této ploše ve vodě protékající pokryvným humusem zvyšovaly koncentrace sledovaných iontů s výjimkou protonů (H^+) a zinku (tab. III). Při další cestě vody minerálním půdním profilem v ní narůstala s hloubkou koncentrace Al , SO_4^{2-} , NO_3^- , Mn a Mg a současně probíhalo odlučování iontů H (zvyšování pH). Nejvyšší koncentrace uvedených iontů byly zjišťovány ve vodě zachycované v hloubce 50 cm, kde pro období let 1978 až 1980 byly vypočteny průměrné hodnoty u NO_3^- 33,9 mg.l⁻¹ a u Al 18,39 mg.l⁻¹, přitom maximální koncentrace hliníku u jednoho vzorku dosahovala až 27 mg.l⁻¹. Smýcení porostu smrku spojené se snížením spadu látek vyvolávalo v letech 1981 až 1983 i snížení obsahu rozpuštěných látek ve vodě protékající humusovým horizontem. Pouze u NO_3^- se projevil nárůst a malé změny nastaly v koncentraci protonů (H^+). Průměrné hodnoty však zpravidla zůstaly vyšší než ve srážkové vodě (tab. III). V minerální půdě probíhaly nadále nárůsty koncentrací u Al , SO_4^{2-} a NO_3^- , ale méně výrazně.

V dalších letech (1984–1989) se při zarůstání seče zmlazeným jeřábem a při snížené depozici protonů v půdní vodě ještě projevoval rozklad materiálu nadložního humusu a organických zbytků v půdě (kořenů) na stále vysokém obsahu aniontů SO_4^{2-} , F^- , Cl^- a kovů.

Snížování depozice protonů, sloučenin síry a dusíku s podkorunovými srážkami v mladém porostu jeřábu, zjišťované od roku 1990 v důsledku snižování znečištění ovzduší, způsobilo i snižování koncentrací těchto látek ve vodě odtékající z humusového horizontu. V povrchové části půdního profilu (0–20 cm), hustě prokořeněné mladým porostem jeřábu, však v gravitační vodě nastávalo zvýšení obsahu SO_4^{2-} , F^- , Cl^- , Mn a Zn (tab. III).

V půdní vodě na nově vzniklé seči v roce 1977 probíhaly po zahájení výzkumu od roku 1978 obdobné změny chemismu jako na ploše porost po smýcení smrku od roku 1981 (tab. II). Na této ploše však vzhledem k rozvinutější přizemní vegetaci méně narůstaly koncentrace sloučenin dusíku. Ve vodě odtékající z pokryvného humusu byl proti srážkám zjišťován vysoký nárůst protonů na stejnou úroveň jako na ploše porost (tab. II a III). V minerální půdě se v odtékající vodě zvyšovalo pH a také stoupaly koncentrace SO_4^{2-} , Al a Mn . V průběhu let pozorování se tyto nárůsty snižovaly (tab. II).

VODA V POVRCHOVÉM ZDROJI

Ve vodě pramene vyvěrajícího poblíž ploch je sledován obsah prvků a iontů jako ve srážkové a půdní vodě. Porovnáním hodnot zjištěných v půdní vodě zachycované v hloubce 50 cm a ve vodě pramene můžeme zhodnotit úlohu půdní spodiny a zvětralinového pláště v koloběhu prvků (tab. II až IV). Rozdíly v chemismu vody z uvedených odběrových míst se především projevují ve vyšším pH a nižších koncentracích SO_4^{2-} , F^- ,

Al , Mn a Fe ve vodě pramene. Naopak ve vodě tohoto zdroje byly stanoveny vyšší koncentrace kationtů (hlavně Na , Mg a Cl^-).

Během hodnoceného období (1978–1994) se ve vodě pramene po náznaku poklesu hodnot pH do roku 1984 v dalších letech projevovalo jeho zvýšení přibližně o jeden stupeň a od roku 1993 bylo průměrné pH vyšší než 6 (tab. IV). Podobný trend jako koncentrace H iontů vykazuje NO_3^- s maximální roční průměrnou hodnotou v roce 1985 19,41 mg.l⁻¹ a minimálními průměrnými hodnotami v letech 1993 a 1994 nižšími než 10 mg.l⁻¹. Od konce osmdesátých let narůstaly koncentrace SO_4^{2-} na více než 22 mg.l⁻¹, i když se zatížení ekosystémů v povodí tímto prvkem snižuje a také poněkud poklesly hodnoty SO_4^{2-} ve vodě povrchových půdních horizontů.

CELKOVÝ SPAD IMISNÍCH LÁTEK SE SRÁŽKAMI

Míru zatížení povodí imisními látkami nám podává jejich celkový spad. Jeho roční hodnoty značně kolísají především s ohledem na kolísání ročních úhrnů srážek. Proto byly tyto roční sumární hodnoty zprůměrovány za období shodná s uvedenými průměrnými koncentracemi v tab. II a III. Údaje z plochy seče ukazují, že stejně jako průměrné hodnoty koncentrací H iontů se i jejich celkový spad od počátku šetření do první poloviny osmdesátých let zvyšoval a v druhé polovině se snížil na nižší úroveň než v letech 1978 až 1980 (tab. V). Zřetelný pokles spadu protonů probíhal i v devadesátých letech.

Výsledky měření z plochy seče jsou srovnávány s hodnotami zjištěnými na ploše porost. Zde v letech 1978 až 1980 zachycování imisních látek v korunách smrku (suchého spadu) několikanásobně překračovalo spad kyselých látek se srážkami na volné ploše, zejména u H iontů. Po smýcení porostu se na nově vzniklé holé seči depozice protonů přibližně vyrovnala s jejich spadem na ploše seče. Koncem osmdesátých let a po roce 1990 se zde však na spadu protonů projevil málo výrazný vliv nárůstu jeřábu.

Velmi podobný průběh jako spad H iontů měl na obou plochách i spad síry (S/SO_4^{2-}). Vyrovnání byl v hodnocených obdobích spad dusíku ($N/NO_3^- + NH_4^+$). Z tab. V je však patrné, že nárůst spadu těchto látek s podkorunovými srážkami ve smrku nebyl tak vysoký jako u vodíkových iontů a síry; je z ní zřejmý i podstatný vliv NH_4^+ na celkový spad dusíku.

Míru a charakter depozice imisních látek se srážkami ukazuje i celkový spad hlavních aniontů silných kyselin (NO_3^- , SO_4^{2-} , Cl^- , F^-) a alkalických kationtů (Na^+ , K^+ , Mg^{2+} a Ca^{2+}). Trend spadu aniontů v čase je spíše stoupající a u kationtů přicházejících především s tuhým spadem je spíše klesající. Disproporce mezi válenční hodnotou uvedených aniontů a kationtů vyrovnává spad iontů NH_4^+ , H^+ a také kyselých organických látek, které nemohly být blíže definovány.

V období let 1981 až 1983 se na nově vzniklé holé seči plochy porost projevil vyšší spad kationtů proti

II. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě na seči plochy Moldava v období let 1978–1980, 1981–1983, 1984–1989 a 1990–1993 (mg.l^{-1}) – Average concentrations of biogenic agents in precipitation and soil gravitational water on the Moldava clearcut plot in the periods 1978–1980, 1981–1983, 1984–1989 and 1990–1993 (mg.l^{-1})

Místo odběru ¹	Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Fe	Al	Mn	Zn	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}
Srážková voda na seči ³	1978–1980	0,063	0,76	0,26	0,46	4,3	0,015	0,40	0,013	0,066	1,36	2,8	1,51	0,074	8,4	0,103
	1981–1983	0,140	0,72	0,46	0,45	4,4	0,014	0,26	0,015	0,118	1,20	2,5	2,43	0,134	12,3	0,079
	1984–1989	0,047	0,55	0,77	0,62	4,9	0,026	1,23	0,031	0,201	1,19	5,1	3,14	0,149	10,0	0,138
	1990–1993	0,024	0,67	0,93	0,58	2,9	0,021	0,25	0,030	0,057	1,51	3,3	2,46	0,146	8,1	0,099
Gravitační voda pod humusovým horizontem ⁴	1978–1980	0,449	0,80	1,03	0,59	5,8	1,335	0,82	0,052	0,126	1,63	2,7	1,09	0,103	17,4	0,234
	1981–1983	0,620	0,78	3,12	0,70	6,4	0,282	0,69	0,079	0,119	1,26	1,9	2,09	0,147	22,0	0,393
	1984–1989	0,256	0,59	1,90	0,73	4,1	0,361	0,93	0,060	0,124	1,40	2,0	2,69	0,151	23,0	0,214
	1990–1993	0,102	0,66	1,74	1,04	3,3	0,397	0,79	0,064	0,098	1,09	0,44	2,46	0,152	18,9	0,427
V hloubce ⁵ 20 cm	1978–1980	0,272	0,77	0,68	0,80	7,7	0,135	3,21	0,218	0,177	0,39	10,5	1,26	0,177	25,8	0,037
	1981–1983	0,400	0,86	2,43	0,68	7,5	0,107	2,19	0,263	0,157	0,52	10,0	2,20	0,174	25,9	0,066
	1984–1989	0,130	0,65	1,29	0,84	4,3	0,192	2,06	0,220	0,114	0,77	4,7	2,36	0,120	19,9	0,150
	1990–1993	0,052	2,79	1,39	0,87	3,2	0,146	1,24	0,100	0,079	0,60	1,03	2,21	0,159	15,4	
V hloubce ⁵ 50 cm	1978–1980	0,207	1,21	0,39	1,19	5,9	0,029	7,23	0,559	0,237	0,40	4,8	1,84	0,165	50,3	0,026
	1981–1983	0,370	0,72	0,27	0,70	4,9	0,028	4,28	0,233	0,169	0,15	3,5	1,18	0,170	33,6	0,037
	1984–1989	0,143	0,85	0,60	0,82	4,6	0,039	3,08	0,241	0,113	0,83	1,0	0,90	0,093	36,4	0,115
	1990–1993	0,049	0,94	0,47	0,74	4,0	0,035	1,95	0,122	0,066	0,65	0,22	0,45	0,065	27,2	0,082

¹sampling site, ²period, ³precipitation water on clearcut, ⁴gravitational water below humus horizon, ⁵at depth

III. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě na ploše Moldava se smýceným porostem v roce 1981 za období let 1978–1980, 1981–1983, 1984–1989 a 1990–1993 (mg.l^{-1}) – Average concentrations of biogenic agents in precipitation and soil gravitational water on the Moldava plot with felled stand in 1981 over the periods 1978–1980, 1981–1983, 1984–1989 and 1990–1993 (mg.l^{-1})

Místo odběru ¹	Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Fe	Al	Mn	Zn	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}
Podkorunové srážky v porostu smrku ³	1978–1980	0,548	0,88	3,27	0,79	8,6	0,177	0,84	0,11	0,258	2,19	6,2	1,31	0,308	45,0	0,30
	1981–1983	0,150	0,79	0,78	0,49	5,3	0,023	0,22	0,034	0,123	1,03	3,2	2,19	0,135	10,3	0,07
	1984–1989	0,067	0,66	1,15	0,73	3,6	0,030	0,46	0,065	0,099	2,34	4,9	2,66	0,239	15,1	0,11
	1990–1993	0,026	0,82	1,58	0,71	3,5	0,022	0,36	0,048	0,056	2,03	4,3	2,87	0,266	13,2	0,141
Gravitační voda pod humusovým horizontem ⁵	1978–1980	0,516	1,05	5,12	1,17	9,1	0,464	1,68	0,220	0,222	4,29	8,6	2,12	0,375	62,9	1,40
	1981–1983	0,560	0,71	2,14	0,85	7,1	0,386	1,03	0,155	0,141	2,89	13,9	1,78	0,250	24,1	1,18
	1984–1989	0,395	1,34	3,08	1,17	7,2	0,316	2,45	1,160	0,157	1,99	3,1	4,16	0,552	58,3	0,32
	1990–1993	0,154	1,12	3,45	1,08	5,0	0,503	1,34	0,079	0,091	1,29	1,4	3,23	0,446	31,1	0,253
V hloubce ⁶ 20 cm	1978–1980	0,289	1,03	2,89	1,27	7,7	0,215	8,61	0,253	0,195	1,44	22,3	1,86	0,359	55,6	0,06
	1981–1983	0,460	0,70	2,08	1,00	7,9	0,195	3,05	0,112	0,118	0,76	14,1	1,14	0,222	27,0	0,15
	1984–1989	0,222	1,32	1,77	1,08	4,8	0,249	4,78	0,149	0,167	0,89	7,4	3,15	0,297	45,2	0,15
	1990–1993	0,119	1,86	4,80	1,54	5,5	0,166	4,81	0,182	0,123	1,28	3,5	6,46	0,524	52,0	0,169
V hloubce ⁶ 50 cm	1978–1980	0,179	1,91	2,54	1,51	9,4	0,040	18,39	0,299	0,339	0,34	33,9	3,18	0,224	93,5	0,05
	1981–1983	0,290	0,75	2,53	0,90	6,9	0,051	7,97	0,162	0,162	0,27	23,7	1,35	0,234	46,1	0,06
	1984–1989	0,163	0,95	1,52	0,90	4,5	0,136	5,07	0,151	0,131	0,99	5,0	2,99	0,267	42,9	0,11
	1990–1993	0,084	1,31	0,82	0,91	3,4	0,168	2,79	0,058	0,098	0,75	0,9	1,57	0,207	33,0	0,121

¹sampling site, ²period, ³under-crown precipitation in spruce stand, ⁴under-crown precipitation in the advance growth of mountain ash, ⁵gravitational water below humus horizon, ⁶at depth

IV. Koncentrace cizorodých látek ve vodě pramene na Moldavě (mg.l^{-1}) – Concentrations of extraneous matters in the source water in Moldava (mg.l^{-1})

Rok ¹	pH	Na	K	Mg	Ca	Zn	Mn	Fe	Al	N	NO_3^-	F^-	Cl^-	SO_4^{2-}	PO_4^{3-}
1978–1979	5,16	7,21	1,03	4,95	9,25	0,101	0,033	0,015	–	3,86	17,38	0,050	10,66	12,34	–
1980	5,33	7,88	0,90	5,22	10,5	0,085	0,010	0,020	$\leq 0,20$	3,83	17,29	0,054	19,16	13,06	0,05
1981	5,02	7,91	1,63	5,32	10,12	0,090	0,015	0,010	$\leq 0,20$	4,22	19,18	0,054	20,45	17,09	0,05
1982	5,03	7,71	1,21	4,77	11,52	0,124	0,016	0,010	$\leq 0,20$	4,04	18,20	0,043	18,13	16,70	0,03
1983	5,09	7,09	0,93	4,65	9,08	0,132	0,029	0,010	$\leq 0,20$	3,74	17,02	0,028	15,13	20,16	0,03
1984	4,49	6,80	1,03	4,46	7,83	0,105	0,010	0,010	$\leq 0,20$	3,77	18,18	0,028	9,68	22,81	0,18
1985	5,34	6,51	1,30	4,23	7,38	0,120	0,050	0,040	0,19	5,06	19,41	0,072	6,26	18,66	0,21
1986	5,67	6,76	1,06	3,91	6,46	0,141	0,026	0,025	0,14	4,27	19,05	0,043	15,44	19,15	0,24
1987	5,72	6,10	1,03	4,28	6,98	0,074	0,020	0,004	0,16	3,82	15,37	0,050	11,52	20,43	0,26
1988	5,79	5,27	0,98	3,28	5,12	0,069	0,017	0,013	0,12	4,05	14,21	0,121	10,24	20,47	0,27
1989	5,49	5,86	1,33	4,03	5,63	0,094	0,023	0,031	0,10	3,74	13,00	0,136	12,31	22,30	0,25
1990	5,91	5,87	1,12	3,70	5,94	0,070	0,019	0,023	0,16	4,05	12,57	0,118	11,48	24,21	0,28
1991	5,44	5,32	1,13	3,51	5,41	0,097	0,021	0,027	0,09	3,92	11,67	0,069	9,94	20,20	0,22
1992	5,54	5,47	1,06	3,72	5,52	0,085	0,008	0,024	0,08	3,04	11,27	0,071	10,86	21,81	0,15
1993	6,16	5,60	0,96	3,94	5,78	0,050	0,009	0,008	0,13*	2,49	9,94	0,085	9,78	22,09	0,16
1994	6,15	5,90	1,01	3,78	6,59	0,067	0,011	0,002	0,01	–	9,92	0,040	10,25	22,67	0,06

Poznámka – Note: $\text{N/NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ¹ year

Plocha ¹	Období (let) ²	kval.ha ⁻¹ .a ⁻¹				kg.ha ⁻¹ .a ⁻¹		Roční srážky ³ (mm)
		H ⁺	Sa Cl ⁻ + F ⁻ + NO ₃ ⁻ + SO ₄ ²⁻	Sa Na ⁺ + K ⁺ + Mg ²⁺ + Ca ²⁺	NH ₄ ⁺	N/NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺	S/SO ₄ ²⁻	
A seč ⁴ Srážková voda ⁵ bulk precipitation	1978–1980	0,72	2,73	3,00	0,78	17,5	28,0	992
	1981–1983	1,56	3,79	3,23	0,71	16,0	40,1	1 071
	1984–1989	0,47	3,08	2,55	0,76	19,6	27,0	812
	1990–1994	0,21	2,97	2,21	0,75	16,8	24,3	896
B porost smrku ⁶ Podkorunové srážky ⁷	1978–1980	5,04	9,62	5,67	1,56	38,1	131,5	872
Seč ⁸ Srážková voda ⁵	1981–1983	1,58	3,54	3,76	0,60	15,9	36,1	1 053
Nárost jeřábu ⁸	1984–1989	0,63	3,84	2,24	1,03	23,2	40,4	805
Podkorunové srážky ⁷	1990–1994	0,23	3,89	2,76	0,98	22,0	38,5	873

¹Moldava plot, ²period (years), ³annual precipitation, ⁴clearcutting A, ⁵precipitation water, ⁶spruce stand, ⁷under-crown precipitation, ⁸European mountain ash advance growth

VI. Koncentrace imisních látek ve vodě z jinovatky zachycované na povrchu dřevin v blízkosti ploch na Moldavě a Nové Vsi v Horách, odběr byl proveden 27. 2. 1985 (mg.l⁻¹) – Pollutant concentrations in water from hoarfrost intercepted on the tree surface near plots in Moldava and Nová Ves v Horách, samples were taken on 27th Feb. 1985 (mg.l⁻¹)

	pH	C _{ox}	Na	K	Mg	Ca	Zn	Mn	Fe	Al	NH ₄ ⁺	NO ₃ ⁻	F ⁻	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	PO ₄ ³⁻
Moldava	3,1	50,0	1,41	1,50	0,94	6,10	0,55	0,16	0,83	1,89	5,15	39,1	1,87	0,26	72,4	0,11
Nová Ves	3,7	58,0	1,53	1,37	1,19	8,50	0,66	0,24	1,78	2,94	49,7	40,7	4,85	1,30	140,6	

spadu na ploše seč. Tuto skutečnost je možné vysvětlit i činností spojenou s těžbou a obnovou porostů v blízkosti plochy (pálení zbytků po těžbě a příprava půdy) v hodnoceném období.

DISKUSE

Výzkumné plochy u Moldavy leží v intenzivně imisně zatěžované oblasti Krušných hor. Akutní poškození smrkových porostů se zde projevilo v sedmdesátých letech, tedy později než v oblasti ležící blíže zdrojům exhalací mezi Litvínovem a Chomutovem, do které lze zahrnout výzkumné plochy v blízkosti Nové Vsi v Horách. V těchto lesích prováděl výzkum příčin odumírání smrku již koncem čtyřicátých let Němec (1952). Také průměrné roční koncentrace SO₂ (okolo 80 µg.m⁻³) byly u Moldavy v období maximálního imisního zatížení nižší než v oblasti méně vzdálené od zdrojů emisí v Mostecké pánvi (Jirgla et al., 1983). Rozdíly v zatížení zmíněných území Krušných hor se projevovaly i v množství F⁻, SO₄²⁻, NH₄⁺ obsažených ve srážkách (Lochman et al., 1994a,b). Výrazně se tento rozdíl projevuje ve složení horizontálních srážek (jinovatky) zachycovaných na povrchu dřevin (tab. VI) při cyklonální situaci a jihovýchodním proudění vzduchu.

Snižování koncentrací rozpuštěných látek ve srážkové vodě na této ploše je zřejmě podstatně ovlivňováno snížením depozice imisních látek z dálkového přenosu.

Dokládá to skutečnost, že se zde koncentrace H⁺, SO₄²⁻, N, Cl⁻ a kovů snižovaly na konci osmdesátých let, kdy v České republice ještě nebyla realizována opatření ke snížení emisí látek ze zdrojů se spalováním a zpracováním hnědého uhlí. Na snížení kyselosti srážek na konci osmdesátých a počátku devadesátých let mohou mít vliv i organické látky, které se na plochách blíže nestudovaly.

Snížení celkového spadu imisních látek v posledních letech souvisí především s poklesem jejich koncentrací v ovzduší a ve srážkách, protože v několikaletých hodnocených průměrech se srážkové úhrny podstatně vyrovnávají (tab. IV).

Vliv vzdálenosti porostů smrku a expozice na spad látek s podkorunovými srážkami poblíže Načetina v Krušných horách dokumentuje v devadesátých letech Černý (1993b).

Depozice H iontů se srážkami na sečích i v porostech Krušných hor se na počátku devadesátých let silně snížila, i když v sloučenině síry, dusíku a fluoru zůstává stále vysoká. Roční spad protonů dosahuje na sečích hodnot srovnatelných s hodnotami zjišťovanými v Orlických horách (Lochman et al., 1994a,b; Lochman, Mareš, 1995). V náhradních porostech Krušných hor s převahou jeřábu a brízy probíhá nižší spad H iontů než ve smrkových porostech tohoto regionu, ale i dalších lesních oblastí ČR, se zvýšeným znečištěním ovzduší. Obdobné zatížení lesů imisními látkami jako v Krušných horách uvádí ze SRN (původních spolko-

vých zemí Brechtel, Pohlmann (1990). Výsledky šetření na plochách ve spolkových zemích Baden-Württemberg (1987/88), Niedersachsen a Hessen (1983/84–1987/88) byly podobné u průměrných ročních hodnot spadu H iontů hodnotám zjišťovaným v letech 1984 až 1989 na plochách u Moldavy. V období 1981 až 1983, vyznačujícím se největší depozicí protonů na Moldavě, byly však na obou plochách na sečích překračovány nejvyšší průměrné roční hodnoty zjišťované v SRN (Nordrhein-Westfalen 1,40 kg.ha⁻¹.rok⁻¹). V letech 1978 až 1980 byl i pod porostem smrku na Moldavě zjištěn spad H iontů s podkorunovými srážkami vyšší než v SRN (>5 kg.ha⁻¹.rok⁻¹). U spadu dusíku (N/NO₃⁻ a NH₄⁺) jsou výsledky srovnatelné se zemí Niedersachsen, Nordrhein-Westfalen a Hessen. Pod porosty smrku byl však tento spad vyšší ve spolkových zemích než v letech 1978–1980 na Moldavě.

U síry (S/SO₄²⁻) průměrné hodnoty roční depozice na sečích u Moldavy dosahovaly hodnot tří nejzátíženějších lokalit SRN (původních spolkových zemí). S podporostními srážkami v porostu smrku byl v letech 1978 až 1980 stanoven průměrný spad S/SO₄²⁻ 131,5 kg.ha⁻¹.rok⁻¹, který byl překročen pouze v jednom porostu smrku v Nordrhein-Westfalen (Brechtel, Pohlmann, 1990). Srovnávané údaje ukazují, že v osmdesátých letech probíhalo v lesních ekosystémech Krušných hor v okolí Moldavy vyšší emisní zatížení protony a sloučeninami síry než ve srovnatelných exponovaných porostech na území původních spolkových zemí Německa.

Obhacování okapové vody pod porosty smrku imisními látkami zjišťované v letech 1978 až 1980 existovalo zřejmě již řadu předchozích let a před defoliací porostu mohlo být ještě vyšší. Voda s nízkým pH (v ročním průměru 3,25 až 3,35) vymývala z humusového horizontu přístupné kationty a produkty rozkladu organické hmoty a suchého spadu ve formě disociovatelných solí, převážně síranů (Lochman, 1983a). Humusové látky se podílely na transportu Fe a PO₄³⁻. Koncentrace většiny iontů se ve vodě protékající humusem zvyšovaly, změny u H iontů se podstatně neprojevovaly.

Po smýcení porostu a snížení kontaminace srážkovou vodou se snížily i koncentrace aniontů a kationtů s výjimkou H iontů, jejichž koncentrace zůstaly na stejné úrovni, a narůstaly NO₃⁻. Určitý vzestup pH ve vodě odtékající z humusového horizontu se projevil až v dalším hodnoceném období (1984–1989), kdy se v ní zvýšily i koncentrace biogennů s výjimkou sloučenin dusíku a fosforečnanů. Tyto prvky jsou intenzivně spotřebovávány rozvinutou travní vegetací a nárůstem jeřábu. Zřejmě se zvýšila dynamika Mn. Z výsledků získaných v období po roce 1984 je patrné, že koncentrace imisních látek v půdní vodě na seči byly ovlivňovány jejich depozicí; dotýká se to především SO₄²⁻, F⁻ i Cl⁻.

Ve vodě protékající minerální půdou se největší změny koncentrací projevovaly u iontů H, Al, NO₃⁻ a SO₄²⁻. Puf-race H iontů v silně kyselé půdě se nemohla uskutečnit vytěsňováním kationtů ze sorpčního komplexu, ale

uvolňováním Al (Ulrich et al., 1981). Tato oblast pufrace protonů zasahuje do hloubky 40 až 50 cm. V hloubce 50 cm dosahovaly také v půdní vodě maxima koncentrace Al a SO₄²⁻. Narůstání obsahu rozpustného hliníku (sloučenin hliníku) je spojeno se spotřebou H iontů; jejich koncentrace se s hloubkou půdního profilu snižují. Po smýcení porostu smrku a snížení spadu protonů do ekosystému a po mineralizaci materiálu pokrývajícího humusu a zbytků kořenů v půdě poklesla kyselost vody zachycované lyzimetry a kolísala v závislosti na kyselé depozici.

Příčinou růstu koncentrací síranů v půdní vodě s hloubkou je jejich diskriminace kořeny vegetace při příjmu biogennů. Zdrojem iontů SO₄²⁻ i dalších v půdním roztoku mohou být exsudáty kořenů (Ulrich et al., 1981). Sloučeniny síry i dalších prvků jsou v plynné formě nebo v roztoku přijímány listy a jejich přebytek v pletivech a roztocích vylučují kořeny.

Rozpuštěné ionty Al³⁺ a SO₄²⁻ vytvářejí v půdě sloučeniny (alumosulfáty), které se v méně kyselém prostředí vyrážejí a nejsou transportovány do vodních zdrojů. Vysrážení je reverzibilní a při změně pH prostředí se sírany dostávají opět do roztoku (Alewell, Matzner, 1993; Ulrich et al., 1981). Pro tuto vazbu SO₄²⁻ v půdě a zvětralinovém plášti je podmínkou přítomnost volných iontů Al, a proto se v povodích s neutrálními a ve spodně až alkalickými půdami nalézají ve vodě odtékající do zdrojů vysoké koncentrace síranových iontů (Lochman et al., 1996), zejména v povodích s nízkou odtokovou výškou.

Vytvoření zásoby sloučenin síry v půdní spodině a ve zvětralinovém plášti způsobuje zvyšování obsahu S/SO₄²⁻ ve vodě odtékající do zdrojů i po snížení její depozice a depozice protonů. Bilance tohoto prvku může být potom v povodí záporná (Manderscheid et al., 1995).

Podobně jako u SO₄²⁻ probíhá i tvorba reverzibilních sloučenin fluoru s hliníkem (Herrnstadt, 1995). Tyto procesy stejně jako v oblasti Sollingu (Manderscheid et al., 1995) zřejmě způsobují nárůsty (změny) SO₄²⁻ a F⁻ v půdní vodě a ve vodě pramene na Moldavě i při poklesu jejich depozice.

Zvyšování koncentrací těžkých kovů a hliníku od druhé poloviny osmdesátých let nebylo pozorováno. V půdní vodě byly nejvyšší hodnoty Zn zjišťovány při jejich zvýšené depozici v době existence porostu a Mn po smýcení porostu během rozkladu materiálu pokrývajícího humusu, a to na obou plochách. Údaje uváděné Brechtem (1988) z výzkumných ploch v Hesensku jsou u Al a Zn srovnatelné s koncentracemi v půdní vodě ploch u Moldavy, ale u Mn zřejmě probíhalo mnohem výraznější zatížení lesních ekosystémů v SRN.

Zjišťovaný obsah sloučenin dusíku (NO₃⁻) byl ve vodě pramene na počátku měření relativně vysoký vzhledem k hodnotám stanoveným v dalších lesních povodích ČR (Lochman, 1984, 1986; Lochman et al., 1990). Vysoké koncentrace nitrátů ve sledovaném zdroji byly v době existence porostů smrku způsobeny vy-

sokým spadem sloučenin dusíku a jejich nízkou spotřebou silně poškozenými a defoliovánými porosty. Opad jehličí přispíval ke zvyšování N v humusovém horizontu. Koncentrace nitrátů se ve vodě při průtoku rhizosférou ještě zvyšovaly nitrifikací amonných iontů a možným zdrojem byly i exsudáty kořenů, tak jako u sloučenin síry.

Po smýcení porostů, které na celém povodí probíhalo v letech 1981 a 1982, se spad všech imisních látek snížil, ale na seči se vytvořilo příznivější mikroklima pro oživení půdní biologické činnosti. Rychlost rozkladu organického materiálu však byla zřejmě nižší než v podmínkách nižšího imisního zatížení a teplejšího klimatu na experimentální ploše Želivka (Lochman, 1983). Rovněž látkové složení opadu a zbytků po těžbě převážně listnatých lesů na povodích Hubbard Brook Experimental Forest umožnilo rychlejší a krátkodobější nárůst N/NO_3^- ve vodě odtékající ze smýcených povodí (Hornbeck et al., 1987).

V letech 1984 až 1989 přispíval k vyššímu vymývání NO_3^- z půdy na povodí v Moldavě i vyšší spad sloučenin dusíku (tab. II až IV); vliv na mineralizaci organických látek v pokryvném humusu a v půdě i na nitrifikaci mělo teplé počasí v letních měsících některých let. Snižování kontaminace vody pramene v devadesátých letech způsobuje nižší spad sloučenin N a také jejich spotřeba vyvinutou paseční vegetací a náhradními dřevinami.

Pokles pH vody po smýcení porostu v letech 1981 až 1983 (1984) způsobilo zvýšení spadu kyselých látek v důsledku stoupajícího znečištění ovzduší a produkce protonů při mineralizaci organické hmoty bohaté S, N, Cl a F, vytvářející anionty silných kyselin, a také nitrifikace NH_4^+ . Obdobný proces okyselování vody zdrojů je popisován z experimentálních povodí Hubbard Brook po smýcení listnatých porostů (Hornbeck et al., 1987) a smrkových porostů ve Welsu (Reynolds et al., 1992).

Lesní ekosystémy v okolí Moldavy v Krušných horách lze zařadit mezi nejvíce zatěžované imisními látkami v ČR. Tato skutečnost se projevuje i na chemickém složení vody odtékající do zdrojů. Odráží se v ní i vývoj zatížení lesních ekosystémů imisními látkami. Z předkládaných výsledků výzkumu je zřejmý velký význam půdy a zvětralinového pláště pro změny koncentrací sledovaných látek (iontů) při odtoku srážkové vody do zdrojů a stejně tak vliv látek přinášných půdní vodou na vývoj chemismu půd.

Z opakovaných odběrů a rozborů vzorků humusu a půdy obou ploch je zřejmý nárůst hodnot pH (H_2O i KCl) v celém půdním profilu, ale zvýšení zásoby kationtů (ve výluhu 1 N NH_4Cl a 1 % kyseliny citronové) se neprojevilo a u Ca a Mg byl v minerální půdě zjištěn pokles (Lochman, 1994a,b).

Dosavadní trendy změn ve vodě zdroje umožňují předpoklad dalšího mírného snížení koncentrací NO_3^- (nebo jejich zachování) a mírný nárůst SO_4^{2-} , případně dalších prvků zachovaných v reverzibilních sloučeninách v půdě a zvětralinovém plášti.

Několikaleté sledování chemického složení srážkové a půdní vody na plochách v blízkosti Moldavy ukazuje vývoj zatížení lesních ekosystémů v závislosti na změnách znečištění ovzduší a vegetačního pokryvu lesní půdy. Od počátku výzkumu v roce 1978 se jejich zatížení zvyšovalo až do poloviny osmdesátých let. V dalších letech se nejvíce snížil spad protonů, méně a později poklesla depozice sloučenin síry a fluoru a nejmenší změny jsou patrné v zatížení sloučeninami dusíku. V průběhu měření se snižoval spad kationtů a od poloviny osmdesátých let i kovů, což svědčí o poklesu znečištění ovzduší tuhými látkami (prachem, popelem) a dálkově přenášenými aerosoly. Srovnávání dat z plochy „seč“ s daty z plochy „porost“ umožňuje vyhodnocení vlivu vývoje porostů na této ploše. Zatížení dospělého porostu smrku dosahovalo u protonů, síranů a fluoridů mnohonásobku hodnot zjišťovaných na seči. Velké zvýšení spadu působily koruny smrku i u dalších prvků (sloučenin dusíku, kovů). Vysoké zatížení půdy imisními látkami způsobovalo nárůsty jejich koncentrací v rhizosféře (SO_4^{2-} , NO_3^- , F⁻) a vysoký vstup protonů byl pufrován uvolňováním Al^{3+} z půdních koloidů a minerálů. Transport sloučenin hliníku a síranů a také nitrátů probíhal až do půdní spodiny a vytvářel nepříznivé prostředí pro kořeny dřevin (smrku).

Smýcení porostu snížilo vstup imisních látek do půdy, ale také postupně vyvolalo zlepšení podmínek pro rozklad materiálu pokryvného humusu a uvolňování kyselých produktů rozkladu do protékající vody. Po několika letech se mineralizace organických látek snižuje a také stoupá spotřeba biogenních prvků paseční vegetací.

V devadesátých letech, charakterizovaných nižším spadem imisních látek, se v půdní vodě projevuje snížení koncentrací sledovaných iontů, ale na ploše porost zřejmě působí nárost jeřábu na jejich zvyšování (SO_4^{2-} , F⁻, Cl⁻, Mn, Zn). Nárůst koncentrací Al, SO_4^{2-} , F⁻ v půdní vodě může způsobit i jejich uvolňování z reverzibilních sloučenin.

Obsah rozpuštěných látek ve vodě povrchového zdroje (pramene) odráží průběh procesů výměny látek v lesních ekosystémech na povodí během výzkumu. Projevuje se především u pH a sloučenin dusíku (NO_3^-). U sloučenin síry (SO_4^{2-}), fluoridů a hliníku se výraznější trendy změn koncentrací neprojevily vlivem retenční schopnosti půdní spodiny a zvětralinového pláště. Ty působí na zvyšování pH vody (snížení H⁺), koncentrací Na, Mg, Ca a Cl⁻ a naopak na snižování koncentrací SO_4^{2-} , F⁻ a kovů včetně Al. Pozvolný nárůst síranů v posledních letech sledování je pravděpodobně způsoben omezováním retenční schopnosti zvětralinového pláště pro tyto sloučeniny. Z opakovaných analýz humusu a půdy je patrný nárůst jejich pH, ale zásoba přístupného (výměnného) vápníku a hořčíku v minerální půdě se současně snižovala.

Vývoj chemismu vody v povrchovém zdroji ukazuje zlepšování její kvality především zvýšením jejího pH

a snížením koncentrací nitrátů. Postupné narůstání síranů může ještě probíhat při očekávaném dalším poklesu kyselé depozice imisních látek. Akumulace biomasy porostů náhradních i cílových dřevin působí i akumulaci dusíku a dalších prvků v lesních ekosystémech. Z vodohospodářského hlediska nehrozí v náhorní oblasti Krušných hor podstatné zhoršování kvality vody v povrchových zdrojích.

Literatura

- ALEWELL, C. – MATZNER, E., 1993. Reversibility of soil solution acidity and of sulfate retention in acid forest soils. *Water, Air and Soil Pollut.*, 71: 155–165.
- BRECHTEL, H. M., 1988. Imisní depozice v lesním ekosystému. Hospodářské důsledky imisní kalamity v Jizerských horách. Ústí nad Labem, Dům techniky ČSVTS: 31–34.
- BRECHTEL, H. M. – POHLMANN, H., 1990. Regionale Unterschiede der Jährlichen Niederschlagsdeposition von Säurebildnern im Freiland und unter Fichtenaltbeständen in der Bundesrepublik Deutschland. *VDI Berichte*, Nr. 837: 343–372.
- ČERNÝ, J., 1993a. Long term changes of runoff chemistry in a small catchment affected by a forest dieback. *Biogeomon and UN ECE Workshop Abstracts*, Prague, September 1993. *Czech Geological Survey*: 56–57.
- ČERNÝ, J., 1993b. Throughfall fluxes in spruce stands damaged by forest die-back. *Biogeomon and UN ECE Workshop Abstracts*, Prague, September 1993. *Czech Geological Survey*: 58–59.
- HERRNSTADT, CH., 1995. Wechselwirkungen von Aluminium mit wasserlöslichen Bodeneinhaltsstoffen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme*, Reihe A, Bd. 127, Göttingen: 116.
- HOFMANN, P. – HAVRÁNEK, M. – ČŮTA, J. – CHALUPA, J. – MADĚRA, V. – HAMÁČKOVÁ, J. – KOHOUT, M., 1965. Jednotné metody chemického rozboru vod. Praha, SNTL.
- HORNBECK, J. W. – MARTIN, C. W. – PIERCE, R. S. – BORMANN, F. H. – LIKENS, G. E. – EATON, J. S., 1987. The Northern hardwood forest ecosystem: ten years of recovery from clearcutting. *NE-RP-596*. Broomall, PA: US Department of Agriculture, Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station: 30.
- JIRGLE, J. – KUČERA, J. – TICHÝ, J. – MATERNA, J., 1983. Problematika Krušných hor. *Zpr. lesn. Výzk.*, č. 1: 6–16.
- LOCHMAN, V., 1983a. Spady v porostech a jejich vliv na lesní půdy. [Kandidátská dizertační práce.] Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 175, 53 tab., 2 obr.
- LOCHMAN, V., 1983b. The influence of enriching the spruce ecosystems from atmosphere on the element dynamics in the soil. *Commun. Inst. For. Czechoslov.*, 13: 171–191.
- LOCHMAN, V., 1984. Vliv imisí na kvalitu vody. XI. konf. o biosféře, Praha 3.–5. dubna 1984. Praha, Dům techniky ČSVTS: 115–126.
- LOCHMAN, V., 1985. The effect of element dynamics in precipitation and gravitational water on the development of principal production characteristics of forest soils. *Commun. Inst. For. Czechoslov.*, 14: 147–172.
- LOCHMAN, V., 1986. Vliv znečištění ovzduší a hospodaření v lesích na chemismus vody povrchových zdrojů, zejména na obsah sloučenin dusíku. Optimalizace ekosystémů v povodí. XII. konf. o biosféře. Praha, Dům techniky ČSVTS: 116–121.
- LOCHMAN, V., 1993. Pollutant fall-out into forest ecosystems as related to changes in forest soils. *Lesnictví-Forestry*, 39: 58–72.
- LOCHMAN, V. – BERKOVEC, J. – KANTOR, P. – KONEČNÝ, M. – MAREŠ, V., 1990. Působení lesních porostů a hospodaření na chemismus vody. [Závěrečná zpráva výzkumného úkolu.] Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 28, 30 tab.
- LOCHMAN, V. – BÍBA, M. – BUCEK, J. – CHLEBEK, A. – JAŘABÁČ, M. – MAREŠ, V., 1994a. Změny jakosti vody při průchodu poškozenými lesními ekosystémy. [Závěrečná zpráva výzkumného úkolu.] Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 32, 20 tab.
- LOCHMAN, V. – BREJCHA, J. – BUCEK, J., 1994b. Studium antropogenně podmíněných procesů v lesních půdách. [Závěrečná zpráva za etapový výzkumný úkol.] Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 24, 8 tab.
- LOCHMAN, V. – BÍBA, M. – BUCEK, J., 1996. Vliv imisního zatížení lesních ekosystémů v okolí Třebotova na chemismus půdy a odtékající vody. *Zpr. lesn. Výzk.*, č. 1, v tisku.
- LOCHMAN, V. – MAREŠ, V., 1995. Air pollutant fallout in forest ecosystems of the Orlické Mountains and its effect on chemical composition of precipitation, soil, and stream water, and on soil development. *Commun. Inst. For. Bohemicae*, 18: 75–95.
- MANDERSCHIED, E. – MATZNER, E. – MEIWES, K. J. – XU, Y., 1995. Long-term development of element budgets in a Norway spruce [*Picea abies* (L.) Karst.] forest of the German Solling area. *Water, Air and Soil Pollut.*, 79: 3–18.
- NĚMEC, A., 1952. Příspěvek k otázce odumírání smrku v Rudohoří se zvláštním zřetelem ke kouřovým škodám. *Práce VÚL*, 1: 167–227.
- REYNOLDS, B. – EMMETT, B. A. – WOODS, C., 1992. Variations in stream water nitrate concentrations and nitrogen budgets over 10 years in a headwater catchment in mid-Wales. *Journal of Hydrology*, 136: 155–175.
- ULRICH, B. – MAYER, R. – KHANNA, P. K., 1981. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Forstl. Fak. Univ. Göttingen*, 58, Sauerländers Verlag, Frankfurt am Main, 2. Aufgabe: 291.

Došlo 3. 5. 1995

THE EFFECT OF AIR POLLUTANTS IN FOREST ECOSYSTEMS NEAR MOLDAVA IN THE KRUŠNÉ HORY MTS. ON THE CHEMISTRY OF WATER RUNNING TO THE SPRINGS

V. Lochman

Forestry and Game Management Research Institute, 156 04 Jíloviště-Strnady

Research plots to study the chemistry of precipitation and soil water, pollutant deposition and to observe the pattern of soil chemistry were established in 1977 in the area of heavy air pollution in the forests near Moldava in the Krušné hory Mts. (height of 820 m above sea level). An equipment to collect precipitation water (troughs) and soil gravitational water (lysimeters) below the humus horizon (0) and at a depth of 20 and 50 cm were located on a new clearcut after the mature spruce stand was felled (clearcut plot) and in the 93 years old heavily damaged spruce stand (stand plot). The spruce stand was felled at the beginning of 1981 and an advance growth of European mountain ash appeared at the site of collector equipment in the second half of the eighties. A water source of the forested watershed comes to the surface near these plots in which damaged spruce stands were felled in 1981 and 1982, followed by soil preparation and stand regeneration by substitute species in the next years.

Samples of precipitation and soil water and from the surface source were taken in approximately monthly intervals and sent for chemical analyses to the FGMRI.

The chemistry of precipitation water on the clearcut plot „bulk precipitation“ indicates the state of area contamination. Pollutant deposition with rainfall has shown a trend of increase on this plot since 1978 to reach the peak in the first half of the eighties.

In the subsequent years 1984–1989, H ion (proton) deposition decreased most, less in sulfur and a decrease in nitrogen and fluorine compounds was observed later on (1990–1993).

Concentrations of all ions, particularly of H^+ , SO_4^{2-} , F^- , as well as those of metals, the deposition of which rose several times in comparison with the clearcut plot (it amounted to $5.04 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ in H^+ and $131.5 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ in S/SO_4^{2-}) were increasing in under-crown water under the spruce stand in the years 1978–1980. These contaminants get to forest stands mainly in aerosol and gaseous form.

After the stand was felled, pollutant deposition on this plot decreased and approached the concentrations recorded on the clearcut that originated in 1977 („clearcut“ plot) reflecting the level of air pollution. In the late eighties, an advance growth of European mountain ash started to influence the composition of precipitation water, but its effects were lower than in spruce, so proton deposition was decreasing there in the same way as

on the clearcut. Pollutant deposition decreased particularly at the beginning of the nineties (H^+ , SO_4^{2-} and metals).

Humus horizon below the spruce stand increased the concentrations of most pollutants in water. Concentrations of protons (H^+) decreased with the depth in water flowing through the mineral soil while the contents of Al, SO_4^{2-} , as well as of NO_3^- , were markedly increasing. The highest content of dissolved aluminium was recorded in water intercepted at a depth of 50 cm (average value $18.39 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). After the stand was felled and after pollutant deposition on the clearcut plot decreased, the concentrations of elements in water intercepted in the soil profile decreased slowly only. A short-term increase was observed in NO_3^- only. This situation can be explained by decomposition of the surface humus matter and organic residues in the soil with high contents of S, F, N, Cl and metals. Advance of clearcut vegetation resulted in a decrease in N dynamics (NO_3^-) with soil water.

The water of the source coming to the surface near the plots has substantially lower concentrations of H^+ , SO_4^{2-} , F^- , Al, Mn and Fe in comparison with soil water, and on the contrary higher contents of Na, Mg and Cl^- . This fact can be explained by formation of compounds of Al with SO_4^{2-} and F^- and by their precipitation in subsoil and mantle rock. During the period of evaluation (1978–1994) pH value of the source water decreased by 1984, then it increased by up to 1 degree and exceeded the value 6. The contents of NO_3^- showed patterns similar to the H ion concentrations, with their peak in 1985 – $19.41 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ and with their minimum value in the years 1993 and 1994 ($<10 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$). Negative impacts of high deposition of protons and nitrogen compounds were observed in the watershed even after the damaged spruce stands were felled (1981, 1982) and after subsequent soil preparation for planting substitute stands.

Increases in SO_4^{2-} content are likely to cause the exhaustion of soil retention and changes in the soil pH value.

Total annual depositions of biogenic agents with precipitation vary according to their amounts and therefore it is better to evaluate depositions over a several-year period when the average precipitation sums get balanced. Trends of average concentrations and total pollutant deposition show a decrease in the forest ecosystems of Krušné hory near Moldava, particularly since 1990.

Kontaktní adresa:

Ing. Václav Lochman, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 156 04 Jíloviště-Strnady, Česká republika

IMISNÍ ZATÍŽENÍ A DEFOLIACE MLADÝCH SMRKOVÝCH POROSTŮ

POLLUTANT LOAD OF YOUNG SPRUCE STANDS

B. Lomský, J. Pasuthová

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 156 04 Jíloviště-Strnady

ABSTRACT: Partial results of air pollution and defoliation of young spruce stands up to 30 years of age are presented for mountainous regions, as acquired in 1995. Needles were sampled and defoliation was evaluated on 14 plots in the Krušné hory Mts., on 19 plots in the Jizerské hory Mts. and on 18 plots in the Krkonoše Mts. Contents of sulfur, fluor, chlorine and malondialdehyde were determined in the foliage. Defoliation was evaluated as defoliation percentage. The results document differences in the effect of pollutant load (of the particular pollutants) within a stress complex.

Norway spruce; young stands; pollutant load (S, F, Cl, MDA); tree-crown defoliation

ABSTRAKT: V článku jsou prezentovány dílčí výsledky imisního zatížení a defoliace mladých smrkových porostů do 30 let v horských oblastech, získané v roce 1995. Odběry vzorků jehličí a hodnocení defoliace se provádělo na 14 plochách v Krušných horách, na 19 plochách v Jizerských horách a na 18 plochách v Krkonoších. V jehličí byly stanoveny obsahy síry, fluoru, chloru a malondialdehydu. Defoliace byla hodnocena procentem defoliace. Výsledky ukazují na rozdílnost působení imisní zátěže (jednotlivých pollutantů) v rámci stresového komplexu.

smrk ztepilý; mladé porosty; imisní zátěž (S, F, Cl, MDA); defoliace korun

ÚVOD

Zhoršování zdravotního stavu lesů, které mělo celoevropský charakter a začalo v sedmdesátých letech, vyvolalo potřebu sledovat tento proces v celoevropských podmínkách. Koncem osmdesátých let zahájil své aktivity mezinárodní kooperativní program ICP-Forest. Tento program se soustředil na dospělé porosty a vytvořil síť ploch převážně v dospělých smrkových porostech (Matějka, 1993). V hřebenových oblastech některých pohoří, zvláště v severní části naší republiky, však již dospělé porosty buď odumřely (Krušné hory), nebo odumírají (Jizerské hory a Krkonoše). Proto byly v těchto oblastech počátkem devadesátých let rovněž založeny pokusné plochy v mladých smrkových porostech do 30 let (Lomský et al., 1994; Pasuthová, 1994). Tyto plochy jsou významným doplněním monitoringu prováděného ve starých porostech, zvláště v imisních hřebenových oblastech, kde kromě extrémních klimatických podmínek (mráz, námraza, vítr) působí imisní stresový komplex obsahující řadu pollutantů – např. oxid siřičitý, fluor, chlor, ozon, oxidy dusíku ap., a jehož složení a působení se v každé lesní oblasti liší. Pokusné plochy v mladých smrkových porostech

poskytují informace o imisním zatížení porostů, jejich výživě a zdravotním stavu. Cílem příspěvku je poskytnout dílčí údaje z roku 1995 o imisním zatížení a zdravotním stavu mladých smrkových porostů.

MATERIÁL A METODY

Pokusné plochy

Pokusné plochy v lesních oblastech Krušné hory, Jizerské hory a Krkonoše byly založeny v letech 1990 až 1991 v příhraničních oblastech se Spolkovou republikou Německo a Polskou republikou. Přehled ploch je uveden v tab. I. Plochy byly vybírány v hřebenových oblastech v plošně větších smrkových porostech do 30 let tak, aby charakterizovaly danou lokalitu. V Krušných horách leží plochy převážně v nadmořské výšce 800–900 m a rozkládají se v pásmech ohrožení A a B. Rovněž v Jizerských horách leží plochy v hřebenové oblasti. Postihují pásmo ohrožení A až C. V Krkonoších jsou zastoupena všechna pásma ohrožení a plochy jsou umístěny ve výšce od 825 do 1 260 m n. m. Kritéria pro zařazování územních celků do pásma ohrožení uvádějí např. Jirgla et al. (1983b).

I. Seznam založených ploch v jednotlivých lesních oblastech – A list of plots established in the particular forest areas

Lesní oblast ¹	Lokalita ²	Pásmo ohrožení ³	Nadmořská výška ⁴ (m n. m.)	Lesní oblast ¹	Lokalita ²	Pásmo ohrožení ³	Nadmořská výška ⁴ (m n. m.)	Lesní oblast ¹	Lokalita ²	Pásmo ohrožení ³	Nadmořská výška ⁴ (m n. m.)
Krušné hory	1 Nová Ves	A	680	Jizerské hory	1 Bílá kuchyně	C	810	Krkonoše	1 Černá hora	B	1 260
	2 Kálek	A	815		2 Hřebínek	B	850		2 Jánské Lázně	C	825
	3 Svatý Šebestían	A	810		3 Krásná Máří	A	900		3 Poděbradská	B	950
	4 Klíny	A	800		4 Tetřeví boudy	A	910		4 Pomezní boudy	B	1 040
	5 Načetín	B	795		5 Polední kameny	A	950		5 Jelenka	B	1 110
	6 Flájská přehrada	B	750		6 Pavlova cesta	A	1 020		6 Mechové jezírko	C	850
	7 Klínovčík	B	810		7 Heliport	B	910		7 Zlaté návrší	B	1 250
	8 Lounská	A	840		8 Jizera	A	1 060		8 Ručičky	D	955
	9 Cínovec	A	820		9 Hraniční cesta	A	890		9 Lysá hora	A	1 260
	10 Kovářská	B	800		10 Prameny Jizery	B	880		10 Hájenka	B	1 080
	11 Klínovec	B	1 230		11 U zemníku	B	880		11 Špindlerovka	A	1 240
	12 Loučná	B	990		12 Smrčí cesta	B	875		12 Petrovka	B	1 210
	13 Malý Špičák	A	895		13 Nová zelená	B	920		13 Jelení boudy	C	960
	14 Skelný vrch	A	875		14 Pod Jelenkou	B	880		14 Friesovy boudy	B	1 060
					15 Pytlácké kameny	B	850		15 Klínový potok	C	920
					16 Lasičí cesta	B	935		16 Čertovy schody	C	940
					17 Pod Bukovcem	B	890		17 Richtrový boudy	A	1 250
					18 Kobyla	B	915		18 Lesní hora	B	1 060
					19 Polubný	C	820				

¹forest area, ²location, ³zone of exposure to pollution, ⁴altitude above sea level

Odběr vzorků

Na každé pokusné ploše bylo označeno 20 stromů, ze kterých se opakovaně odebírají vzorky jehličí pro analýzu stavu výživy a zatížení. Vzorky se v roce 1995 odebíraly ze dvou nejmladších ročníků jehličí. Odběr se prováděl ze čtvrtého přeslenu. Z odebraných větví se připravil směsný vzorek jehličí, který byl vysušen při 60 °C. Analýzy se prováděly v laboratoři Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti podle metodických požadavků programu ICP-Forest.

Obsah síry, fluoru a chloru

Obsah síry se stanovoval v druhém ročníku jehličí po rozkladu v mikrovlnné peci (s konc. HNO_3) na ICP-ES Varian. Po mineralizaci vzorku prvního ročníku jehličí v muflové peci (500 °C) se obsah fluoru stanovil iontově selektivní elektrodou a obsah chloru titračně.

Všechny tři zátěžové prvky jsou normálně obsaženy v asimilačních orgánech ve velmi nízkých koncentracích. Při zvýšeném obsahu těchto prvků v půdě anebo v ovzduší se akumulují v asimilačních orgánech lesních dřevin (Materna, 1984).

Stanovení obsahu malondialdehydu (MDA)

Obsah malondialdehydu v rostlinných buňkách charakterizuje poškození membránových systémů a je výsledkem destrukce lipidů vlivem O_3 . Podle hodnot obsahu MDA v asimilačních orgánech můžeme usuzovat na rozsah oxidačního stresu, který se zvyšuje s intenzitou slunečního záření a množstvím imisí, zejména oxidů dusíku, tj. prekursorů vzniku volného superoxid radikálu nebo přímo ozonu ve vzduchu (Uhlířová, 1991).

Hodnocení zatížení pokusných ploch

Zatížení pokusných ploch jsme hodnotili s využitím relativních jednotek zátěže (od 0 do 10), charakterizu-

jících zátěž hodnocených porostů (tab. II). Při překročení pěti relativních jednotek zátěže u všech zátěžových prvků jde o překročení hranice toxicity.

Při hodnocení a kategorizaci obsahů síry jsme vycházeli z hodnot závazně používaných ICP-Forest z roku 1995. Při hodnocení a kategorizaci obsahu fluoru, chloru a MDA jsme využívali našich i zahraničních informací (Polle et al., 1992; Jirgle et al., 1983a; Materna, 1984; Uhlířová, 1991; Pasuthová, 1994; Lomský et al., 1994; Lomský, 1995).

Hodnocení zdravotního stavu

Zdravotní stav smrkových porostů byl hodnocen procentem defoliace korun s 5% krokem. Vycházelo se z metodiky ICP-Forest (Černý, 1991), upravené pro hodnocení mladých smrkových porostů (Lomský, Uhlířová, 1993). Hodnocení se provádělo v září 1995 na očíslovaných stromech na všech 51 plochách.

VÝSLEDKY

IMISNÍ ZATÍŽENÍ PLOCH

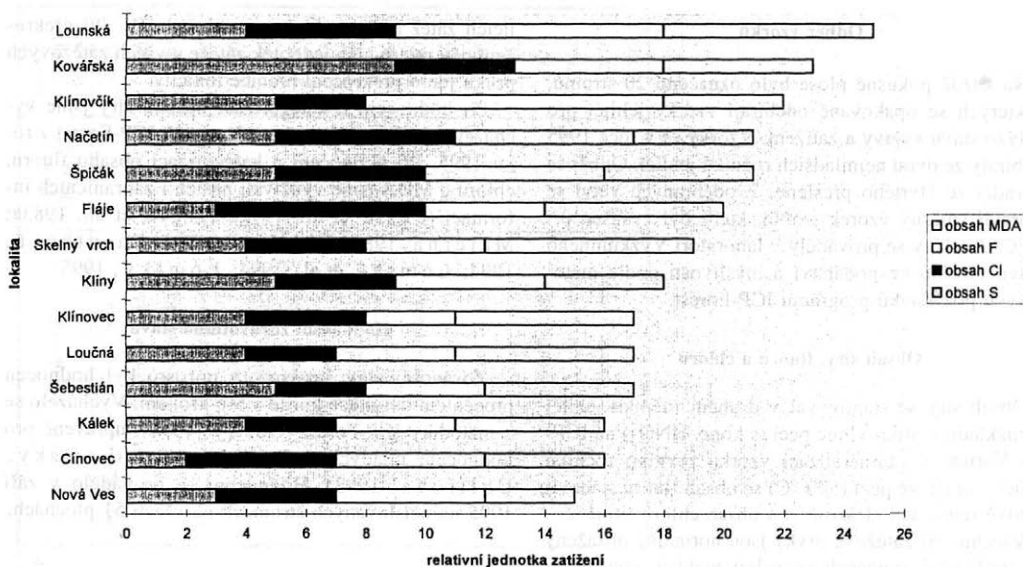
Imisní zatížení ploch v Krušných horách je uvedeno na obr. 1, defoliace porostů pak na obr. 2. Z hlediska obsahu zátěžových prvků lze konstatovat, že nejvíce zatíženy vlivem síry, fluoru, chloru a ozonu jsou lokality Lounská, Kovářská a Klínovec (25, 23 a 22 jednotek). Mezi nejméně zatížené patří plochy v lokalitách Nová Ves (15 jednotek), Cínovec a Kálek (16 jednotek). Nejvyšší defoliace, přesahující 45 %, byla zjištěna na lokalitách Klínovec a Lounská; nejnižší – pod 35 % – pak na lokalitách Klínovec a Fláje.

Imisní zatížení, podíl jednotlivých polutantů a defoliace ploch v Jizerských horách jsou uvedeny na obr. 3 a 4. Nejvíce jsou polutanty zatíženy porosty v lokalitách Smrčí cesta (Smědava), Bukovec (24 a 23 jednotek) a Tetřeví boudy (21 jednotek). Nejméně pak poros-

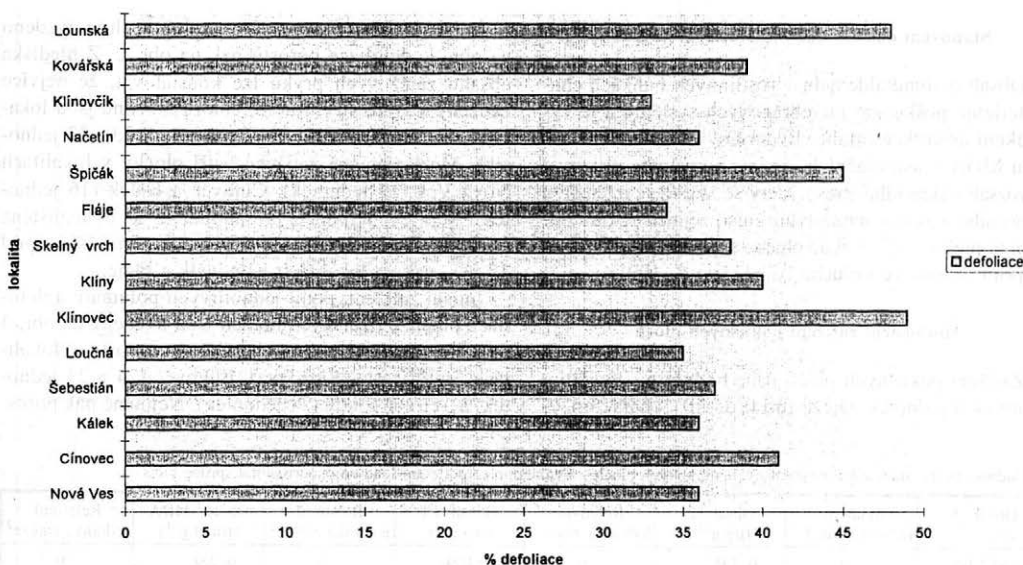
II. Hodnocení imisního zatížení pokusných smrkových ploch – Evaluation of pollutant load on experimental spruce plots

Obsah ¹ S (mg.g ⁻¹)	Relativní jednotka zátěže ²	Obsah ¹ F (μg.g ⁻¹)	Relativní jednotka zátěže ²	Obsah ¹ Cl (mg.g ⁻¹)	Relativní jednotka zátěže ²	Obsah ¹ MDA (μmol.g ⁻¹)	Relativní jednotka zátěže ²
pod 1,00	0	0–1,0	0	0–0,100	0	0–2,0	0
1,01–1,20	1	1,1–2,0	1	0,101–0,200	1	2,1–4,0	1
1,21–1,40	2	2,1–3,0	2	0,201–0,300	2	4,1–6,0	2
1,41–1,60	3	3,1–4,0	3	0,301–0,400	3	6,1–8,0	3
1,61–1,80	4	4,1–5,0	4	0,401–0,500	4	8,1–10,0	4
1,81–2,00	5	5,1–6,0	5	0,501–0,600	5	10,1–12,0	5
2,01–2,20	6	6,1–7,0	6	0,601–0,700	6	12,1–14,0	6
2,21–2,40	7	7,1–8,0	7	0,701–0,800	7	14,1–16,0	7
2,41–2,60	8	8,1–9,0	8	0,801–0,900	8	16,1–18,0	8
2,61–2,80	9	9,1–10,0	9	0,901–1,000	9	18,0–20,0	9
2,81–3,00	10	nad 10,0	10	nad 1,000	10	nad 20,0	10

¹content, ²relative unit of load



1. Imisní zatížení v Krušných horách v roce 1995 – Pollutant load in the Krušné hory Mts. in 1995

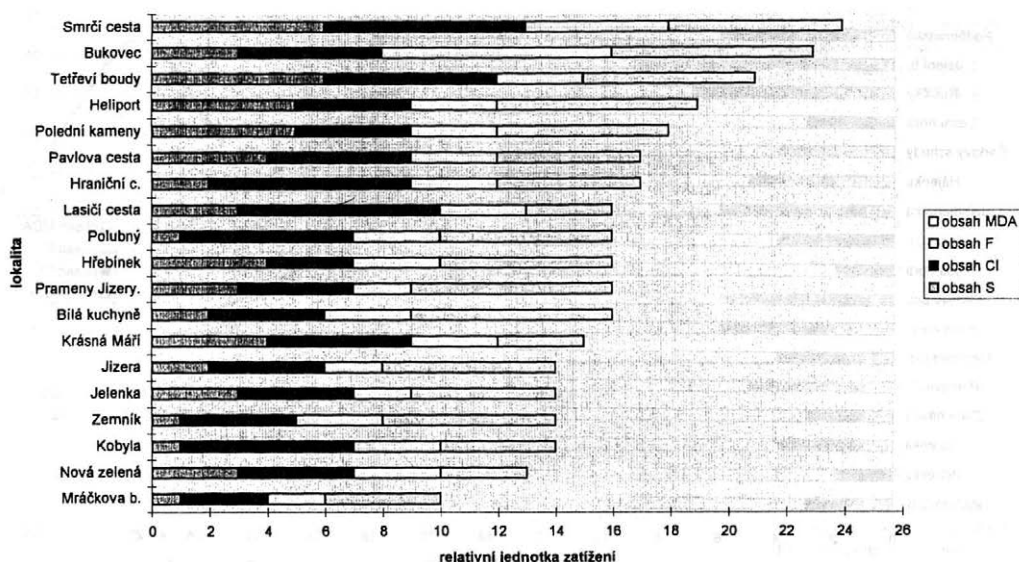


2. Průměrná defoliace v procentech na plochách v Krušných horách v roce 1995 – Average defoliation in per cent on plots in the Krušné hory Mts. in 1995

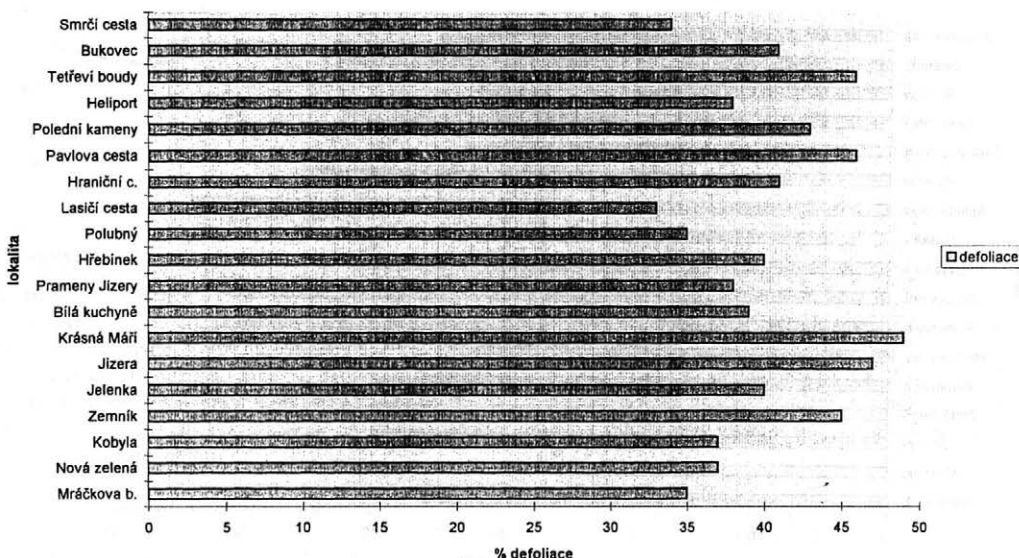
ty na lokalitách Mráčkova bouda a Nová zelená cesta (10 a 13 jednotek). Defoliace dosahující 45 % a více byla zjištěna na plochách Krásná Máří, Jizera, Pavlova cesta, Tetřeví boudy a Zemník. Nejnížší defoliace – pod 35 % – byla naměřena na plochách Smrčí a Lasičí cesta.

Nejnižší imisní zatížení ploch s nejmenším podílem šířky bylo zjištěno na plochách v Krkonoších (obr. 5).

Nejvyšší zátěž (18 a 16 jednotek) byla zjištěna na plochách Poděbradská a Jelení boudy. Nejméně, a to 9 jednotek, bylo stanoveno na plochách Petrovka a Richtrovy boudy. Naopak nejvyšších defoliací ze všech tří lesních oblastí bylo dosaženo v Krkonoších (obr. 6). Defoliace převyšující 50 % byla zjištěna na plochách Špindlerovka, Friesovy boudy a Klínový potok. Nejnížší defoliace (pod 35 %) byla hodnocena na plochách



3. Imisní zatížení v Jizerských horách v roce 1995 – Pollutant load in the Jizerské hory Mts. in 1995



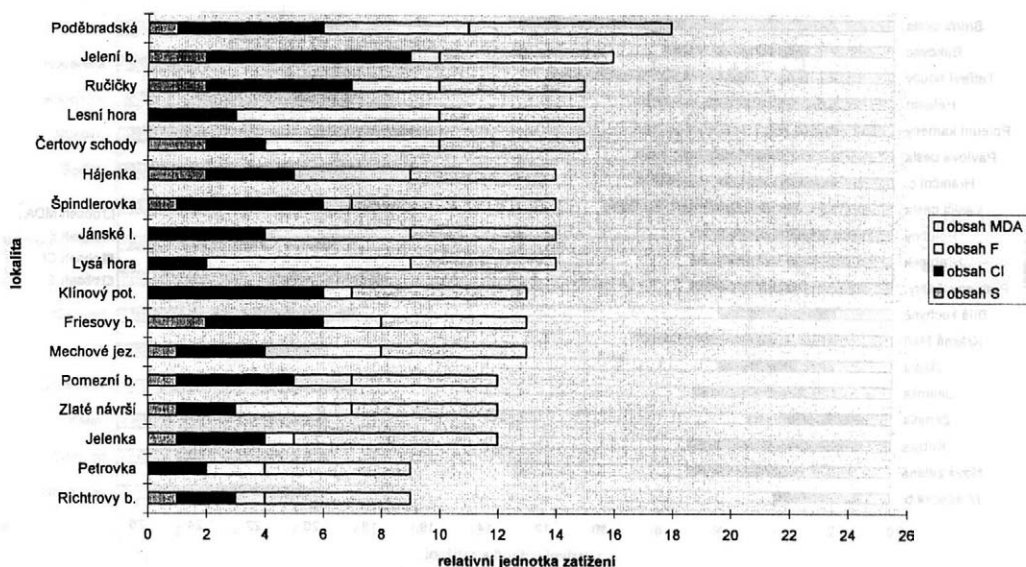
4. Průměrná defoliace v procentech na plochách v Jizerských horách v roce 1995 – Average defoliation in per cent on plots in the Jizerské hory Mts. in 1995

Mechové jezírko, Ručičky, Jánské Lázně a Čertovy schody.

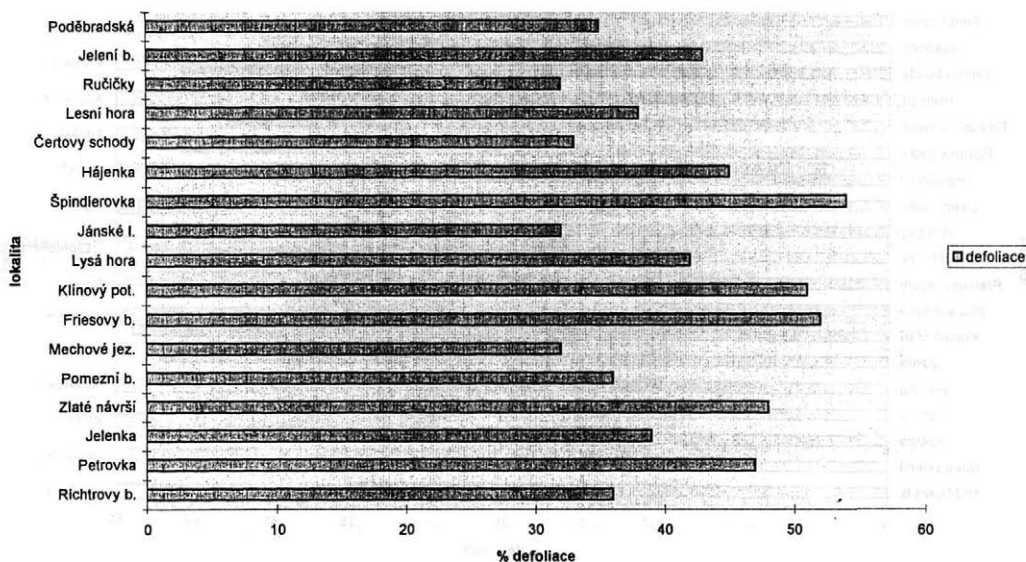
Obsah síry v jehličí

Na obr. 7a jsou uvedeny intervaly obsahu síry a procentuálně je vyznačeno množství vzorků v daných intervalech. Z obrázku je patrné, že se jednotlivé lesní

oblasti liší v obsahu síry v jehličí a v jeho rozložení. Nejvyšší obsahy síry v jehličí jsou ve vzorcích z Krušných hor. Nejvíce výsledků leželo v intervalech 1,61–2,00 mg.g⁻¹. V Jizerských horách více než čtvrtina vzorků byla v intervalu 1,41–1,60 mg.g⁻¹. V Krkonoších byly velmi nízké obsahy síry v sušině jehličí. Nejvíce vzorků – přes 40 % – bylo v intervalu 1,01–1,20 mg.g⁻¹.



5. Imisní zátěžení v Krkonoších v roce 1995 – Pollutant load in the Krkonoše Mts. in 1995



6. Průměrná defoliace v procentech na plochách v Krkonoších v roce 1995 – Average defoliation in per cent on plots in the Krkonoše Mts. in 1995

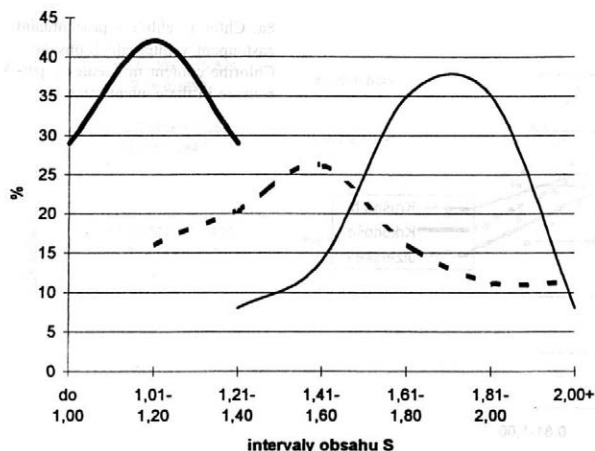
Obsah fluoru v jehličí

Rozložení obsahů fluoru pro jednotlivé lesní oblasti je zachyceno na obr. 7b. Nejvíce jsou zatíženy emisemi fluoru Krušné hory, kde hodnoty přesahovaly až $10 \mu\text{g.g}^{-1}$. Více než 70 % vzorků však leželo v intervalu obsahu fluoru $4,1\text{--}6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$. Velmi vyrovnané výsledky byly dosaženy v Krkonoších, kde 30 % vzorků dosáhlo velmi nízkých obsahů ($0,0\text{--}2,0 \mu\text{g.g}^{-1}$) a 30 %

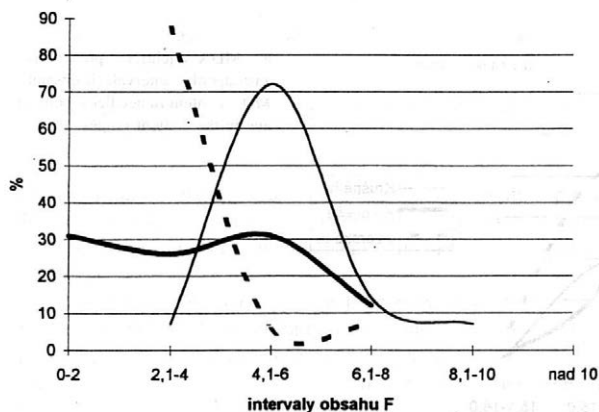
pak interval obsahu $4,1\text{--}6,0 \mu\text{g.g}^{-1}$. Prakticky 90 % vzorků v Jizerských horách leželo v intervalu obsahu $2,1\text{--}4,0 \mu\text{g.g}^{-1}$; z tohoto pohledu byly emisemi fluoru nejméně zatíženy.

Obsah chloru v jehličí

Mezi významné polutanty patří chlor. Výsledky ve všech třech lesních oblastech ležely v rozmezí obsahů



7a. Síra v jehličí – procentuální zastoupení v intervalech obsahu – Sulfur content in needles – percentage in the content ranges



7b. Fluor v jehličí – procentuální zastoupení v intervalech obsahu – Fluorine content in needles – percentage in the content ranges

chloru 0,21–0,80 mg.g^{-1} (obr. 8a). Nejvíce zatížené byly Jizerské hory, prakticky 70 % vzorků leželo v intervalu 0,41–0,60 mg.g^{-1} . Pak následovaly vzorky odebrané v Krušných horách, kde 50 % vzorků leželo v uvedeném intervalu obsahů. Nejméně byly zatíženy lokality v Krkonoších, kde téměř 60 % vzorků leželo v intervalu obsahů chloru 0,21–0,40 mg.g^{-1} .

Obsah MDA v jehličí

Působení ozonu je charakterizováno akumulací MDA. Z obrázku 8b je patrné, že hodnoty obsahu MDA ležely v rozmezí od 6,1 do 18,0 $\mu\text{mol.g}^{-1}$. Průměrné obsahy MDA se prakticky nelišily. Rozdílné bylo jejich zastoupení v intervalech obsahu. V Jizerských horách se nacházelo 50 % vzorků v intervalu 12,1–15,0, v Krkonoších přes 70 % vzorků v intervalu 9,1–12,0 $\mu\text{mol.g}^{-1}$. Vzorky z Krušných hor neměly výrazné maximum, 30 % vzorků dosáhlo intervalu 12,1–15,0 $\mu\text{mol.g}^{-1}$.

Defoliace smrkových porostů

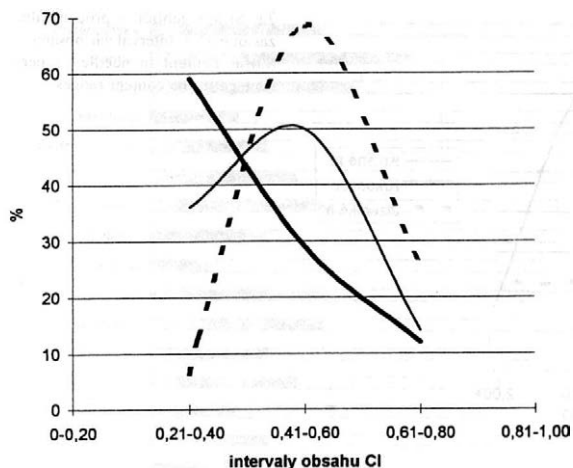
Hodnoty defoliace korun výrazně kolísaly od 35 do 54 %. Nejvyšších hodnot defoliace korun bylo dosaže-

no v Krkonoších a v obou dalších lesních oblastech na plochách založených ve vyšších nadmořských výškách (Klínovec, Jizera ap.). Na obr. 9 je uvedena závislost defoliace korun na nadmořské výšce. Závislost má lineární charakter. Nejvyšší hodnota spolehlivosti byla zjištěna v Krkonoších ($R^2 = 0,3733$) a v Krušných horách ($R^2 = 0,3693$).

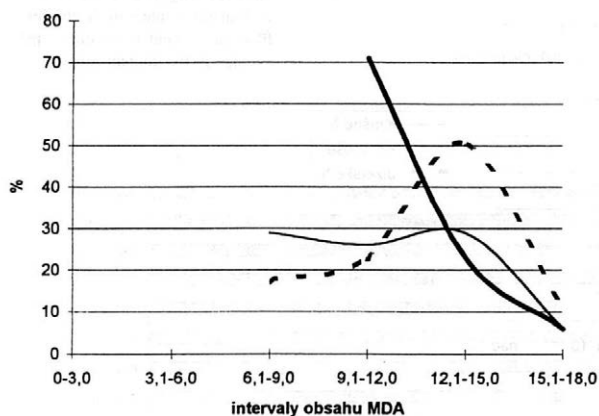
DISKUSE

Výsledky monitoringu stavu lesů v Evropě potvrzují zhoršování jejich zdravotního stavu, ve kterém se odráží působení mnoha stresových faktorů. Významnou úlohu má neustále imisní zatížení. Během posledních 20 let došlo k výrazným jak kvantitativním, tak kvalitativním změnám v působení imisního stresového komplexu, který společně s klimatickými a půdními faktory značně ovlivňuje vitalitu mladých smrkových porostů.

I když v posledních letech došlo ke snížení celkových emisí, zůstává rozhodujícím polutantem síra, uvolňující se při spalování hnědého uhlí; často je doprovázena dalšími zátěžovými prvky, jako jsou fluor a chlor, které se do lesních ekosystémů mohou dostat i z dalších



8a. Chlor v jehličí – procentuální zastoupení v intervalech obsahu – Chlorine content in needles – percentage in the content ranges



8b. MDA v jehličí – procentuální zastoupení v intervalech obsahu – MDA content in needles – percentage in the content ranges

průmyslových zdrojů. Dalším imisním stresovým faktorem se – nejen v horských oblastech – v posledních letech stává ozon jako nepřímý produkt zvýšené automobilové dopravy.

Zátěžové prvky jako síra, fluor a chlor, na které jsme se soustředili, se akumulují v asimilačních orgánech stromů úměrně imisní zátěži. Rovněž ozon svým agresivním působením na membrány vyvolává akumulaci produktů této destrukce. Dochází k akumulaci malondialdehydu (MDA). Na těchto poznatcích je založen důkaz imisní zátěže listovou analýzou (např. Kaiser et al., 1993).

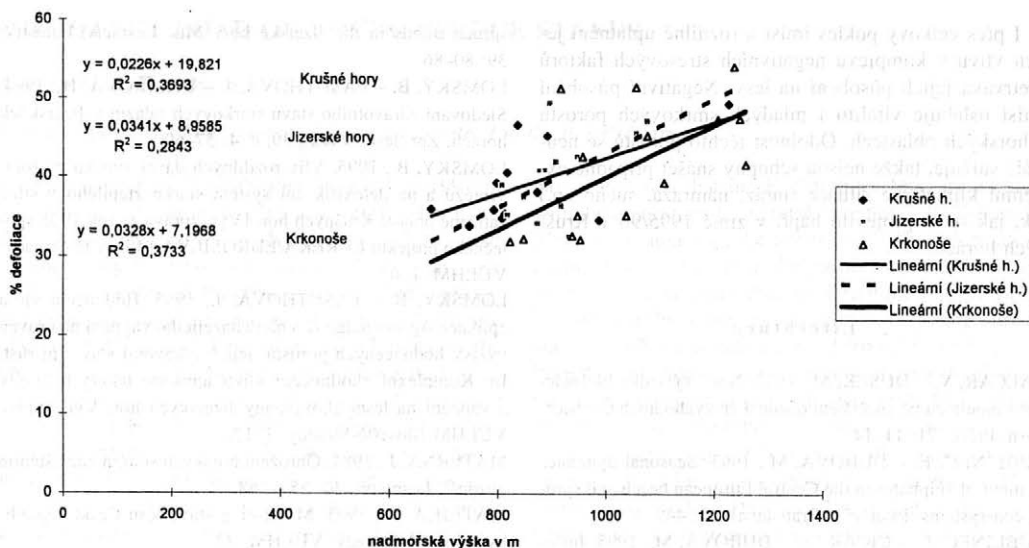
Zatížení sírou, zvláště oxidem siřičitým, je i v současné době dokumentováno z různých částí Evropy (např. Dmuchowski, Bytnerowicz, 1995; Haapala et al., 1996; Bublinec, Dubová, 1993).

Naše výsledky z roku 1995 jasně prokázaly, že nejvíce zatížené sírou byly plochy založené v lesní oblasti Krušné hory. Hodnoty odpovídající jen zvýšenému přirozenému obsahu byly zjištěny na plochách v Krkonoších (obr. 7a). Pokles emisí SO_2 v ČR v posledních letech se projevil i v poklesu obsahu síry v jehličí smrku

na našich identických lokalitách. Zatímco v roce 1991 byl zjištěn průměrný obsah síry v jednoletém jehličí smrku v Krušných horách $0,189\%$ (tj. $1,89\text{ mg.g}^{-1}$), v Krkonoších $0,136\%$ (tj. $1,36\text{ mg.g}^{-1}$) (Pasuthová, 1994), v roce 1995 byl průměr v jednoletém jehličí v Krušných horách $1,45\text{ mg.g}^{-1}$, v Krkonoších $0,974\text{ mg.g}^{-1}$. Stejně jako u Balcara, Duška (1992) se prokázala závislost obsahu síry na emisních zdrojích i na dálkovém transportu imisí.

Imisní exponovanost ploch se rovněž projevila v roce 1995 ve zvýšeném obsahu fluoru – zvláště v Krušných horách, kde více než polovina vzorků překročila hranici toxicity, tj. $5,0\text{ }\mu\text{g F}$ v gramu sušiny jehličí (obr. 7b). Průměrná hodnota pro oblast byla $5,55\text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$ sušiny. V Jizerských horách byl dosažen průměr $3,83\text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$ a v Krkonoších $3,64\text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$ sušiny. Z porovnání výsledků z identických ploch (Pasuthová, 1994) získaných v roce 1991 ($6,73\text{ }\mu\text{g.g}^{-1}$) je zřejmý pokles obsahu fluoru v Krušných horách. V Krkonoších a Jizerských horách se obsah fluoru prakticky nezměnil.

Průměrné obsahy chloru v jehličí mírně překročily hranici toxicity pouze v Jizerských horách ($0,537\text{ mg.g}^{-1}$ sušiny). V obou zbývajících oblastech tyto hodnoty leží



9. Závislost defoliace na nadmořské výšce – A relation of defoliation to altitude above sea level

u horní hranice přirozeného obsahu. Zvýšený obsah chloru v Jizerských horách je pravděpodobně způsoben spalováním tzv. „zasoleného“ hnědého uhlí (Jirgla et al., 1983).

Průměrné hodnoty MDA v roce 1995 byly ve všech třech sledovaných oblastech prakticky stejné – Krušné hory $11,2 \mu\text{mol.g}^{-1}$, Jizerské hory $11,9 \mu\text{mol.g}^{-1}$, Krkonoše $11,8 \mu\text{mol.g}^{-1}$. V porovnání s rokem 1993 (Lomský et al., 1994) došlo téměř ke zdvojnásobení obsahu MDA. Zvýšené hodnoty v roce 1995 (v porovnání s rokem 1993) indikují zvýšenou celoplošnou zátěž ozonem v horských oblastech, a to zvláště v letních měsících, kdy vysoká sluneční aktivita vytvořila předpoklady pro tvorbu ozonu.

Hodnocení celkového imisního zatížení ve všech sledovaných oblastech tak, jak je znázorněno na obr. 1, 3 a 5, potvrzuje nejvyšší imisní zátěž na plochách v Krušných horách. Nejmenší zatížené byly plochy v Krkonoších. Získaná informace o zatížení ploch v jednotlivých oblastech slouží jako důležité východisko pro stanovení priority příčin ovlivňujících defoliaci mladých smrkových porostů.

Defoliace korun smrkových porostů není ovlivněna jen vysokou imisní zátěží (Pfanž et al., 1994; Nellemann, Frogner, 1994), ale v horských oblastech i klimatickým stresem (Bublinec et al., 1995) a nepříznivými půdními podmínkami (Fleischer, Koreň, 1995). Předčasná defoliace je způsobena komplexem interakcí uvedených činitelů včetně biotických vlivů (Ulrich, 1990).

Jestliže hodnotíme průměrnou defoliaci na plochách v jednotlivých oblastech, jsou rozdíly minimální (Krušné hory 36 %, Jizerské hory 40 %, Krkonoše 41 %). Největší rozdíly mezi plochami byly nalezeny v Krkonoších. Defoliace korun nekorelovala s imisní zátěží

pokusných ploch, ale projevila se závislost defoliace na nadmořské výšce (obr. 9), což svědčí o vzrůstajícím vlivu klimatických stresů zvláště v Krušných horách a Krkonoších. V Jizerských horách mohla být defoliace porostů pozitivně ovlivněna provozním celoplošným leteckým vápněním a hnojením porostů, prováděným koncem osmdesátých a počátkem devadesátých let (Lomský, Pasuthová, 1995). Aplikace dolomitického vápence a tekutých hořčičných hnojiv zvýšila v lesním ekosystému zásobu kationtů nutných k neutralizaci akumulovaných síranů v jehličí a tím detoxifikovala působení imisí síry (Slovík et al., 1995).

Detailní analýza vztahu imisního zatížení a defoliace prokazuje uvedené závislosti. V Krušných horách mezi plochy s nejvyšší defoliací patří Lounská a Klínovec. Defoliace na ploše Lounská je pravděpodobně ovlivněna vysokou imisní zátěží, zatímco na ploše Klínovec (nejvyšší defoliace) je imisní zátěž poměrně nízká. Na defoliaci zde mají převažující vliv extrémní klimatické podmínky. Rozhodující příčinou nejvyšší defoliace v roce 1995 v Jizerských horách, přesahující 45 % na plochách Krásná Máří a Jizera, byly klimatické, půdní a další faktory, neboť imisní zatížení obou ploch patří mezi nízké. Naopak nejvíce zatížená plocha Smrčí cesta vykazovala společně s Lasičí cestou jednu z nejnižších defoliací. I když se jedná o komplex smrkových mladinců, otevřených zdrojů imisí, byl jejich zdravotní stav pravděpodobně pozitivně ovlivněn prováděným vápněním a přihnojováním tekutými hnojivy.

Mezi hlavní faktory, které ovlivnily defoliaci ploch v Krkonoších, patřily vlivy klimatické a půdní, neboť imisní zatížení ploch v Krkonoších patří mezi relativně nejnižší. Např. plocha Špindlerovka s defoliací přes 50 % se nachází v nadmořské výšce 1 240 m, prakticky na hranici lesa.

I přes celkový pokles imisí a rozdílné uplatnění jejich vlivu v komplexu negativních stresových faktorů přetrvává jejich působení na lesy. Negativní působení imisí oslabuje vitalitu i mladých smrkových porostů v horských oblastech. Odolnost těchto porostů se neustále snižuje, takže nejsou schopny snášet případné extrémní klimatické situace (mráz, námraza, sucho ap.) tak, jak se to projevilo např. v zimě 1995/96 v Krušných horách.

Literatura

BALCAR, V. – DUŠEK, M., 1992. Nové výsledky biologického monitoringu znečištění ovzduší ve východních Čechách. Lesn. Práce, 71: 11–14.

BUBLINEC, E. – DUBOVÁ, M., 1993. Seasonal dynamics of input of sulphates in the Central European beech and spruce eco-systems. Ekológia (Bratislava), 12: 449–458.

BUBLINEC, E. – CÍČÁK, A. – DUBOVÁ, M., 1995. Influence of altitude on soil properties and health condition of spruce eco-systems in the Tatry Biosphere Reserve. Ekológia (Bratislava), 14: 377–383.

ČERNÝ, M., 1991. Metodické pokyny pro zakládání a hodnocení monitoračních ploch. Metodiky monitoringu stavu lesů: 1–11.

DMUCHOWSKI, W. – BYTNEROWICZ, A., 1995. Monitoring environmental pollution in Poland by chemical analysis of Scots pine (*Pinus sylvestris* L.) needles. Envir. Poll., 87: 87–104.

FLEISCHER, P. – KOREŇ, M., 1995. Forest health conditions in the Tatra Biosphere Reserve. Ekológia (Bratislava), 14: 455–457.

HAAPALA, H. – GOLTSOVA, N. – SEPPALA, R. – HUTTUNEN, S. – KOUKI, J. – LAMPPU, J. – POPOVICHEV, B., 1996. Ecological condition of forests around the eastern part of the Gulf of Finland. Envir. Poll., 91: 253–265.

JIRGLE, J. – KUČERA, J. – TICHÝ, J. – MATERNA, J., 1983a. Poškození lesů na Jizerských horách imisemi. Zpr. lesn. Výzk., 28, č. 1: 16–24.

JIRGLE, J. – KUČERA, J. – TICHÝ, J. – MATERNA, J., 1983b. Problematika Krušných hor. Zpr. lesn. Výzk., 28, č. 1: 6–16.

KAISER, W. – DITTRICH, A. – HEBER, U., 1993. Sulfate concentrations in Norway spruce needles in relation to atmospheric SO₂: a comparison of trees from various forests in Germany with trees fumigated with SO₂ in growth chambers. Tree Physiology, 12: 1–13.

LOMSKÝ, B. – UHLÍŘOVÁ, H., 1993. Evaluation of the experiment with fertilization and liming of young-growth

spruce stands in the Jizerské hory Mts. Lesnictví-Forestry, 39: 80–86.

LOMSKÝ, B. – PASUTHOVÁ, J. – UHLÍŘOVÁ, H., 1994. Sledování zdravotního stavu smrkových mlázin v Jizerských horách. Zpr. lesn. Výzk., 39, č. 4: 57–60.

LOMSKÝ, B., 1995. Vliv rozdílných dávek dusíku na fotosyntézu a na detoxifikační systém smrku ztepilého v silně zatížené oblasti Krušných hor. [Výr. zpráva za rok 1995 společného projektu EUREKA/EUROSILVA.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 1–63.

LOMSKÝ, B. – PASUTHOVÁ, J., 1995. Hodnocení vlivu aplikace Agrobomagu N a předcházejícího vápnění na úroveň výživy hodnocených porostů, jejich zdravotní stav a přírůst. In: Komplexní zhodnocení vlivu aplikace tekutých hnojiv a vápnění na lesní ekosystémy Jizerských hor. Výr. zpráva VÚLHM Jíloviště-Strnady: 1–12.

MATERNA, J., 1984. Ohrožení horských smrčů znečištěním ovzduší. Lesnictví, 30: 559–568.

MATĚJKA, K., 1993. Monitoring stavu lesů České republiky. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 72.

NELLEMANN, CH. – FROGNER, T., 1994. Spatial Patterns of Spruce Defoliation: Relation to Acid Deposition, Critical Loads, and Natural growth Conditions in Norway. Ambio, 23: 255–259.

PASUTHOVÁ, J., 1994. Poruchy výživy u smrku v imisních oblastech. Lesnictví-Forestry, 40: 10–17.

PANZ, H. – VOLLRATH, B. – LOMSKÝ, B. – OPMANN, B. – HYNEK, V. – BEYSCHLAG, W. – BILGER, W. – WHITE, M. V. – MATERNA, J., 1994. Life Expectancy of Spruce Needles Under Extremely High Air Pollution Stress – Performance of Trees in the Ore Mountains. Trees – Structure and Function, 8: 213–222.

POLLE, A. – MOSSNAG, M. – SCHONBORN, A. – SLADKOVIC, R. – RENNENBERG, H., 1992. Field studies on Norway spruce tree at high altitudes. I. Mineral, pigment and soluble protein contents of needles as affected by climate and pollution. New Phytol., 121: 89–99.

SLOVIK, S. – SIEGMUND, A. – KINDERMANN, G. – RIEBELING, R. – BALAZS, A., 1995. Stomatal SO₂ uptake and sulfate accumulation in needles of Norway spruce stands (*Picea abies*) in Central Europe. Plant and Soil, 169: 405–419.

UHLÍŘOVÁ, H., 1991. Is it possible to use malondialdehyde content to damage assessment? Proc. IUFRO and ICP-Forest Workshop on Monitoring Air Pollution on Permanent Sample Plots, Data Processing and Results Interpretation. Prachice, September 1991: 233–235.

ULRICH, B., 1990. Waldsterben: Forest decline in West Germany. Environ. Sci. Technol., 24: 436–441.

Došlo 3. 5. 1996

POLLUTANT LOAD OF YOUNG SPRUCE STANDS

B. Lomský, J. Pasuthová

Forestry and Game Management Research Institute, 156 04 Jíloviště-Strnady

Experimental plots established in 1990 to 1991 in young spruce stands up to 30 years significantly complement the information on the forest health acquired by monitoring the health of older stands that has been in progress within ICP-Forest since the late eighties. The plots are situated in mountainous areas bordering with the FRG and Poland (Tab. I): 14 plots in the Krušné hory Mts., 19 plots in the Jizerské hory Mts. and 18 plots in the Krkonoše Mts., on locations where no forest stands occur any more or where old, mostly spruce stands are dying off. Needle samples were taken on these plots to determine contents of sulfur, fluorine, chlorine and malondialdehyde that describe an oxidizing stress resulting from ozone effects. Tree-crown defoliation on marked trees was assessed simultaneously in fall in 1995. Pollutant load was evaluated according to criteria shown in Tab. II. Figs. 1, 3 and 5 show the results of pollutant load on the particular plots in forest regions, as expressed in relative units of load. Simultaneously with these results, Figs. 2, 4 and 6 present the results of crown defoliation in young spruce stands. Figs. 7a,b and 8a,b show the distribution of pollutant contents in needles within the content ranges. A relation of defoliation to the increasing above sea level is indicated for the particular areas in Fig. 8. The results

have confirmed that the Krušné hory Mts. are an area with the highest load, and on the contrary, the Krkonoše Mts. are an area with the lowest load. The information acquired on plot load in the particular areas provides important background data to determine the priorities of causes influencing the defoliation of young spruce stands. Crown defoliation ranged from 35 to 55%. The largest differences in assessment of crown defoliation were determined on plots in the Krkonoše Mts., which are an area with the relatively lowest pollutant load.

A pollutant complex is significantly complemented by other stress factors especially on locations at higher above-sea altitudes. They involve climatic stress and adverse soil conditions influencing the locations such as Klínovec (1,230 m above sea level), Jizera (1,060 m a.s.l.), Špindlerovka (1,240 m a.s.l.), Zlaté návrší (1,060 m a.s.l.) and Friesovy boudy (1,060 m) to a much greater extent than does the pollutant load. It is to note that the pollution load, which is currently undergoing quantitative and qualitative changes, has negative impacts on forest ecosystems and continuously decreases the resistance of both mature and young stands in mountainous areas that are not able to tolerate possible extreme climatic situations (frost, rime, drought, etc.).

Kontaktní adresa:

RNDr. Bohumír Lomský, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, 156 04 Jíloviště-Strnady, Česká republika

ACUTE AIR POLLUTION INJURY OF TEN CONIFEROUS SPECIES IN THE TRUTNOV REGION

AKUTNÍ POŠKOZENÍ DESETI DRUHŮ JEHLIČNANŮ IMISEMI NA TRUTNOVSKU

V. Balcar

Forestry and Game Management Research Institute, Research Station Opočno, 517 73 Opočno

ABSTRACT: A possibility that air pollution has caused the acute injury of 10 coniferous species has been investigated at three experimental sites near the Trutnov power station in northeastern Bohemia. These sites are situated at an elevation of approximately 500 m above sea level and are situated at increasing distances from the emission source (1.3, 3.3, and 8.6 km). The main pollution component is SO_2 . During the 15 years of investigation (1978–1992), acute injury symptoms – leaf necroses in the vegetative period – appeared on *Picea abies* after average daily SO_2 -concentrations of more than $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Higher concentrations of SO_2 (nearly $300\text{--}400 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) often caused leaf necroses on *Picea omorica*, *Picea pungens*, and *Pinus strobus*. It was further discovered that the most tolerant conifers to acute pollution stress were *Pinus contorta* and *Abies alba*.

air pollution; sulphur dioxide; forest tree species; acute injury; the Podkrkonoší hills

ABSTRAKT: Na třech pokusných plochách v blízkosti tepelné elektrárny Trutnov-Poříčí v severovýchodních Čechách byl sledován výskyt symptomů akutního poškození jehličí 10 neopadavých jehličnanů. Pokusné plochy jsou situovány v nadmořské výšce zhruba 500 m ve vzdálenostech 1,3, 3,3 a 8,6 km od emisního zdroje. Převládající složku znečištění ovzduší představoval oxid siřičitý. V průběhu 15 let pozorování (1978–1992) se symptomy akutního poškození vyvolané imisní zátěží vyskytovaly pouze ve vegetační době. Nejčastěji byly zjištěny na smrku ztepilém (*Picea abies*), a to zpravidla po průměrných denních koncentracích SO_2 nad $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Vyšší koncentrace SO_2 (zhruba $300\text{--}400 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$) často vyvolávaly listové nekrózy na smrku omorice (*Picea omorica*), smrku pichlavém (*Picea pungens*) a borovici vejmutovce (*Pinus strobus*). Nejvyšší toleranci k imisnímu stresu vykazovala borovice pokroucená (*Pinus contorta*) a jedle bělokorá (*Abies alba*).

znečištění ovzduší; oxid siřičitý; lesní dřeviny; akutní poškození; Podkrkonoší

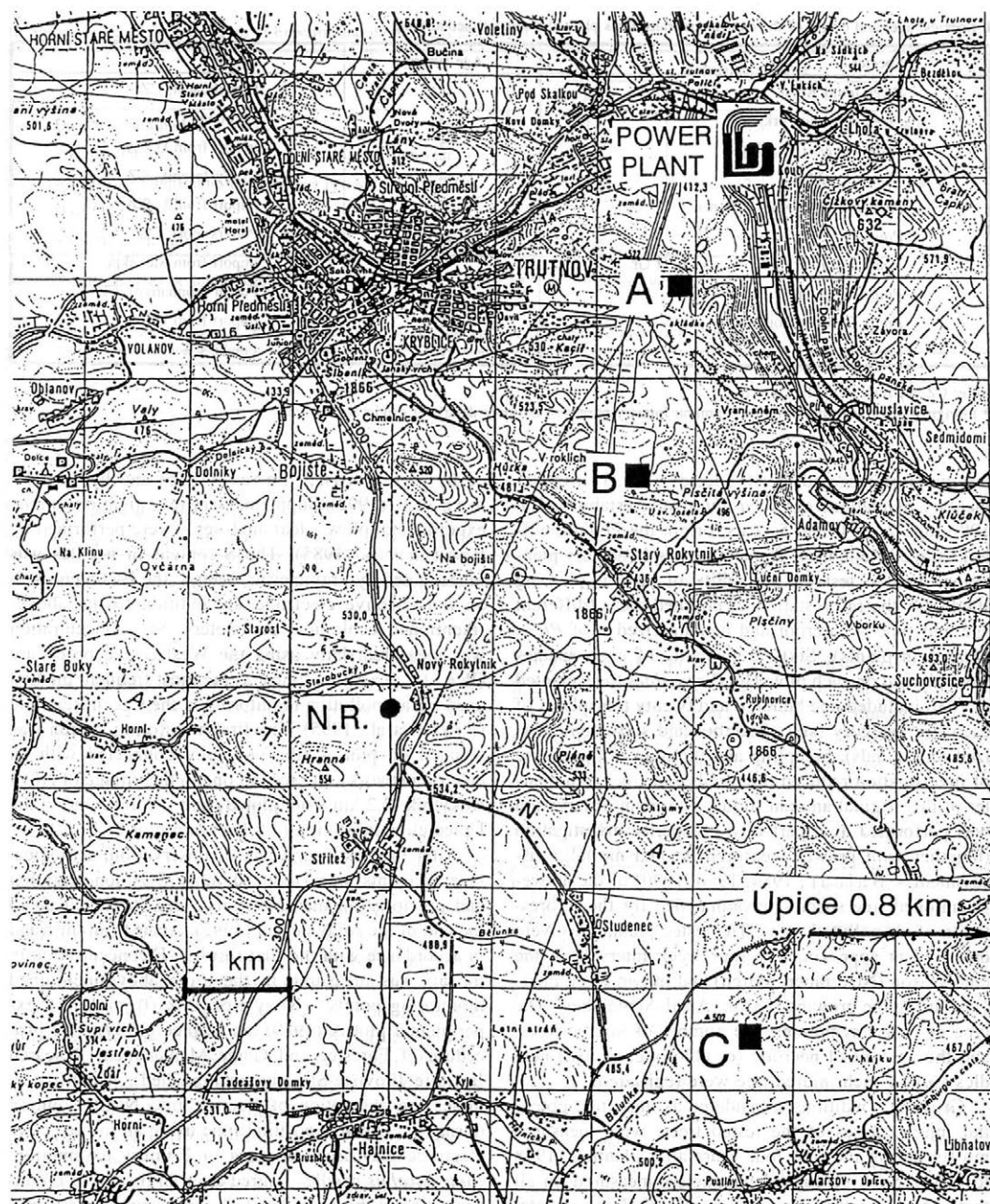
INTRODUCTION

The most marked consequences of the impact of strong air pollution on forest trees are generally well known (Krause, 1988). The most obvious symptoms of the injury are leaf necroses induced by high concentrations of toxic substances (SO_2 , HF, O_3 , etc.), which can be detected in the areas near emission sources (heat power stations, smelters, chemical factories). Further, the relationships between pollution stress and the reaction of woody plants were investigated, and the results summarized in several recent publications (Düssler, Börtitz, 1988; Smith, 1990; Innes, 1993). The problems of emission injury are complicated by various factors influencing tree species reaction to air pollution stress. These factors include circumstances of locality, natural conditions (climate, soil, slope exposure) and emission type (gas pollution, particles) and are of great significance in the study. The purpose of this study was

to elucidate these problems and those connected with the reforestation of industrial areas.

STUDY AREA AND METHODS

The experiment conducted near the Trutnov power plant consists of three experimental sites established in 1978. The emission source – a heating power plant – is situated in a valley on the Úpa River at an altitude of 385 m above sea level. Two one-hundred metre tall chimney-stacks emitted about 10,600 t SO_2 per year (average 1978–1992) and markedly damaged forest stands up to a distance of 5 km (Tesař, 1979). The study sites are situated downwind from the prevailing north-easterly winds coming from the direction of the power plant. They are situated at a height of about 500 metres above sea level in the surroundings of the Podkrkonoší hills. The long-term average year tempera-



1. Location of power plant, experimental plots A, B, C, and monitoring station Nový Rokytník (N.R.) and Úpice

ture of the area is 6.8 °C with an annual precipitation of 778 mm (according to the meteorological station in the town of Trutnov). The geological base is Permian-Carboniferous sandstone. The distance from the source of the emission is 1.3 km for plot A, 3.3 km for plot B, and 8.6 km for plot C (Fig. 1). The sites of the experimental plots were chosen so that they differed to the

extent of air pollution load, but other conditions were nearly the same. Air pollution effects on growth rates were measured by comparing exposed trees (plots A and B) to the less exposed control trees (plot C).

Transplants of 19 tested tree species, chosen as suitable for highland forests, were planted on the plots in the spring of 1978 (Balcar, 1984). Evergreen coniferous

I. Species, age, and origin of the coniferous transplants planted on experimental plots

Species	Age (years)	Origin *
<i>Picea abies</i> Karst.	3	Podkrkonoší, CZ
<i>Picea omorica</i> Purk.	3	unknown
<i>Picea pungens</i> Engelm.	3	import from U.S.A.
<i>Abies alba</i> Mill.	4	Hrubý Jeseník, CZ
<i>Pseudotsuga menziesii</i> Franco	2	import from U.S.A.
<i>Pinus sylvestris</i> L.	2	Podkrkonoší, CZ
<i>Pinus nigra</i> var. <i>austriaca</i> Asch. et Gr.	3	import from Slovakia
<i>Pinus nigra</i> ssp. <i>laricio</i> Novák	2	Polabí (nonnative), CZ
<i>Pinus contorta</i> Dougl.	2	import from U.S.A.
<i>Pinus strobus</i> L.	2	Polabí, CZ

Note: CZ = Czech Republic

* foreign species were imported for common forestry purposes, no more details of origin are known

fers were represented by 10 species (Tab. I). Supplementary plantations of *Picea abies* were established in 1980 (age 2, 3, 4, and 5 years, origin the Podkrkonoší hills, Czech Republic). The aim of supplementary plantations was to test the suitability of various planting stocks for the reforestation of polluted areas (different age and type – bareroot and containerized – of *Picea abies* transplants). Sixty transplants of each species were planted on each plot. The *Picea abies* trees planted in 1980 included one hundred and twenty transplants of each age category (sixty bareroot and sixty containerized individuals). Sampling and thinning in the course of investigation reduced the number of trees to a quarter of the original amount. Injury symptom observation was performed as a part of a prosperity investigation (together with growth measurement and mortality assessment – Balcar, 1984, 1986, 1990) of the above-mentioned tree species recommended for the reforestation of air polluted areas. The tested plantations were observed at approximately four week intervals in the cold season (November–March) and in two week intervals during the growing season (April–September). The type of injury symptoms, the number of injured trees, and the amount of necrotic (or chlorotic, or lost) needles (%) on each injured tree were registered.

Growing conditions, considered as important potential injury causes of the tested trees, were measured mostly during the first four years after planting (1978 to 1982). Such ecological parameters measured on all three plots included the sulphurization index – amount of sulphur fixed per unit of the active area – determined weekly using a modification of the German method by Liesegang (Tesař, 1973). Dustfall and rainfall were determined using the „passive sedimentation“ method. Soil moisture was estimated gravimetrically and air and soil temperature were measured by the Pallmann procedure (Pallmann et al., 1940) during the growing season (April–September). Precipitation and soil water samples were analyzed quarterly, soil samples in 1978 and 1982 only. The results concerning air pollution effects on soil, soil water and precipitation were published

by Lochman, Tesař (1985) and by Lochman et al. (1992). Supplementary investigations on the experimental plots – leaf analyses – were performed by Pasuthová (1985). The S-content in needles was investigated by gravimetric method, the F-content with an ion-selective electrode. In addition to the above-mentioned ecological parameters, SO₂-concentration was measured daily using the West-Gaeke procedure (West, Gaeke, 1956), as the most frequent method used for air pollution monitoring in the Czech Republic (Fiala et al., 1995). The first monitoring station was situated on plot A (the only plot connected with an electric network), the second one to the village of Nový Rokytín (3.2 km from plot B) and the third one to the Úpice climatic station (3.8 km from plot C, Fig. 1).

After the first four years of observation, ecological measurements were reduced, only SO₂-concentration and precipitation measurements were continued up to the end of the study period (1992). Apart from this (and in accordance with the first results), F-concentration in the air was measured in the three above-mentioned monitoring points – Nový Rokytín (from 1985), experimental plot A (1989), and Úpice (1989). The procedure of Forestry and Game Management Research Institute Jiloviště-Strnady (unpublished), which determines the absorption of fluorine into NaOH-solution during one week exposition time using an ion selective electrode was used. Because of F-injury assumption, *Pinus strobus* needles injured after an increased F-concentration in the air in 1989 (the first acute injury without previous high SO₂-concentration) were analysed per partes. According to the Jamrich method (1972), needles were divided into three parts – necrotic tip part, the health green basal part and the dark brown belt between the two parts.

The differences in acute injury symptom occurrence between polluted plots A and B were tested by Two Matched Samples Test. Test included tree species injured four times and more during the study period. A relationship between air pollution stress caused by SO₂ and injury symptoms occurrence was examined by

II. Some ecological characteristics of experimental plots (Balcar, 1990)

Object	Experimental plot		
	A	B	C
Distance from pollution source (km)	1.3	3.3	8.6
Precipitation (mm.year ⁻¹)	750	746	726
Average air temperature in vegetative period (°C)	12.5	12.8	12.5
Dust fall (t.km ⁻² .year ⁻¹)	86	53	26
Sulphurization index (t.km ⁻² .year ⁻¹)	32.8	29.5	20.3

Note: Climatic and air pollution parameters were measured in October 1978 – September 1982

III. Sulphur and fluorine contents in precipitation, soil water, and soil on experimental plots (Lochman, Tesář, 1985)

Object	Experimental plot		
	A	B	C
SO ₄ ²⁻ content in precipitation (ppm)	10.43	7.67	8.16
SO ₄ ²⁻ content in soil water (ppm)	52.29	42.55	24.07
SO ₄ ²⁻ content in soil (ppm)	34	38	28
F ⁻ content in precipitation (ppm)	0.25	0.17	0.08
F ⁻ content in soil water (ppm)	1.06	1.17	0.18

Note: Precipitation and soil water were sampled in October 1978 – September 1982, soil was sampled in September 1982

simple linear regression (Neter et al., 1992). Matched samples test and regression analyses were performed using software of the Statistical Graphics Corporation (Statgraphics 1991).

RESULTS

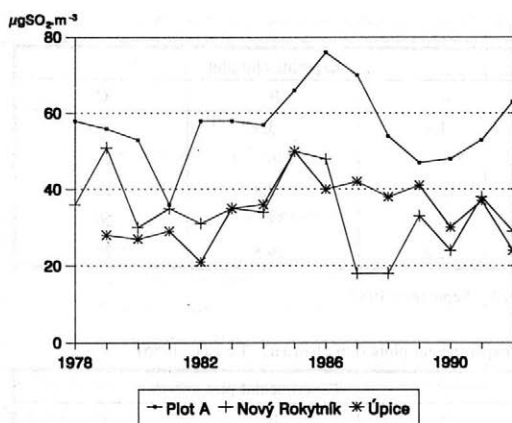
The results of the first five-years of investigation indicated that the plantations on the plots A and B were under strong emission stress caused by SO₂, but the influence of dust particles on tested trees was negligible (Tab. II, Balcar, 1984, 1986, 1990). On the other hand, chemical analyses showed fluorine to be part of air pollutant load (Tab. III and IV). According to the obtained data, the difference between pollution stress on plot A and B was ambiguous. Some parameters indicated a stronger stress on plot A, others on plot B. On the other hand, almost all parameters (except SO₄²⁻-content in precipitation) on plot C (control) were properly lower than those of plots A and B. The long-term average annual SO₂-concentration on experimental plot A fluctuated about 60 µg.m⁻³, while on both other places (Nový Rokytník and Úpice) it was distinctly lower (fluctuation about 35 µg.m⁻³, Fig. 2). The frequency of the average daily SO₂-concentration according to particular classes on the three monitoring points (Tab. V) shows the annual dynamics of the pollution component. Higher average-day concentration occurred more often in the cold season (October–March) than during the rest of the year, which (approximately) forms the growing season. The higher classes of SO₂-concentration (more than 150 µg.m⁻³) during this growing season are almost absent on the two monitoring points,

Nový Rokytník and Úpice up to a distance of 6.2 and 8.2 km from the Trutnov power plant respectively. The average yearly F-concentration in the air, during the study period indicated a similar trend to that of SO₂ decrease of pollution down from the power plant (Fig. 3).

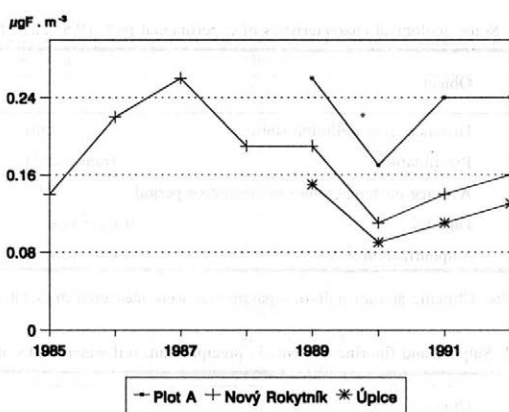
IV. S- and F-content in current-year needles of spruce and pine species (Pašutová, 1985)

Object	Experimental plot		
	A	B	C
S-content (% dry matter)			
<i>Picea abies</i>	0.230	0.267	0.118
<i>Picea omorica</i>	0.224	0.200	0.104
<i>Picea pungens</i>	0.076	0.060	0.059
<i>Pinus sylvestris</i>	0.108	0.079	0.054
<i>Pinus n. austriaca</i>	0.097	0.107	0.078
<i>Pinus n. laricio</i>	0.091	0.101	0.064
<i>Pinus contorta</i>	0.086	0.078	0.045
<i>Pinus strobus</i>	0.129	0.145	0.064
F-content (ppm dry matter)			
<i>Picea abies</i>	15.0	16.4	4.9
<i>Picea omorica</i>	7.8	9.6	4.3
<i>Picea pungens</i>	7.4	n.d.	3.1
<i>Pinus sylvestris</i>	8.5	7.1	2.6
<i>Pinus n. austriaca</i>	4.6	8.1	2.1
<i>Pinus n. laricio</i>	5.6	4.5	2.6
<i>Pinus contorta</i>	4.2	2.6	2.5
<i>Pinus strobus</i>	12.3	12.3	5.6

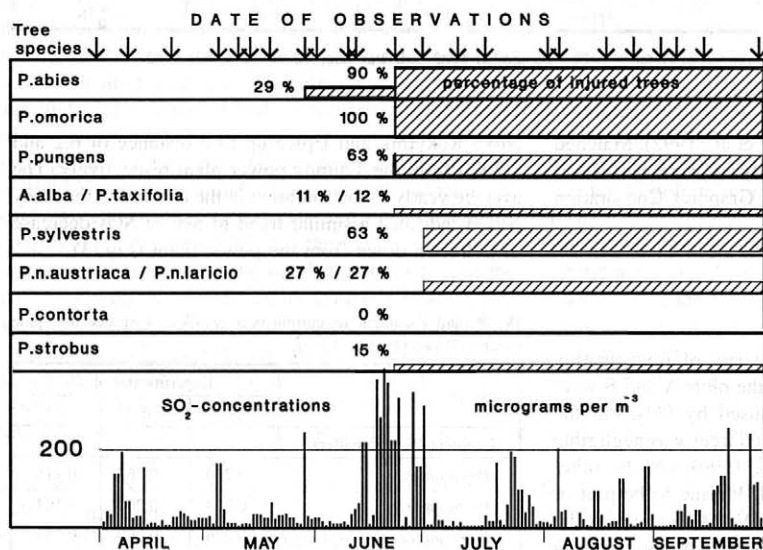
Note: Needles were sampled in September 1982
n. d. – no data



2. Average annual SO_2 -concentrations in the air on experimental plot A and at monitoring stations Nový Rokytník and Úpice



3. Average annual F-concentrations in the air on experimental plot A and at monitoring stations Nový Rokytník and Úpice



4. Course of daily SO_2 -concentrations on experimental plot A in the growing period 1992, and necrosis occurrence of tested coniferous species (% of injured trees)

Despite observing injury symptoms, the effect of acute emission stress could not be shown during the first five years of the experiment (1978–1982). Some of the observed injury was caused by natural environmental stresses such as drought and frost (Balcar, 1984, 1986). The first acute injury symptoms actually caused by emission stress were registered in the summer of 1983 when the tested plantations were under double ecological stress – drought and high SO_2 -concentrations (an average daily concentration of over $300 \mu\text{g SO}_2\cdot\text{m}^{-3}$). Of the tested tree species, leaf necroses were observed on *Picea abies*, *Picea omorica*, *Picea pungens*, and *Pinus strobus* grown on plots A and B while there were no injured trees on plot C.

From 1978 to 1992, acute injury symptoms were observed 10 times after high SO_2 -concentrations in the

air (Tab. VI). Pine species were also damaged at the end of August 1989 after average weekly air F-concentrations of 0.82 and $0.72 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and at the beginning of September 1990 after F-concentrations of $0.59 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ and average daily SO_2 -concentrations of $169 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Tab. VII). The severest air pollution stress was observed in the vegetative period 1992 (Fig. 4).

According to the Two Matched Samples Test results no significant differences in injury occurrence between experimental plot A and B has been found in *Picea* species and *Pinus strobus* during the study period. (Significance level: *Picea abies* 0.87, *Picea omorica* 0.69, *Picea pungens* 0.18, *Pinus strobus* 0.49.) Other species were not tested, because of low frequency of injury.

Injury symptoms – leaf necroses – appeared on the youngest needles. As a rule, only the current-year nee-

Experimental plot A												
Class*	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December
> 300	3	4	2	0	1	3	0	0	0	0	3	2
151–300	11	19	10	5	4	4	2	2	4	5	6	9
101–150	13	14	9	7	4	3	2	3	5	7	7	10
51–100	25	26	21	21	14	10	10	8	11	14	18	28
31–50	21	14	23	22	20	17	13	15	14	20	23	21
21–30	13	10	14	21	15	14	11	15	17	17	17	14
11–20	9	11	15	19	23	20	24	23	23	25	21	11
< 11	5	2	6	5	19	29	38	34	26	12	5	5
	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Monitoring station Nový Rokytník												
Class*	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December
> 300	3	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
151–300	3	7	3	1	0	1	0	0	1	1	4	5
101–150	9	8	4	2	2	1	0	1	2	2	3	5
51–100	25	26	13	11	6	2	3	5	4	7	12	16
31–50	23	21	27	17	13	11	7	9	13	15	17	28
21–30	14	14	16	15	16	12	10	9	13	14	23	16
11–20	12	12	20	26	24	26	22	19	23	24	22	17
< 11	11	11	17	28	39	47	58	57	44	37	18	12
	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100
Monitoring station Ůpice												
Class*	January	February	March	April	May	June	July	August	September	October	November	December
> 300	2	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
151–300	7	9	2	0	0	0	0	0	2	0	1	3
101–150	13	11	3	0	0	0	0	0	2	0	4	6
51–100	36	33	19	6	1	1	0	2	3	7	19	23
31–50	23	25	27	19	7	5	2	3	5	17	20	26
21–30	8	13	21	26	14	9	10	6	15	20	21	18
11–20	8	6	19	31	30	35	25	27	34	30	22	15
< 11	3	2	9	18	48	50	63	62	39	26	13	8
	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100	100

Note: * classes of daily SO₂-concentration in $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$

dles were injured. Necroses on the previous-year needles were found in two April terms (1989 and 1991) before budbreak. Necrotic needles were mostly found on the upper part of tree crowns. Some needles were completely dead, others with necrotic tip parts. The colour of necroses differed according to the species – light red-brown on *Picea abies* and *Pseudotsuga menziesii*, light brown on *Picea omorica*, brown on *Abies alba*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra austriaca*, *Pinus nigra laricio*, *Pinus contorta* and light purplish brown on *Picea pungens* and *Pinus strobus*. The tone of necrotic colour changed from light to dark during approximately one month after injury occurrence. This type of injury, leaf necroses, is shown in Figs. 5 and 6.

Picea abies was injured most often (10 times) – although it showed great variability in its tolerance to

acute air pollution stress. The most sensitive trees showed leaf necrosis after daily SO₂-concentrations of about 200 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, while the most tolerant individuals remained without any symptoms of injury after being exposed to SO₂-concentrations higher than 400 $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. No remarkable differences in height between sensitive and tolerant trees was found until 1986 when trees markedly injured previously (e.g. 1986) were injured more often and grew more slowly than the tolerant ones during the next years (1986–1991, Balcar, 1993). The amount of current-year necrotic needles on damaged trees ranged between 10% and 100%. Defoliation of injured needles was rapid. Almost all necrotic needles dropped off in two months.

Picea omorica was not injured as often as *Picea abies* but, in the case of very strong air pollution stress,

VI. Percentage of individuals with leaf necroses after high SO₂-concentrations measured on plot A (%)

Year/Month		1983	1986	1986	1989	1989	1990	1991	1991	1992	1992
Species	Plot	August	May	August	April	June	June	April	September	May	June
<i>P. abies</i>	A	40	80	57	33	38	2	13	16	29	90
	B	20	77	42	37	50	3	18	24	28	79
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. omorica</i>	A	53	0	84	0	60	0	0	0	0	100
	B	3	0	67	0	72	0	0	0	0	86
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. pungens</i>	A	63	0	39	0	14	0	0	0	0	63
	B	10	0	4	0	26	0	0	0	0	14
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>A. alba</i>	A	n.d.	0	0	0	16	0	0	0	0	11
	B	n.d.	0	0	0	15	0	0	0	0	4
	C	n.d.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. menziesii</i>	A	n.d.	0	18	0	6	0	0	0	0	12
	B	n.d.	0	65	0	27	0	0	0	0	0
	C	n.d.	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. sylvestris</i>	A	0	0	32	0	0	0	0	0	0	63
	B	0	0	19	0	0	0	0	0	0	0
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. n. austriaca</i>	A	0	0	28	0	0	0	0	0	0	27
	B	0	0	0	0	0	0	0	0	0	42
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. n. laricio</i>	A	0	0	4	0	0	0	0	0	0	27
	B	0	0	4	0	0	0	0	0	0	47
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. contorta</i>	A	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	B	0	0	10	0	0	0	0	0	0	0
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>P. strobus</i>	A	100	0	53	0	0	0	0	8	0	15
	B	75	0	55	0	0	0	0	35	0	47
	C	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Note: n.d. – no data

the percentage of damaged trees was larger. The amount of current-year necrotic needles was up 90%. A part of the necrotic needles were shed shortly after injury, while the rest remained on trees more than six months.

Picea pungens showed injury symptoms less often than other spruce species. Although the time of leaf necrosis occurrence was approximately the same in comparison with *Picea omorica*, the number of damaged trees (Tab. VI) and amount of injured current-year needles was distinctly lower (up to 70%). The persistence of necrotic needles was higher than that of *Picea abies* and *Picea omorica*.

Abies alba was injured by acute air pollution stress only twice. The percentage of injured trees was low (4–16%), and the amount of necrotic needles was negligible (up to 10%). No defoliation due to air pollution injury has been observed.

Pseudotsuga menziesii showed leaf necroses after severe air pollution stress three times. There was a higher percentage of injured trees (6–65%) than for previous species. The proportion of necrotic needles was also high (up to 80%).

Pinus sylvestris was injured after acute emission stress three times. The number of trees with necroses ranged from 10% to 63%, with the proportion of necrotic needles up to 90% of the whole foliage of any particular tree.

Both subspecies of *Pinus nigra* (*P. n. austriaca* and *P. n. laricio*) reacted to severe air pollution loads similarly. They were injured four times, the percentage of trees with injury ranging from 4% to 63%, and up to 100% of the current year needles were necrotic.

Pinus contorta showed the highest tolerance to pollution stress of all tested coniferous species. It was injured only once in the course of 15 year's observation,

VII. Percentage of tested pines with occurrence of leaf necroses at the end of summer in 1989 and 1990 (%)

Observation Year/Month		1989	1990
Species	Experimental plot	August	September
<i>Pinus sylvestris</i>	A	10	0
	B	9	0
	C	0	0
<i>Pinus nigra austriaca</i>	A	56	0
	B	67	0
	C	0	0
<i>Pinus nigra laricio</i>	A	33	0
	B	53	0
	C	0	0
<i>Pinus contorta</i>	A	0	0
	B	0	0
	C	0	0
<i>Pinus strobus</i>	A	12	19
	B	53	43
	C	0	0



5. Acute injury symptoms – leaf necroses – in *Picea abies* on experimental plot A (June 1992)

only 10% of trees were injured where up to 90% of leaves were necrotic.

Pinus strobus was the most sensitive pine. It was injured 6 times. The number of injured trees ranged from 12% to 100%, with up to 100% necrotic needles. The F-content in current-year needles in the locality of plot B was 2.2 ppm (dry mass) for healthy needles and 11.0 ppm for injured ones. The necrotic tips of the needles contained 20.5 ppm F, the narrow brown zone between the necrotic and green parts contained 33.3 ppm F, and the basal green part of needles contained 8.2 ppm F.

Relationship between air pollution stress caused by SO_2 and acute injury of tested conifers was examined by simple linear regression. The highest mean-day SO_2 -concentrations measured on the plot A before injury were regarded as an indicator of pollution load influencing tested trees on the plots A and B (Tab. VIII). Percentage of injured trees (in accordance with species and plots) was compared with pollution doses represented by the highest one-day SO_2 -concentration, then by the sum of two-day SO_2 -concentrations,... etc. up to the sum of eight highest SO_2 -concentrations measured during the last 50 days before the injury occurrence (Tab. VIII). According to the results, correlation coefficient increases (in majority of species) up to four-day or five-day doses (Tab. IX). It can be stated that the percentage of injured trees has not been influenced only by the one-day highest SO_2 -concentration, but also by high concentration of SO_2 in several other days. Closer relationship (in majority of species) between injury and pollution stress on plot A in comparison with plot B can be explained by location of a measuring station just on plot A. (Experimental plot C with no injury occurrence



6. Acute injury symptoms – leaf necroses – in *Abies alba* and *Picea pungens* on experimental plot A (June 1992)

has not been taken into account.) Statistical relationship between injury and SO_2 -concentration has been found as significant (95% level) in *Picea abies*, *Pinus nigra austriaca*, and *Pinus nigra laricio* on both polluted plots (A and B), in *Pinus sylvestris* on plot A only.

Simple linear regression lines of pollution – injury relationship have been constructed for the tested *Picea* species (Fig. 7). According to the slope of *Picea abies* and *Picea omorica* lines, it is obvious that, within the mentioned SO_2 -concentration limits, percentage of injured trees increased rapidly especially on plot A. On plot B, pollution stress was expected to be somewhat different, but the actual difference was not too big. *Picea pungens* lines show higher tolerance of this species to pollution stress. It was apparent particularly on plot B with a low number of injured trees. The regression lines were not constructed for other tested tree

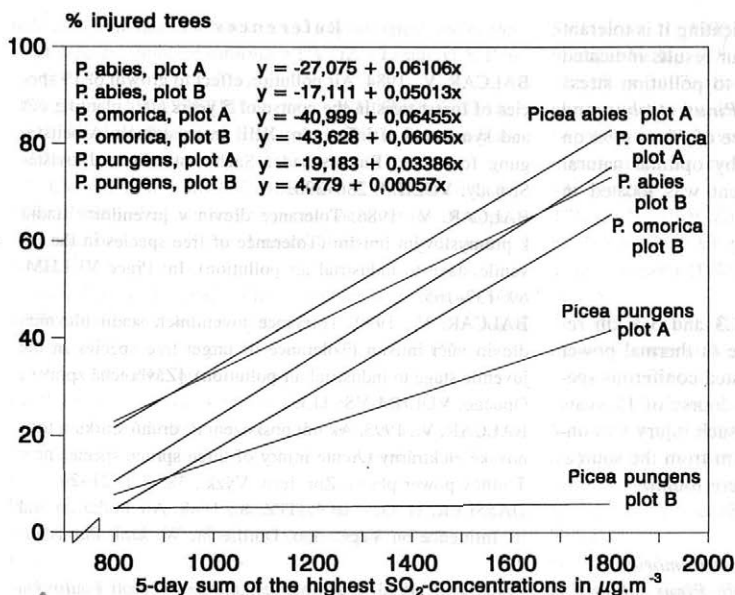
VIII. The highest daily SO₂-concentrations on plot A before acute injury and x-day sums of SO₂-concentrations

The highest daily SO ₂ -concentrations (µg.m ⁻³)										
No	1983	1986	1986	1989	1989	1990	1991	1991	1992	1992
	August	May	August	April	June	June	April	September	May	June
1	313	359	445	436	180	238	344	303	244	407
2	147	270	320	209	180	238	241	190	164	379
3	119	204	262	193	168	189	233	149	164	371
4	111	200	235	193	160	74	201	144	154	333
5	111	189	168	148	126	61	196	144	64	282
6	91	120	154	138	89	60	196	132	47	244
7	86	115	153	138	84	60	185	132	42	223
8	79	106	148	117	56	47	129	119	37	223
Sums of the highest daily SO ₂ -concentrations (µg.m ⁻³)										
Sum of Nos	1983	1986	1986	1989	1989	1990	1991	1991	1992	1992
	August	May	August	April	June	June	April	September	May	June
1	313	359	445	436	180	238	344	303	244	407
1-2	460	629	765	645	360	476	585	493	408	786
1-3	579	833	1,027	838	528	665	818	642	572	1,157
1-4	690	1,033	1,262	1,031	688	739	1,019	786	726	1,490
1-5	801	1,222	1,430	1,179	814	800	1,215	930	790	1,772
1-6	892	1,342	1,584	1,317	903	860	1,411	1,062	837	2,016
1-7	978	1,457	1,737	1,455	987	920	1,596	1,194	879	2,239
1-8	1,057	1,563	1,885	1,572	1,043	967	1,725	1,313	916	2,462

IX. Relationship between air pollution load (sums of the highest x-days SO₂-concentrations) and percentage of injured trees (simple correlation coefficients)

Species	P	x-day sums of the highest SO ₂ -concentrations on plot A															
		1 day		2 days		3 days		4 days		5 days		6 days		7 days		8 days	
		r	sg	r	sg	r	sg	r	sg	r	sg	r	sg	r	sg	r	sg
<i>Picea abies</i>	A	0.49	-	0.62	-	0.64	*	0.69	*	0.71	*	0.68	*	0.66	*	0.65	*
	B	0.37	-	0.52	-	0.56	-	0.63	*	0.66	*	0.64	*	0.62	-	0.62	-
<i>Picea omorica</i>	A	0.26	-	0.42	-	0.49	-	0.52	-	0.53	-	0.52	-	0.51	-	0.52	-
	B	0.14	-	0.39	-	0.49	-	0.55	-	0.55	-	0.54	-	0.53	-	0.53	-
<i>Picea pungens</i>	A	0.31	-	0.37	-	0.39	-	0.41	-	0.42	-	0.42	-	0.41	-	0.42	-
	B	-0.34	-	-0.20	-	-0.09	-	-0.02	-	0.02	-	0.03	-	0.03	-	0.04	-
<i>Abies alba</i>	A	-0.33	-	-0.14	-	-0.01	-	0.08	-	0.13	-	0.14	-	0.14	-	0.14	-
	B	-0.51	-	-0.39	-	-0.29	-	-0.21	-	-0.16	-	-0.15	-	-0.14	-	-0.14	-
<i>Pseudotsuga menziesii</i>	A	0.43	-	0.59	-	0.64	-	0.66	-	0.63	-	0.61	-	0.60	-	0.59	-
	B	0.21	-	0.25	-	0.23	-	0.22	-	0.19	-	0.16	-	0.15	-	0.15	-
<i>Pinus sylvestris</i>	A	0.52	-	0.74	*	0.83	*	0.85	*	0.84	*	0.83	*	0.82	*	0.82	*
	B	0.47	-	0.49	-	0.44	-	0.41	-	0.36	-	0.33	-	0.32	-	0.31	-
<i>P. nigra austriaca</i>	A	0.59	-	0.78	*	0.82	*	0.83	*	0.80	*	0.78	*	0.77	*	0.77	*
	B	0.32	-	0.54	-	0.66	*	0.70	*	0.72	*	0.72	*	0.72	*	0.72	*
<i>P. nigra laricio</i>	A	0.39	-	0.62	-	0.73	*	0.77	*	0.78	*	0.78	*	0.77	*	0.77	*
	B	0.36	-	0.59	-	0.70	*	0.74	*	0.75	*	0.76	*	0.75	*	0.75	*
<i>Pinus concorta</i>	A	no acute injury symptoms															
	B	0.47	-	0.49	-	0.44	-	0.41	-	0.36	-	0.33	-	0.32	-	0.31	-
<i>Pinus strobus</i>	A	0.22	-	0.08	-	0.00	-	-0.03	-	-0.03	-	-0.03	-	-0.03	-	-0.02	-
	B	0.36	-	0.31	-	0.27	-	0.25	-	0.26	-	0.27	-	0.27	-	0.29	-

Note: Column P – experimental plot (experimental plot C with no injury symptoms is omitted), r – simple correlation coefficient, sg – test of significance (level 0.05), * significant, – non significant



7. Simple linear regression of the relationship between SO_2 and frequency of acute injury in *Picea abies*, *Picea omorica*, and *Picea pungens*

species because of not so frequent injury occurrence. *Pinus strobus* was injured four times after high average day SO_2 -concentrations in the course of the study period, but showed low degree of correlation coefficient. The injury of this species was probably strongly influenced by some other factors than SO_2 .

DISCUSSION

The air pollution situation near the Trutnov power plant was analysed by Tesař (1979). According to his results, the exposure time on plot A (occurrence of harmful SO_2 -concentrations in the air) is half of the non-exposure time (almost without SO_2 -concentrations). Therefore it is believed that the threshold doses capable to cause acute injury to sensitive trees ($468 \mu g SO_2 \cdot m^{-3}$ for 8 hours, Linzon, 1978; $790-1,570 \mu g SO_2 \cdot m^{-3}$ for 3 hours, Smith, 1990) could be reached on days with average concentrations of about $160 \mu g SO_2 \cdot m^{-3}$. With exception of pine species in August 1989 and September 1990 (Tab. VII) SO_2 -concentrations before each of the above-mentioned injury attained this amount (Tab. VI), so the air pollution load on the experimental plot is regarded as sufficient to cause acute stress. Leaf necroses can occur with fluoride concentrations of approximately $0.8 \mu g \cdot m^{-3}$ (Krause, 1987). According to Materna (1978), leaf necroses could be induced by emission doses of $1.3 \mu g HF \cdot m^{-3} \cdot 7$ days for *Pinus strobus*, $1.3 \mu g HF \cdot m^{-3} \cdot 10$ days for *Picea abies*, and $4.2 \mu g HF \cdot m^{-3} \cdot 10$ days for *Pinus nigra*. Although emission doses were lower on our experimental plots (the highest average weekly F-concentration in plot A was about $0.8 \mu g F \cdot m^{-3}$), leaf

necroses appeared on some tested species. It is believed that the influence of long lasting stress ($SO_2 + F$) contributed to development of these injury symptoms, but there is little information about the combined effect of SO_2 and F. F-content in tested tree needles was significantly higher on plots A and B (by comparison with plot C, Tab. IV), and especially in sensitive species *Picea abies* and *Pinus strobus*. The F-accumulation in the narrow zone between the necrotic tip part and green basal part of needles, as found in *Pinus strobus*, agrees with the results of Jamrich (1972) obtained on *Pinus sylvestris* under heavy F-immission stress near an aluminium smelter in central Slovakia. For these reasons F-compounds are regarded as a secondary factor in air pollution stress that induced acute injury on experimental plots near the Trutnov power plant.

These results confirm the great variability of tolerance of young *Picea abies* trees to acute air pollution stress. Nearly 30% of them were the most sensitive types of the experiment (cf. with Guderian, 1977; Materna, 1978; Krause, 1987; Dässler, Börtitz, 1988; Smith, 1990). The higher tolerance of *Picea pungens* and *Picea omorica* to emissions has also been proved yet (Pokorný, 1977; Samek, 1980; Tesař, 1981; Peřina et al., 1984; Vančura, 1988), but according to the experimental plantations near Trutnov, *Picea omorica* is more susceptible to acute pollution stress than it should be presumed. Tested pine species, except *Pinus strobus*, showed higher pollution tolerance than various species of spruce (cf. with Smith, 1990). The most tolerant pine species was *Pinus contorta*. Information regarding *Abies alba* is ambiguous with some studies showing it to be sensitive to air pollution (Samek et al., 1963;

Guderian, 1977), and others indicating it is tolerant (Ferda, 1953; Smith, 1990). Our results indicated that *Abies alba* was more tolerant to pollution stress than all three species of *Picea*, *Pinus strobus* and *Pseudotsuga menziesii*. The tolerance of *Abies alba* on our plots was probably increased by optimal natural growing conditions – the experiment was located in a „fir-beech“ vertical zone.

CONCLUSIONS

On experimental plots located 1.3 and 3.3 km respectively from the emission source (a thermal power plant), acute injury symptoms on tested coniferous species were observed 12 times in the course of 15 years observation (1978–1992), while no such injury was observed on another plot located 8.6 km from the source. In the injury cases, leaf necroses were found:

- 10 times on *Picea abies*,
- 6 times on *Pinus strobus*,
- 4 times on *Picea pungens* and *Picea omorica*,
- 3 times on *Pseudotsuga menziesii*, *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra austriaca*, and *Pinus nigra laricio*,
- twice times on *Abies alba*,
- once time on *Pinus contorta*.

Relationship between acute injury of *Picea abies* and pollution stress caused by SO_2 -concentrations in the air was obvious (proved by simple regression analysis). Relations between high concentrations of SO_2 and injury of *Picea omorica* were clear as well, but the frequency of injured trees did not correlate significantly with air pollution load. Looser injury-stress relation has been found in *Picea pungens*, which was more tolerant than the latter spruce species, but not so tolerant as *Abies alba*. Relationship between SO_2 -pollution stress and injury of *Pinus sylvestris*, *Pinus nigra austriaca*, *Pinus nigra laricio* and (in lower level) *Pseudotsuga menziesii* seems to be evident, but low frequency of injury symptoms occurrence is not sufficient for detailed statistical analyses. Frequently injured *Pinus strobus* is more susceptible to acute pollution stress than other pine species, but it seems to be more influenced by other factors (probably fluorine) than by SO_2 .

The obtained results indicated that some tree species currently recommended for afforestation in air polluted areas, such as *Picea omorica* and *Pinus strobus*, need not be suitable for growing in the vicinity of big pollution sources, because they are often injured by severe emission stress. On the other hand, more attention should be paid to planting of *Abies alba* in the highland forests, because of its higher tolerance to acute pollution stress than in some other coniferous species. The most tolerant species (according to this experiment) – *Pinus contorta* – can be recommended for heavily-polluted areas where the choice of tree species is strongly limited. The results of our research show a great variability of *Picea abies* sensitivity to high pollution stress. Acute injury symptoms can indicate those sensitive types that could be eliminated by selective cutting.

References

- BALCAR, V., 1984. Air pollution effect to growth of 19 species of forest trees in the course of 5 years after planting out and symptoms of injury. In: XIII. Internationale Arbeitstagung forstlicher Rauchschaden-Sachverständiger. Jilovistě-Strnady, VÚLHM: 286–298.
- BALCAR, V., 1986. Tolerance dřevin v juvenilním stadiu k průmyslovým imisím (Tolerance of tree species in the juvenile stage to industrial air pollution). In: Práce VÚLHM, 69: 137–165.
- BALCAR, V., 1990. Tolerance juvenilních stadií hlavních dřevin vůči imisím (Tolerance of target tree species in the juvenile stage to industrial air pollution). [Závěrečná zpráva.] Opočno, VÚLHM-VS: 113.
- BALCAR, V., 1993. Akutní poškození tří druhů smrku u trutnovské elektrárny (Acute injury of three spruce species near Trutnov power plant). Zpr. lesn. Výzk., 38, č. 1: 21–26.
- DÄSSLER, H. G. – BÖRTITZ, S., 1988. Air Pollution and its Influence on Vegetation. Dordrecht, W. Junk Publisher: 223.
- FERDA, J., 1953: Odolnost lesních dřevin proti kouřovým plynům (Forest tree species resistance to smoke gasses). Lesn. Práce, 32: 458–464.
- FIALA, J. – SLÁDEČEK, J. – HÜNOVÁ, I. – OSTATNÍKÁ, J. – DVOŘÁKOVÁ, M. – NOVÁK, V., 1995. Znečištění ovzduší na území České republiky a chemické složení srážek. Souhrnný roční tabelární přehled 1994 (Air pollution and chemical composition of precipitation in the Czech Republic area. Survey 1994). Praha, Český hydrometeorologický ústav: 367.
- GUDERIAN, R., 1977. Air Pollution and Forests. Berlin, Springer Verlag: 112.
- INNES, J. L., 1993. Forest Health. Its Assessment and Status. Cambridge, CAB International: 677.
- JAMRICH, V., 1972. Lokalizácia, akumulácia a väzba fluóru ako továrnskej imisie v pletivách orgánov borovice sosny, *Pinus silvestris* L. (Localization, accumulation and linkage of fluorine as a factory immission in the tissues of the organs of Scots pine, *Pinus silvestris* L.) In: Zbor. ved. prác LF VŠLD Zvolen, 14: 89–98.
- KRAUSE, G. H. M., 1988. Impact of Air Pollutants on Above-Ground Plant Parts of Forest Trees. Dordrecht, D. Reidel Publ. Comp.: 49.
- LINZON, N. S., 1978. Effects of Air-borne Sulfur Pollutants on Plants. In: Sulfur in the Environment. Part II. Ecological impacts. New York, J. Wiley: 109–161.
- LOCHMAN, V. – TESAŘ, V., 1985. Impact of Emission from a Power Plant on Soil Water Chemistry and Storage of Available Geobioses in the Soil. In: Air Pollution and Stability of Coniferous Forest Ecosystems. Inter. Symp., Brno, VŠZ: 155–164.
- LOCHMAN, V. – BALCAR, V. – TESAŘ, V., 1992. Vliv imisí na chemismus srážkové a půdní vody v okolí trutnovské elektrárny (The influence of air pollutants on the chemistry of precipitation and soil water in the neighbourhood of Trutnov power station). In: Práce VÚLHM, 77: 101–127.
- MATERNA, J., 1978. Vliv průmyslových exhalací na lesní dřeviny. Fyziologické a ekologické aspekty (The effect of

industrial emissions on forest trees. Physiological and ecological aspects). Studijní informace ÚVTIZ – Lesnictví 5. Praha, ÚVTIZ: 76.

NETER, J. – WASSERMAN, W. – WHITMORE, G. A., 1992. Applied Statistics. Englewood Cliffs, Prentice-Hall: 989.

PALLMANN, H. – EICHENBERGER, E. – HASLER, A., 1940. Prinzip einer neuen Temperaturmessung für ökologische und bodenkundliche Untersuchungen. Bodenkundl. Forsch., 7: 53–71.

PASUTHOVÁ, J., 1985. Vliv vysokých koncentrací SO₂ a HF na vybraný sortiment dřevin (The influence of high concentrations of SO₂ and HF on the selected tree species). In: Práce VÚLHM, 66: 313–338.

PEŘINA, V. et al., 1984. Obnova a pěstování lesních porostů v oblastech postižených imisemi (Forest stand regeneration and growing in regions affected by industrial immissions). Praha, SZN: 173.

POKORNÝ, J., 1977. Cizokrajné smrky zaváděné v Krušných horách (Introduction of exotic spruce species to the Krušné hory Mts. area). Lesn. Práce, 56: 213–216.

SAMEK, V., 1980. Vyhodnocení výsadeb exot v imisních oblastech (Assessment of exotic species plantations in the air polluted regions). [Závěrečná zpráva.] Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 41.

SAMEK, V. – MATERNA, J. – VINŠ, B., 1963. Zásady hospodaření v lesních porostech poškozených kouřem (Principles of management in the forest stands damaged by smoke). In: Práce výzk. Úst. lesn., 26: 187–205.

SMITH, W. H., 1990. Air Pollution and Forests. New York, Springer Verlag: 618.

TESAŘ, V., 1973. Použití neobjemové sumační metody stanovení kysličníku siřičitého v ovzduší pro lesnické účely (Application of nonvolume method for sulphur dioxide estimation in the air for forestry purposes). In: Práce VÚLHM, 43: 181–201.

TESAŘ, V., 1979. Znečištění ovzduší kysličníkem siřičitým na Trutnovsku (Air pollution with sulphur dioxide within Trutnov region). [Dílčí závěrečná zpráva.] Opočno, VÚLHM-VS: 52.

TESAŘ, V., 1981. Růst dřevin v obnovním cíli při silném ohrožení imisemi na Trutnovsku (Tree species growth in heavy air polluted areas near the Trutnov town). Zpr. lesn. Výzk., 26, č. 2: 16–20.

VANČURA, K., 1988. Zjištění rozdílů v odolnosti různých druhů smrků k imisím (Determination of resistance differences in various spruce species to the immissions). [Podkladová zpráva pro závěrečné oponentní řízení.] Jiloviště-Strnady, VÚLHM: 31.

WEST, P. W. – GAEKE, G. C., 1956. Fixation of Sulphur Dioxide as Disulfidomercurate (and Subsequent Colorimetric Estimation). Analyt. Chem., 28: 1816–1819.

STATGRAPHICS, 1991. Statistical graphics system by Statistical Graphics Corporation. Version 5. Rockville, Maryland.

Received 3. May 1996

AKUTNÍ POŠKOZENÍ DESETI DRUHŮ JEHLIČNANŮ IMISEMI NA TRUTNOVSKU

V. Balcar

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 517 73 Opočno

Na jaře 1978 byl v blízkosti elektrárny Trutnov-Poříčí založen výsadbový pokus, jehož cílem bylo hodnocení tolerance lesních dřevin v juvenilním stadiu vůči průmyslovým imisím. Kromě ovlivněných testovaných kultur dlouhodobou imisní zátěží bylo předmětem výzkumu i poškození akutní. Zjišťování výskytu jeho symptomů – listových nekrot – probíhalo od založení výsadeb do roku 1992. K eliminaci reakce dřevin na přirozené ekologické stresy (např. sucha a mraz) byly výsledky šetření získané na dvou plochách vystavených silnému imisnímu zatížení (plocha A 1,3 km vzdálená od elektrárny a plocha B vzdálená 3,3 km) porovnávány s vývojem na ploše kontrolní (plocha C byla ve vzdálenosti 8,6 km od elektrárny) se znečištěním ovzduší na úrovni imisního pozadí. Nadmořská výška pokusných ploch se pohybovala kolem 500 m n. m., dlouhodobý roční úhrn srážek dané oblasti činí 778 mm a průměrná roční teplota 6,8 °C.

Z neopadavých jehličnanů byly pro pokus vybrány druhy vhodné do středních až vyšších poloh, a to jak

domácí – smrk ztepilý (*Picea abies* Karst.), borovice lesní (*Pinus sylvestris* L.) a jedle bělokora (*Abies alba* Mill.), tak introdukované, doporučené do imisních oblastí – smrk omorika (*Picea omorica* Purk.), smrk pichlavý (*Picea pungens* Engelm.), borovice černá rakouská (*Pinus nigra* ssp. *austriaca* Asch. et Gr.), borovice černá korsická (*Pinus nigra* ssp. *laricio* Novák), borovice pokroucená (*Pinus contorta* Dougl.), borovice vejmutovka (*Pinus strobus* L.) a douglaska tisolistá (*Pseudotsuga menziesii* Franco). Kontroly výskytu příznaků akutního poškození se prováděly do roku 1987 zhruba v měsíčních intervalech, později v intervalech asi 14denních. Evidoval se počet jedinců, vykazujících symptomy poškození, podíl nekrotického jehličí i jehličí opadaného.

Sledování dynamiky růstových podmínek probíhalo ve dvou fázích. V období 1978–1982 byla na pokusných plochách kvantifikována depozice prашných částic, suchá depozice sirných sloučenin, množství srážek a chemismus srážek, půdy a půdní vody. V průběhu ve-

getačního období se zjišťovalo kolísání půdní vlhkosti, teploty vzduchu a půdy. Přímá měření koncentrací SO_2 (standardní aspirační metodou) probíhala na ploše nejbližší emisnímu zdroji (plocha A) a na dvou místech v okolí pokusných ploch B a C – v Novém Rokytě a v Úpici. V období 1983–1992 pokračovalo měření koncentrací SO_2 , srážek na ploše A a sledování chemismu půdních vod. Bylo zavedeno měření koncentrací F v ovzduší.

Matematicko-statistickými metodami byl zjišťován vztah podílu jedinců vykazujících symptomy akutního poškození a koncentracemi SO_2 v ovzduší. Byla počítána korelace mezi četností poškozených jedinců a imisní zátěží reprezentovanou nejvyšším denním průměrem, dále pak součtem dvou, tří... až osmi nejvyšších denních průměrů v období do 50 dnů před poškozením (tab. IX).

V průběhu 15 let výzkumných šetření byly symptomy akutního poškození – listové nekrózy – zjištěny na obou plochách exponovaných vůči imisím (plocha A a B) 12krát. Poškození smrku ztepilého zpravidla předcházely denní průměry koncentrací SO_2 nad $200 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, u ostatních jehličnanů nad $300 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. U testovaných druhů borovic byly symptomy poškození zjištěny i bez předchozích vyšších zatížení SO_2 (tab. VII). Na ploše kontrolní (plocha C) se akutní poškození nevyskytlo. Z testovaných dřevin byl nejčastěji poškozen smrk ztepilý (12krát), dále pak borovice vejmutovka (šestkrát), smrk pichlavý (čtyřikrát), smrk omorika (čtyřikrát), douglaska tisolistá (třikrát), boro-

vce lesní (třikrát), borovice černá korsická a rakouská (třikrát), jedle bělokorá (dvakrát) a borovice pokroucená (jednou). Vztah mezi četností výskytu akutního poškození a imisním zatížením oxidem siřičitým byl průkazný u smrku ztepilého. Patrná souvislost mezi koncentracemi SO_2 a četností poškození byla i u smrku omoriky, výsledky korelační analýzy však statisticky průkazné nebyly (zřejmě pro nižší frekvenci výskytu). Rovněž borovice lesní a oba poddruhy borovice černé vykazují určitou shodu mezi kvantitou listových nekróz a předchozími koncentracemi SO_2 (tab. IX). Značnou schopnost snášet uvedené akutní stresy vykazovala borovice pokroucená a jedle bělokorá.

Z výsledků je zřejmá poměrně nízká tolerance k nárazům imisní zátěže i u některých introdukovaných dřevin, dříve do imisních oblastí doporučovaných – borovice vejmutovky a smrku omoriky. Naopak jedle bělokorá, často považovaná za dřevinu k imisím velmi citlivou, se v daných podmínkách projevuje jako tolerantní. Výsledky rovněž ukazují vysokou variabilitu v citlivosti naší nejrozšířenější dřeviny – smrku ztepilého. Vzhledem k těsné souvislosti imisního poškození s růstovými podmínkami jsou ve výsledcích uvedeny vybrané ekologické charakteristiky lokalit pokusných ploch včetně dynamiky imisní zátěže.

Závěr výzkumných šetření (konec roku 1992) spadá do období výrazného poklesu znečištění ovzduší v dané oblasti. V současné době se již symptomy akutního poškození na pokusných výsadbách (s výjimkou borovice vejmutovky) nevyskytují.

Contact Address:

Ing. Vratislav Balcar, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 517 73 Opočno, Česká republika

ULTRANÍZKOOBJEMOVÁ LETECKÁ APLIKACE V OCHRANĚ LESA

ULV AERIAL APPLICATION IN FOREST PROTECTION

M. Švestka¹, J. Novotný²

¹ Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady, pracoviště Znojmo, Dvořákova 21, 669 02 Znojmo

² Lesnícky výzkumný ústav, Výskumná stanica, 969 23 Banská Štiavnica

ABSTRACT: A Czechoslovak-Canadian ULV air-application technology project was realized in the years 1991–1992. The goals of the project were to transfer and modify Canadian technology and experience with ULV air application of microbial and chemical insecticides for leaf eating insect control into the former Czechoslovakia forest protection. Two field experimental applications were carried out in spruce and oak forests during 1992. The total sprayed area was 800 ha and experts from both sides have participated in these trials. The experimental and practical ULV technology spray program was used for control of *Lymantria dispar* and *Lymantria monacha* on the plot of 41,700 ha from 1992 to 1995. The airplane Z-37-Turbo with rotation atomizers Micronaire AU 4000 was used as an equipment for ULV application of Foray FC, Trebon 30 EC, Trebon 10 F, Dimilin 45 ODC and Dimilin 48 SC.

ULV air-application; microbial and chemical insecticides; forest protection

ABSTRAKT: V letech 1991–1992 byl uskutečněn společný čs.-kanadský výzkumný projekt, jehož cílem byl přenos a přizpůsobení kanadské technologie ULV letecké aplikace biopreparátů i chemických přípravků proti listožravým škůdcům do praxe naší ochrany lesa. Za účasti obou zúčastněných stran byly v roce 1992 uskutečněny dvě demonstrační aplikace ve smrkových a dubových porostech na celkové ploše 800 ha. V průběhu let 1992 až 1995 následovaly další výzkumné, polo-provozní a provozní ULV aplikace proti *Lymantria dispar* a *Lymantria monacha* na celkové ploše 41 770 ha. Letadlem Z-37-Turbo vybaveným rotačními atomizéry AU 4000 byly aplikovány přípravky Foray FC, Trebon 30 EC, Trebon 10 F, Dimilin 45 ODC a Dimilin 48 SC.

ULV letecká aplikace; mikrobiální a chemické insekticidy; ochrana lesa

ÚVOD A PROBLEMATIKA

Při ošetřování lesních dřevin proti hmyzím škůdcům jsou nejčastěji rozptylovány kapalné insekticidní přípravky. Každou aplikaci insekticidní kapaliny v ochraně lesa je možné posuzovat ze dvou hledisek: jednak podle dávky aplikovaného přípravku na plošnou jednotku ($\text{litry} \cdot \text{ha}^{-1}$), jednak podle dosažené pokryvnosti, tj. počtu kapek na cm^2 . Druhé hledisko vychází z biologického vyhodnocení, které spočívá ve zjištění účinnosti, tj. mortality, resp. snížení populační hustoty škůdce nebo snížení rozsahu poškození (defoliace). Úspěšný zásah předpokládá aplikovat s ohledem na citlivost škůdce v pravou chvíli potřebné množství kapaliny tak, aby bylo dosaženo optimálního pokryvu jehlic nebo listů lesních dřevin. Čím více kapek dopadne na plošnou jednotku, tím je vyšší účinnost přípravku. Pokryvnost je funkcí velikosti kapek a dávky aplikované

jichy. Zvyšování dávky insekticidní kapaliny není vhodným řešením, pokud není rozptýlena na dostatečné množství kapek. Obecně platí, že biologická účinnost insekticidních přípravků se zvyšuje se zmenšením velikosti produkovaných kapek. Se zmenšováním velikosti kapek se však v důsledku fyzikálních vlivů zvětšují obtíže s jejich dopravou do lesního porostu. Cílem je tedy aplikovat co nejmenší dávku jichy rozptýlenou na kapičky optimální velikosti, které při daných technických možnostech aplikace zabezpečí dostatečnou pokryvnost i účinnost.

V letech 1991–1992 byl realizován společný československo-kanadský výzkumný projekt, jehož cílem byl přenos a zavedení technologie hospodárné a účinné letecké aplikace insekticidních přípravků (především biologických, ale i chemických) do praxe naší ochrany lesa. Uvádíme poznatky získané v rámci uvedeného projektu i výsledky dosažené rozvíjením a uplatněním těchto poznatků v dalších letech.

Podle objemu rozptýlené insekticidní jichy na hektar jsou stanoveny tyto aplikační kategorie:

do 0,5 l.ha⁻¹ – UULV – ultraultranízkoobjemová aplikace,

od 0,5 do 5 l.ha⁻¹ – ULV – ultranízkoobjemová aplikace,

od 5 do 20 l.ha⁻¹ – LV – nízkobjemová aplikace, nad 20 l.ha⁻¹ – V – postřik.

Poznatky získané v USA (Himel, 1969) přinesly nový přístup a podstatné změny v technologii obranných zásahů proti hmyzím škůdcům v severní Americe. Ukázalo se, že aplikace insekticidů je neúčinnější, pokud je průměr kapek menší než 50 µm a optimální z hlediska účinnosti je dokonce velikost kapek v rozmezí 10–20 µm. Základní předpoklady pro uplatnění nové strategie představuje jednak zařízení schopné rozptylovat účinnou látku na požadované malé kapky, jednak přípravek formulovaný pro tento účel, jehož kapky nevysychají při pádu do porostu a odolávají smývání.

V Kanadě v provincii New Brunswick vznikla na počátku osmdesátých let výzkumná skupina, která se zabývala vývojem efektivní letecké aplikace při ochraně lesních porostů před hmyzími škůdci, zejména před obalečkou *Choristoneura fumiferana*, který dlouhodobě těžce poškozuje jehličnaté lesy v severovýchodní části severní Ameriky (Wiesner, Kettela, 1990). Výzkumná skupina sdružující vědce i praktiky z oborů lesnická entomologie, meteorologie, biochemie a letecké aplikace, která vycházela z poznatků Himela (1969), se snažila prohloubit poznání vlivů a okolností, které ovlivňují účinnost letecké aplikace insekticidních (zejména biologických) přípravků v lesních porostech. Podrobně byly studovány a ověřovány vlivy vyplývající z vlastností aplikovaných přípravků, z atomizace postřikové jichy, z pronikání kapek do lesního porostu a následného pokrytí jehlic i z etologie, populační hustoty a zdravotního stavu populace hmyzího škůdce.

Podrobný výzkum pronikání kapek přípravku do lesního porostu a dosažená pokryvnost na jehlicích lesních dřevin přinesl zjištění, že mezi dvěma stejně ošetřenými pokusnými plochami mohou být až desetinásobné rozdíly v pokrytí jehlic a až stonásobné rozdíly na jednotlivých stromech v rámci jedné pokusné plochy. Výsledky tedy ukázaly, že i při pečlivé aplikaci je pokryvnost na jednotlivých stromech velmi proměnlivá a hodnocení dosažené účinnosti je třeba vztahovat vždy k jednotlivému stromu. Na jednotlivých stromech byl určen vztah mezi pokryvností, vyjádřenou počtem kapek na jehlici, a účinností, vyjádřenou redukcí populace škůdce a stupněm defoliace. Zhodnocení a matematické vyjádření těchto vztahů v regresních křivkách pak umožnilo odvodit závislost účinnosti na dávce a potenci biopreparátu, životnosti populace škůdce a vlivech počasí po zásahu, a to i přes nevyhnutelnou proměnlivost pokryvnosti.

Výzkumy dále prokázaly, že v jehličnatých porostech je optimální velikost kapek v rozmezí 15 až 60 µm,

protože tyto kapky dobře pronikají korunami stromů a ulpívají na jehlicích. Za kvalitní je možné považovat aplikaci, kdy na jednu jehlici jedle balzámové dopadnou tři kapky přípravku. V listnatých porostech se za optimální považuje velikost kapek v rozmezí 50 až 150 µm. Koncentrovanější biopreparáty s vyšší hodnotou BIU dávají vyšší záruku dobrého účinku i při ostatních okolnostech méně příznivých.

U současných biopreparátů na bázi bakterie *Bacillus thuringiensis* kolísá účinná dávka v rozmezí 20 až 50 BIU (mezinárodních jednotek aktivity), což představuje objemovou dávku kolem 0,5 až 5 litrů na hektar. Zařízením, které umožňuje rozptýlení převážné části insekticidní jichy na kapičky požadovaných dimenzí, jsou rotační atomizéry. Testováním atomizérů Micronaire AU 4000 ve větrném tunelu v Kanadě (Irving et al., 1992) bylo zjištěno, že uvedený atomizér produkuje více než 80 % kapek v rozmezí velikosti 15 až 55 µm při průtoku 2 litry za minutu a počtu 14 000 otáček.min⁻¹.

Předpokladem kvalitní ULV aplikace je respektování povolené síly větru do 3 m.sec⁻¹ a vyloučení aplikace v době tepelné inverze i v situaci, kdy jsou jehlice i listy lesních stromů mokré. Další významnou okolností podmiňující účinnost ULV aplikace je dostatečně přesné dodržování stanovených průletů (pracovního záběru) letadla, což může umožnit využití satelitního navigačního systému.

MATERIÁL A METODIKA

V letech 1991–1992 probíhala úzká spolupráce autorů příspěvku a kanadských kolegů. Na základě poznatků získaných při studijním pobytu v Kanadě v roce 1991 proběhla příprava demonstračních pokusných aplikací v roce 1992 a v následujících letech již byla ULV aplikace uplatněna v praxi při obranných zásazích proti přemnoženým škůdcům *Lymantria dispar* a *Lymantria monacha*.

Demonstrační aplikace v roce 1992 proběhly na dvou pokusných plochách o celkové výměře 400 ha ve smrkových porostech v obvodu LS Telč a na dvou pokusných plochách o celkové výměře 400 ha v dubových porostech na LS Lanžhot. Pokusná aplikace ve smrkových porostech představovala přípravu zásahů proti *Lymantria monacha* a pokusná aplikace v dubových porostech přípravu zásahů proti *Lymantria dispar*.

Základním cílem pokusných aplikací bylo prokázat korelaci mezi dopadem kapiček na jehlice smrku a listy dubu a biologickou účinností aplikovaného přípravku (Švestka, Novotný, 1996).

Aplikace přípravku Foray FC v dávce 2,5 l.ha⁻¹ (31,75 BIU.ha⁻¹), obarveného potravinářským barvivem Rhodamin, proběhla 25. 4. 1992 ve smrkových porostech a 2. 5. 1992 v dubových porostech. Letadlo Z-37-T bylo vybaveno rotačními atomizéry Micronaire AU 4000, průtokoměrem a aplikačním monitorem. Důležité technické údaje o průběhu aplikace (čas aplikace, dávkování, otáčky atomizérů) byly zaznamenány mini-

počítačem, umístěným v letadle. Měření meteorologických podmínek (síla větru, teplota) před aplikacemi i v jejich průběhu proběhlo pomocí minisondy ve výšce letu aplikačního letadla i v dalších výškových hladinách.

Zjištění průniku kapiček do porostů a následnému hodnocení velikosti kapek i dosažené pokryvnosti byla věnována velká pozornost. Ve smrkových i dubových porostech byly vždy na 20 vzorníkových stromech umístěny pomocí jednoduché kladky upevněné ve vrcholu stromů naražené sazenice smrku, resp. dubu. Na každém vzorníkovém stromě byly takto umístěny tři sazenice, a to v horní, střední a dolní části koruny. Na každou sazenici byla navíc upevněna umělá kovová větvička určená k zachycení kapek přípravku.

Bezprostředně po aplikaci byly kovové větvičky i vzorky jehlic a listů ze sazenic i ze vzorníkových stromů transportovány do laboratoře katedry ochrany lesa Mendelovy zemědělské a lesnické univerzity v Brně, kde proběhlo mikroskopické měření velikosti kapek i zjištění jejich počtu na jehlicích smrku i na listech dubu. Celkem bylo kontrolováno 7 200 jehlic smrku na líci i rubu. Velikost kapek ve smrkových porostech byla zjišťována změřením souboru 600 kapek na umělých větvičkách, 600 kapek na jehlicích sazenic a 180 kapek na jehlicích dospělých stromů. V dubových porostech byl počet kapek zjišťován na 60 místech, vždy na 10 cm² horní a 10 cm² dolní strany listů. Velikost kapek v dubových porostech byla zjišťována změřením souboru 300 kapek. Vyhodnocení velikostního a objemového složení postřikového spektra kapek a stanovení hodnoty středního objemového průměru (VMD) proběhlo v počítači podle příslušného programu.

Biologická účinnost byla hodnocena podle mortality housenek *Orygia antiqua* (druhý instar) a *Lymantria dispar* (třetí a čtvrtý instar) vysazených na smrkové a dubové sazenice. Vždy 60 sazenic smrku a 60 sazenic dubu v kontejnerech bylo po aplikaci sejmutu z korun stromů a na každou z nich bylo umístěno 10 housenek *Orygia antiqua*, resp. *Lymantria dispar*, překryto mo-

nofilem a v následujících 15 dnech v intervalu pěti dnů byla v terénních podmínkách hodnocena mortalita. Současně byla založena kontrolní série, kdy byly housenky vysazeny na neošetřené sazenice.

Po těchto demonstračních aplikacích následovaly již v roce 1992 a dalších letech poloprovozní a provozní letecké ULV aplikace, vycházející z poznatků výzkumného projektu. Byly to jednak poloprovozní aplikace v r. 1992 v obvodu LHC Čifáre na výměře 100 ha a v obvodu LS Hodonín na výměře 50 ha. Byly to zásahy proti přemnožené bekyni *Lymantria dispar* s využitím biopreparátu Foray FC. V letech 1993 a 1994 následovaly provozní zásahy proti témuž škůdci stejným přípravkem na jižní Moravě v rozsahu 5 580 ha a na Slovensku v období let 1994 až 1995 proti *Lymantria dispar* a piďalkám v rozsahu 8 420 ha. V období gradace *Lymantria monacha* v ČR v letech 1994 a 1995 technologie ULV aplikace dominovala a byla uplatněna na asi 98 % z celkového rozsahu 28 234 ha. Vedle přípravku Foray FC v dávce 5 l.ha⁻¹ byl v největším rozsahu použit přípravek Trebon 30 EC (resp. Trebon 10 F) a méně Dimilin 45 ODC (resp. Dimilin 48 SC) v objemové dávce insekticidní jichy 10 l.ha⁻¹.

VÝSLEDKY

DEMONSTRAČNÍ APLIKACE

Technické údaje o demonstračních ULV aplikacích jsou uvedeny v tab. I. Vyplývá z nich, že 25. 4. 1992 ve smrkových porostech ošetření plochy 400 ha při 94 pracovních průletech trvalo 2 hodiny a 30 minut letového času včetně odletu a přiletu na polní letiště vzdálené asi 4 km. V dubových porostech na stejné ploše trvala aplikace při 103 pracovních průletech 2 hodiny a 6 minut.

Měřením síly větru a teploty vzduchu pomocí minisondy (tab. II a III) bylo zjištěno, že v době aplikace ve smrkových porostech síla větru v letové hladině kolísala

I. Přehled hlavních parametrů zaznamenaných palubním počítačem v průběhu letecké aplikace – An overview of main parameters recorded by an onboard computer during aerial applications

Parametr ¹	Aplikace v jehličnanech ²	Aplikace v dubu – první ³	Aplikace v dubu – druhá ⁴
Začátek ⁵	06:49	08:28	18:30
Konec ⁶	10:18	09:15	19:49
Přerušení ⁷	08:21–09:22	–	–
Celkový počet průletů ⁸	94	48	55
Střední průtok (l.min ⁻¹) ± odchylka ⁹	10,89 ± 2,29	10,93 ± 6,39	16,41 ± 6,43
Průměrná rychlost tří atomizérů (otáček.min ⁻¹) ± odchylka ¹⁰			
Atomizér č. 1 (vnější) ¹¹	9 427 ± 699	8 795 ± 613	8 680 ± 613
Atomizér č. 2 (vnější) ¹²	9 708 ± 616	8 780 ± 582	8 929 ± 613
Atomizér č. 3 (vnitřní) ¹³	8 131 ± 531	7 685 ± 525	7 718 ± 628

¹parameter, ²application to conifers, ³application to oak stand – first, ⁴application to oak – second, ⁵beginning, ⁶end, ⁷interruption, ⁸total number of passage flights, ⁹mean flow (l.min⁻¹) ± deviation, ¹⁰average speed of three atomizers (rotations.min⁻¹) ± deviation, ¹¹atomizer no. 1 (external), ¹²atomizer no. 2 (external), ¹³atomizer no. 3 (internal)

Výška měření ¹ (m)				Vitr ² (m.s ⁻¹)				Směr větru ³ (°)				Teplota ⁴ (°C)			
Sonda číslo ⁵															
1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4	1	2	3	4
0,0	0,0	0,0	0,0	–	–	–	–	–	–	–	–	6,4	3,4	9,1	12,5
7,9	52,7	12,9	9,6	0,8	2,0	0,7	0,9	150,0	160,0	164,0	163,8	7,0	8,0	10,3	11,7
35,4	79,4	56,3	75,3	4,6	2,1	4,6	2,9	159,4	189,2	176,4	188,3	9,0	10,0	11,9	12,3
69,7	130,1	104,2	157,2	6,2	4,9	5,1	4,0	185,5	198,8	205,5	194,4	10,2	10,4	12,2	13,9
112,6	179,0	166,1	234,7	2,5	2,8	4,1	5,6	257,4	219,8	226,0	200,2	10,0	10,9	12,3	14,5
158,8	226,6	223,7	311,2	0,8	3,2	3,3	9,5	314,1	219,7	216,1	206,6	9,8	11,0	12,1	13,9
189,2	271,7		445,4	0,6	3,6		16,6	281,1	223,4		212,8	9,5	10,9		13,6
211,8	309,8			0,8	3,1			286,2	221,0			9,7	10,9		
226,5	348,9			0,9	2,2			335,3	208,8			9,7	11,0		

Začátek měření: sonda č. 1 – 06:10, sonda č. 2 – bez údaje, sonda č. 3 – 07:59, sonda č. 4 – 09:01 – Beginning of measurements: probe no. 1 – 06:10, probe no. 2 – no data, probe no. 3 – 07:59, probe no. 4 – 09:01

¹height of measurement, ²wind, ³wind direction, ⁴temperature, ⁵probe no.

III. Klimatické údaje z minisondy (plocha č. 2 – Židlochovice, 2. 5. 1992) – Climatic data from a miniprobe (area no. 2 – Židlochovice, 2nd May 1992)

Výška měření ¹ (m)			Vitr ² (m.s ⁻¹)			Směr větru ³ (°)			Teplota ⁴ (°C)		
Sonda číslo ⁵											
1	2	3	1	2	3	1	2	3	1	2	3
0,0	0,0	0,0	–	–	–	–	–	–	14,4	16,0	17,6
53,1	50,0	139,8	3,8	1,4	9,8	149,0	145,1	123,8	14,1	14,8	17,1
79,9	104,8	188,3	6,0	2,8	2,8	148,5	130,8	143,6	14,0	13,4	16,7
151,0	257,9	284,8	8,0	9,2	9,5	151,5	136,9	145,4	13,6	13,2	16,5
196,6	284,2	436,9	8,2	9,4	16,8	149,2	139,0	149,8	13,4	12,8	15,9
218,8	303,1	512,0	4,3	4,9	9,7	147,3	140,5	159,2	12,8	12,4	15,6
250,3	353,4	594,6	2,8	6,9	10,3	147,0	142,0	160,4	12,4	11,8	15,2
263,5			3,0			148,3			12,2		
261,0			2,7			150,0			11,8		

Začátek měření: sonda č. 1 – 07:56, sonda č. 2 – 08:34, sonda č. 3 – 09:04 – Beginning of measurements: probe no. 1 – 07:56, probe no. 2 – 08:34, probe no. 3 – 09:04

For 1–5 see Tab. II

la v rozsahu od 2 do 4 m.sec⁻¹ a teplota kolísala od 7 do 11 °C. Průměrný průtok šesti atomizérů v době aplikace činil 10,89 ± 2,29 l.min⁻¹ a průměrný počet otáček atomizérů se měnil od 8 131 ± 531 do 9 708 ± 616 otáček.min⁻¹. V dubových porostech v době aplikace síla větru v letové hladině kolísala od 1,4 do 3,8 m.sec⁻¹ a teplota kolísala od 14 do 17 °C. Průměrný průtok šesti atomizérů v době aplikace činil 10,93 ± 6,39 až 16,41 ± 6,43 l.min⁻¹ a průměrný počet otáček atomizérů kolísala od 7 685 ± 525 do 8 929 ± 613 otáček.min⁻¹.

Počet kapek zjištěný na jehlicích smrku, umělých větvičkách a listech dubu je uveden v tab. IV. Průměrná délka jehlic ze sazenic smrku činila 9,6 mm, z dospělých smrků 14,9 mm. Na listech dubu bylo 75 % počtu kapek na horní straně a 25 % počtu kapek na dolní straně listů.

Výsledky hodnocení velikosti kapek v jednotlivých výškových rovinách jsou uvedeny v tab. V a VI.

Výsledky hodnocení účinnosti (mortality) housenek *Orgyia antiqua* a *Lymantria dispar* vysazených na ošetřené sazenice jsou souhrnně uvedeny v tab. VII.

Z přehledu dosažených výsledků je zřejmé, že demonstrační aplikace proběhly ve smrkových i dubových porostech ve vyhovujících meteorologických podmínkách. Minutový průtok jednotlivých atomizérů byl nižší než 2 l.min⁻¹, což je jeden z předpokladů vytvoření žádaného spektra kapek. Počet otáček atomizérů byl vzhledem k pracovní rychlosti letadla a maximálního úhlu nastavení lopatek na hranici dosažitelného maxima (9 000 až 10 000 otáček), potřebná optimální hodnota by byla kolem 12 000 otáček.min⁻¹. S touto skutečností souvisela dosažená velikost produkovaných

IV. Počet kapek na jehlicích smrku a listech dubu (počet kapek v kusech na jehlici smrku nebo 1 cm² listu dubu) – The number of droplets on spruce needles and oak leaves (droplet number per spruce needle or 1 cm² of oak leaf)

Dřevina ¹	Výšková rovina korun stromů ²			
	vrchní ³	střední ⁴	dolní ⁵	průměr ⁶
Umělé větvičky ⁷	2,58	3,62	2,99	3,06
Smrk – jehlice sazenic ⁸	0,20	0,37	0,29	0,29
Smrk – jehlice stromů ⁹	0,90	0,36	0,32	0,53
Dub ¹⁰	0,95	0,86	0,63	0,81

¹tree species, ²height plane of tree crowns, ³upper, ⁴middle, ⁵lower, ⁶average, ⁷artificial twigs, ⁸spruce – plant needles, ⁹spruce – tree needles, ¹⁰oak

V. Velikost kapek na jehlicích smrku a listech dubu (střední objemový průměr kapek v µm) – Droplet size on spruce needles and oak leaves (mean volume average of droplets in µm)

Dřevina ¹	Výšková rovina korun stromů ²		
	vrchní ³	střední ⁴	dolní ⁵
Smrk – jehlice sazenic ⁶	95,0	84,8	76,0
Smrk – jehlice stromů ⁷	80,9	81,5	76,5
Dub ⁸	197,8	29,0	141,5

For 1–5 see Tab. IV, ⁶spruce – plant needles, ⁷spruce – tree needles, ⁸oak

VI. Průměrná velikost kapek na jehlicích smrku a listech dubu (průměrná velikost kapek v µm) – Droplet size on spruce needles and oak leaves (average droplet size in µm)

Dřevina ¹	Výšková rovina korun stromů ²			
	vrchní ³	střední ⁴	dolní ⁵	průměr ⁶
Umělé větvičky ⁷	48	52	52	51
Smrk – jehlice sazenic ⁸	51	52	49	51
Smrk – jehlice stromů ⁹	54	54	47	52
Dub ¹⁰	85	87	70	81

For 1–10 see Tab. IV

kapiček biopreparátu, která sice byla v rámci rozmezí požadovaného pro daný způsob aplikace, ale optimální by byla produkce spektra menších kapiček. S tím dále souvisela dosažená pokrývnost kapičkami, která byla sice velmi vyrovnaná v celém profilu korun smrků i dubů, ale dosáhla hodnoty blíže hranici požadovaného minima. Přesto dosažená biologická účinnost na housenky štětconose trnkového i bekyně velkohlavé byla relativně dobrá.

Při obou aplikacích došlo k drobnějším technickým závadám, které byly díky počítačovému záznamu průběhu pokusu přesně identifikovány a vysvětleny. Jednalo se o poruchu ve funkci průtokoměru a chybu při ovládání aplikačního zařízení.

Program projektu byl splněn v celém rozsahu. Možnosti letecké ULV aplikace byly demonstrovány v našich podmínkách a všem účastníkům bylo umožněno seznámit se se všemi okolnostmi, potřebnými pro uplatnění této technologie v praxi.

POLOPROVOZNÍ A PROVOZNÍ APLIKACE

Biologická účinnost ULV aplikace (4 l.ha⁻¹) ve srovnání s klasickou aplikací (100 l.jichy.ha⁻¹) a současně její časová dynamika byla podrobně zkoumána při aplikaci biopreparátu Foray FC proti populaci *Lymantria dispar* (tab. VIII). Výsledky porovnání klasické a ULV aplikace nepřinesly zásadní rozdíly. Účinnost ULV aplikace dosáhla za prvních sedm dní hodnoty vyšší než 95 %, což zabezpečilo dostatečnou ochranu listové plochy. Podobného výsledku bylo dosaženo i po klasické aplikaci postřikem.

Zajímavé výsledky přineslo hodnocení časové dynamiky (obr. 1), které ukázalo, že více než 90 % účinnosti spadalo do období prvních pěti dnů po aplikaci, přičemž masové hynutí housenek proběhlo mezi třetím až pátým dnem. Později (mezi 5. až 14. dnem po aplikaci) se již účinnost biopreparátu Foray FC zvýšila maximálně pouze o 5 %. Ukázalo se, že tento typ přípravku při ULV aplikaci vykazuje optimální průběh působení, kdy do 48 hodin nastává infekce populace škůdce a do 120 hodin probíhá jeho masové hynutí. Tento průběh je

VII. Účinnost aplikací *Bacillus thuringiensis* na housenky (výsledek pokusů s *B. t.* v bývalém Československu v r. 1992 – sazenice smrku a dubu exponované v době aplikace *B. t.* ve vrchní „A“, střední „B“ a dolní „C“ rovině korun smrku a dubu) – The efficacy of *Bacillus thuringiensis* applications in the control of larvae (results of trials on *B. t.* conducted in the former Czechoslovakia in 1992 – spruce and oak plants exposed in the upper „A“, middle „B“ and lower „C“ planes of spruce and oak crowns)

Pokusná plocha ¹	Průměrné přežívání housenek ² (%)
Kontrola (smrk) ³	39,33 ± 11,43
Smrk (rovina A + B + C) ⁴	9,17 ± 7,71
Smrk (rovina A) ⁵	9,50 ± 8,26
Smrk (rovina B) ⁶	7,50 ± 9,11
Smrk (rovina C) ⁷	10,50 ± 12,76
Korigovaná larvální mortalita (A + B + C) ⁸ : 76,69 ± 19,61	
Kontrola (dub) ⁹	70,00 ± 13,65
Dub (rovina A + B + C) ¹⁰	22,63 ± 15,84
Dub (rovina A) ¹¹	22,11 ± 15,84
Dub (rovina B) ¹²	27,89 ± 17,82
Dub (rovina C) ¹³	17,89 ± 15,12
Korigovaná larvální mortalita (A + B + C) ⁸ : 67,67 ± 11,73	

¹experimental plot, ²average survival of larvae, ³control (spruce), ⁴spruce (planes A + B + C), ⁵spruce (plane A), ⁶spruce (plane B), ⁷spruce (plane C), ⁸corrected larval mortality (A + B + C), ⁹control (oak), ¹⁰oak (planes A + B + C), ¹¹oak (plane A), ¹²oak (plane B), ¹³oak (plane C)

VIII. Porovnání účinnosti klasické a ULV technologie při letecké aplikaci biopreparátu Foray FC (50 BIU.ha⁻¹) proti housenkám *L. dispar* (L₂) – Comparison of the efficacy of traditional and ULV technology used for aerial applications of the biopreparation Foray FC (50 BIU.ha⁻¹) in the control of *L. dispar* larvae (L₂)

Lokalita (způsob aplikace) ¹	Aplikátory (dávka postřikové suspenze) ²	Účinnost podle A b b o t a ³ (%)	
		7. den ⁴	14. den ⁵
Bykaret (klasický) ⁶	Tee-jet (100 l.ha ⁻¹)	93,9	97,3
Mortalita v kontrole ⁷ (lokalita Tajná)		2,6	9,3
Šenkvice (ULV)	Micronair 4000 (4 l.ha ⁻¹)	95,7	97,0
Mortalita v kontrole ⁷ (lokalita Senec)		3,1	5,4

¹locality (method of application), ²applicators (dose of spraying suspension), ³efficacy according to A b b o t, ⁴7th day, ⁵14th day, ⁶traditional, ⁷mortality in control

zárukou včasného zastavení žíru a ochrany asimilačních a reprodukčních orgánů hostitelské dřeviny.

Výsledky ULV aplikace tří různých dávek biopreparátu Foray FC (obr. 2) naznačují možnost redukce hektarové dávky vysoce koncentrovaných *B. t.* preparátů proti *Lymantria dispar*. Současně ukazují možnost modelování hektarových dávek přípravků v závislosti na vitalitě škůdce a dalších podmínkách, které se po aplikaci uplatní.

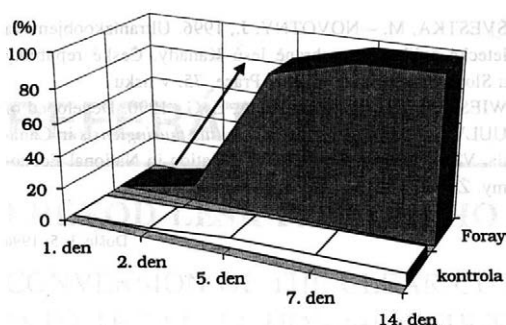
I při provozních aplikacích biopreparátu Foray FC proti housenkám *Lymantria dispar* byl vesměs zaznamenán rychlý účinek – zejména na housenky prvního a druhého instaru. V příznivém počasí po aplikaci docházelo již v prvních dvou dnech k zastavení žíru. Při velmi vysokých početních stavech, pozdějším termínu

zásahu v době druhého a třetího instaru housenek a méně příznivém počasí část populace housenek přežívala a k definitivnímu zániku populace došlo obvykle v době těsně před kuklením.

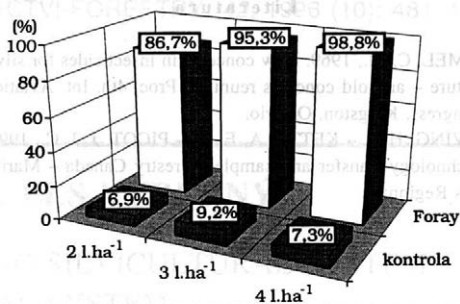
Rozdílných výsledků se dosáhlo v letech 1994 a 1995 při leteckých ULV zásazích proti housenkám *Lymantria monacha*, kdy byly použity tři typy přípravků. V nejvíce ohrožených lokalitách, kde počty housenek dosahovaly i několika tisíc na strom, byl použit přípravek Trebon 30 EC v dávce 0,2 l.ha⁻¹ rozptýlený v 9,8 l.ha⁻¹ olejového nosiče Petropalu. Tato kombinace vykazala vesměs velmi rychlý a razantní účinek v rozsahu 80 až 100 %. Podobně i přípravek Dimilin 45 ODC v dávce 0,2 l.ha⁻¹ ve stejné dávce olejového nosiče vykazal sice pomalejší, ale spolehlivý účinek; na ošetřených plochách nevznikly žíry. Biopreparát Foray FC v dávce 5 l.ha⁻¹ byl v roce 1994 aplikován z důvodu ochrany pitné vody i na některé plochy se silným výskytem škůdce. Bezprostředně po aplikaci došlo k výraznému zhoršení počasí (chladno, déšť) a k omezení účinku na 30 až 50 %, takže v místech s kritickým počtem škůdce došlo pomístně k ohniskovitěmu silnému žíru. Naopak v roce 1995, kdy po aplikaci stejného přípravku v totožné dávce trvalo příznivé teplé a suché počasí, byla účinnost biopreparátu na stejné úrovni jako u Trebonu a blížila se 100 %.

EKONOMICKÁ EFEKTIVNOST ULV APLIKACE

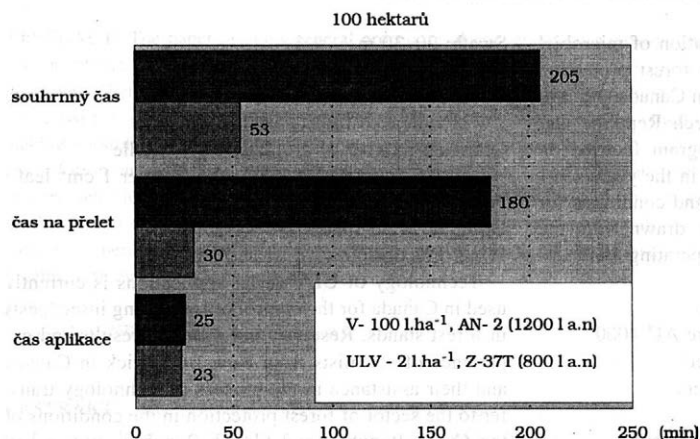
Tradiční aplikace dávky 100 l.ha⁻¹ v porovnání s ULV aplikací se vzájemně porovnávaly z ekonomického hlediska (obr. 3). Spotřeba času (letových hodin) při ošetření 100 ha lesa v rovinném terénu plošným čínem u ULV aplikace přibližně 25 % ve srovnání s klasickým způsobem. Úspora času by byla ještě výraznější, omezujícím činitelem je skutečnost, že letadlo dříve spotřebuje pohonné hmoty a musí je doplnit, než dojde k vyprázdnění aplikační nádrže. Čím je vzdálenost mezi pracovním letištěm a ošetřovanou plochou větší, tím se efektivnost ULV aplikace zvyšuje. Při běžné a nejčastější přeletové vzdálenosti s potřebou 30 minut na přelet tam a zpět je na ošetření 100 ha lesa standardní



1. Zvyšování účinnosti biopreparátu Foray FC v závislosti na čase (housenky *Lymantria dispar*, 50 BIU na hektar) – An increase in the efficacy of the biopreparation Foray FC as related to time (larvae of *Lymantria dispar*, 50 BIU per hectare)



2. Účinnost tří různých dávek biopreparátu Foray FC na housenky *L. dispar* při ULV aplikaci – Efficacy of three different doses of the biopreparation Foray FC in the control of *L. dispar* larvae at ULV applications



3. Časová efektivnost leteckých aplikací – Time effectiveness of aerial applications

technikou potřeba 205 minut a ULV technikou 53 minut. Znamená to, že při ošetření každých 100 ha lesa se při ULV aplikaci ušetří téměř tři letové hodiny ve srovnání s klasickou aplikací.

Podobné hodnocení v horském terénu při použití vrtulníku ukázalo, že výkonnost při použití ULV aplikace je proti standardní aplikaci 2,16krát vyšší. Použití technologie s atomizéry je v těchto podmínkách o 32 % levnější, což představuje 278 Kč.ha⁻¹ ošetřené plochy.

ZÁVĚR

Na základě naplnění programu společného výzkumného projektu byla z Kanady převedena a pro naše podmínky upravena technologie ULV letecké aplikace biopreparátů i chemických přípravků, určených k ochraně lesa před hmyzími škůdci. Z výsledků demonstračních výzkumných, poloprovozních i provozních ULV aplikací v letech 1992 až 1995 vyplynuly následující závěry a podmínky použití této technologie:

Vhodný typ letadla: Z-37-Turbo
Vhodný typ atomizérů: Micronaire AU 4000

Hnačí lopatky atomizérů: prodloužené

Optimální hektarová dávka: 3–5 l

Letová rychlost: 160 km.hod⁻¹

Optimální průtok na atomizér: 2 l.min⁻¹

Optimální průtok na šest atomizérů: 12 l.min⁻¹

Optimální otáčky atomizérů: 10 000–12 000 otáček.min⁻¹

Pracovní záběr: 20–30 m

Optimální velikost kapek:

– jehličnaté porosty 15–60 μm

– listnaté porosty 50–150 μm

Optimální počet kapek: 2 na jehlici smrku
0,6–1,0 na 1 cm² listu

Povolená síla větru: do 3 m.sec⁻¹

Optimální síla větru: 1–2 m.sec⁻¹

Požadovaný směr větru: do ošetřované plochy.

Poděkování

Naše poděkování za spolupráci a obětavou pomoc při řešení dané problematiky náleží našim kanadským kolegům. Jsou to: Dr. Charles J. Wiesner, Edward G. Kettela, H. J. Irving, Dr. J. J. C. Picot, Chris M. Riley.

HIMEL, C. M., 1969. New concepts in insecticides for silviculture – and old concepts reunited. Proc. 4th. Int. Aviation Congress. Kingston, Ontario.
 IRVING, H. J. – KETTELA, E. G. – PICOT, J. J. C., 1992. Technology transfer an example. Forestry Canada – Maritimes Region: 7.

ŠVESTKA, M. – NOVOTNÝ, J., 1996. Ultrazvuková letecká aplikace v ochraně lesů Kanady, České republiky a Slovenské republiky. Lesn. Práce, 75: v tisku.
 WIESNER, CH. J. – KETTELA, E. G., 1990. Developed of UULV forestry application of *Bacillus thuringiensis* in Canada. VIth Conference on Use of Aviation in National Economy. Žilina: 7, 23 obr.

Došlo 3. 5. 1996

ULV AERIAL APPLICATION IN FOREST PROTECTION

M. Švestka¹, J. Novotný²

¹Forestry and Game Management Research Institute, Jíloviště-Strnady, Dvořákova 21, 669 02 Znojmo

²Forestry Research Institute, Research Station, 969 23 Banská Štiavnica

Technology of ULV aerial application of microbial preparations and chemicals used for forest protection from insect pests was transferred from Canada and modified for the conditions of the Czech Republic and Slovak Republic as part of the program focused on a joint research project implemented in the years 1991 to 1992. The following conclusions and conditions for use of the above technology can be drawn from the results of demonstration, pilot and operating ULV applications in 1992–1995:

Suitable type of airplane: Z-37-Turbo
 Suitable type of atomizers: Micronaire AU 4000
 Driving blades of atomizers: elongated
 Optimum per-hectare dosage: 3–5 liters
 Flight speed: 160 km.hr⁻¹
 Optimum flow per atomizer: 2 liters per min
 Optimum flow per 6 atomizers: 12 liters per min
 Optimum atomizer speed: 10,000–12,000 rot. per min

Swath: 20–30 m

Optimum size of droplets:

- coniferous forests 15–60 µm
- broadleaved forests 50–150 µm

Optimum number of droplets: 2 per needle

0.6–1.0 per 1 cm² leaf

Wind speed limit: up to 3 m.sec⁻¹

Optimum wind speed: 1–2 m.sec⁻¹.

Wind direction: toward treated area.

Technology of ULV aerial applications is currently used in Canada for the control of leaf-eating insect pests in forest stands. Research and practical results and experience of scientists from New Brunswick in Canada and their assistance in the process of technology transfer to the sector of forest protection in the conditions of the Czech Republic and Slovak Republic were a key prerequisite of successful implementation of the joint research project.

Kontaktní adresa:

Ing. Milan Švestka, DrSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady, pracoviště Znojmo, Dvořákova 21, 669 02 Znojmo, Česká republika

REFERÁT

PŘEVOD LESA PASEČNÉHO NA LES VÝBĚRNÝ

CONVERSION OF THE CLEAR-CUTTING SILVICULTURAL SYSTEM INTO THE SELECTION SILVICULTURAL SYSTEM

F. Šach

Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 517 73 Opočno

ABSTRACT: The paper presents general procedure of conversion of a clear-cutting forest into a selection forest. The conversion of the clear-cutting system into the selection system consists in successive and increasing assertion of selection principles. There are three basic principles: 1st, selection concerning a single tree or a group of trees, 2nd, arrangement of the age classes or development classes one below the other or one beside the other, 3rd, continuous regeneration on all plots making possible the growth and development of an advance growth or a plantation. The sites with good fertility, sufficient precipitation and sufficient percentage of shade bearing species are necessary for the conversion of the clear-cutting forest into the selection forest. The conversion into the selection forest will not be suitable in immission regions and climatically harsh ones. In other sections the paper deals with preparation of forest stands for conversion, tending techniques, length of conversion period, intensity of selective cuttings at conversion, dividing in work units including transportation network, and logging systems.

selection forest; principles of selection system; conversion into selection forest

ABSTRAKT: Práce prezentuje zobecněný postup převodu lesa pasečného na les výběrný. Převod z pasečného hospodářství spočívá v postupném a zvětšujícím se uplatňování principů hospodářství výběrného: 1. výběru vztahujícího se na jednotlivý strom nebo skupinu stromů, 2. řazení věkových nebo vývojových tříd pod sebe nebo těsně vedle sebe, 3. nepřetržitě obnovy ploch umožňujících vývoj nárostů a kultur. Pro převod na les výběrný jsou žádoucí bohatší stanoviště, dostatečný podíl stinných dřevin a dostatečné srážky. V imisních a klimaticky exponovaných oblastech nebudou převody na les výběrný vhodné. V dalších oddílech se práce zabývá přípravou porostů k převodům, pěstební technikou převodů, délkou převodní doby, výší těžeb při převodu, rozčleněním převáděného porostu a technologií těžby a soustředování dříví.

výběrný les; principy výběrného hospodářství; převod na les výběrný

ÚVOD

Aktuálnost výběrného lesa se objevuje vždy v období krize lesa pasečného, holosečného. Imisní a následná kůrovcová kalamita především v horských smrkových monokulturách, problémy při pěstování mladých borových porostů, na nichž se podílí mj. hlavně václavka, a očekávané klimatické změny představují krizové elementy, které by se měly řešit v první řadě pěstebními postupy. Požadované vypěstování smíšených porostů produkčně zajímavých dřevin – ekologicky stabilních a plnicích mimoprodukční funkce – vede ke zvýšenému zájmu o přírodě blízkému hospodaření v lese. Jeden z typů takového hospodaření představuje hospodářství výběrné, které vychází ze sledování růstových a vývojových procesů v přírodním lese.

Zvýšený zájem o možnosti převodu lesa pasečného na les výběrný dokládá obsažná publikace *Výběrný hospodářský způsob* autorů Š. Korpela a M. Sanigy, kterou vydala Lesnická fakulta v Praze a Matice lesnická v Písku v roce 1993. V České republice novější práce zabývající se hospodařením ve výběrném lese publikovali Míchal (1970) a Truhlář (1995). K protagonistům výběrného lesa v předchozím období patřili Polanský (1960, 1961), Kratochvíl (1970) a Zakopal (1971). Právě Zakopal z Výzkumné stanice VÚLHM v Opočně využil své výzkumy z padesátých a šedesátých let (Zakopal, 1957, 1959, 1960, 1964, 1965, 1968) k vytvoření konceptu převodu lesa pasečného na les výběrný na LHC Kutná Hora. Z tohoto konceptu pod vedením V. Peřiny, řídícího v té době VS v Opočně, vypracoval autor v polovině sedm-

desátých let *Rámcové směrnice hospodaření v hospodářské skupině převodů lesa pasečného na les výběrný na LHC Kutná Hora*. Jejich zobecnění je obsahem článku. Celkové hodnocení výběrného hospodářského způsobu a specifikace jeho použití leží mimo rámec práce.

ZÁSADY PŘEVODŮ LESA PASEČNÉHO NA LES VÝBĚRNÝ

Všeobecné zásady převodů

Všeobecné zásady převodů vycházejí z odlišné charakteristiky hospodářství pasečného a výběrného.

V pasečném hospodářství je pěstební jednotkou celý porost, tvořený souborem stromů přibližně stejného věku. Stejnověkost je dána způsobem obnovy i následnou porostní výchovou. Těžební, obnovní a výchovné úkony jsou časově i prostorově zcela odděleny. Vývoj každého jedince se vyznačuje poměrně rychlým sledem jeho vývojových stadií. Maximum běžného ročního přírůstu stromů spadá do první poloviny obmýtní doby, kdy se přírůst ukládá jen na malé výčetní základně. Ve druhé polovině obmýtní doby běžný roční přírůst progresivně klesá v důsledku zvětšující se konkurence v korunové a kořenové sféře.

Ve výběrném hospodářství je pěstební jednotkou každý strom nebo skupina stromů. Porost je zde společenstvem více či méně nestejnověkým, výškově i tloušťkově diferencovaným. Základní hospodářská opatření – těžba, obnova a výchova – probíhají současně v poměrně pravidelných intervalech a jsou uskutečňována sečí výběrnou. Běžný roční přírůst každého jedince se neustále zvyšuje. Na ploše porostu jsou teoreticky zastoupeny všechny stupně stadijního vývoje. Podle způsobu jejich promíšení rozlišujeme hospodářství jednotlivě výběrné a skupinovitě výběrné.

U hospodářství jednotlivě výběrného je pěstebním předmětem jednotlivý strom. Zralostním výběrem jsou těženy stromy hospodářsky a stadijně zralé. Ve vznikajících, dále již nerozšiřovaných mezerách probíhá hloučkovitá obnova přirozená, umělá nebo kombinovaná. V hloučku postupem doby získává převahu a stadijně dozrává obvykle jen jediný strom.

U hospodářství skupinovitě výběrného je pěstebním předmětem skupina stromů přibližně stejného vývojového a tloušťkového stupně, ze které se při obnově vybírá několik sousedních stromů vyzrálých hospodářsky a stadijně. Pokud je zralostní těžbou možné vybrat jen jediný strom, dochází k přiměřenému rozšíření vzniklé mezery současněmu nebo následnému. Kromě stromů zralých se tedy kácí i stromy téměř zralé. Navazující obnova, ať již přirozená, umělá nebo kombinovaná, je skupinovitá. Skupiny jsou tak velké, že z nich postupem doby vyrůstá a stadijně dozrává obvykle několik stromů. Skupinovitý výběr nevede k relativně rovnoměrnému prořezávání porostu jako výběr jednotlivý, ale vytváří nestejněmnohou hustotu porostu, což může být v určitých přírodních podmínkách příznivější.

Při převodech na výběrné hospodářství jde o postupné a stále větší uplatňování principů výběrného hospodářství při současném opouštění zásad hospodářství pasečného.

Prvním principem je uplatňování cílevědomého výběru až na jednotlivý strom (při převodu na les jednotlivě výběrný) nebo na skupinu stromů (při převodu na les skupinovitě výběrný). Pěstební jednotkou je každý jednotlivý strom nebo skupina stromů, které pěstujeme tak, abychom u nich dosáhli požadovaných hospodářských vlastností, zejména plynule se zvyšující přírůst a dobrou kvalitu dřeva. Z prvního principu vyplývá požadavek vytěžít všechny stromy (popř. skupiny stromů), až hospodářsky a stadijně dozrají (zralostní výběr absolutní). Zralostní kritéria pro smýcení však nebudou uplatňována na stromy nejvíce škodící (výběr podněcovací, zušlechťovací). Rovněž stromy nežádoucí v uvolňované úrovni, představující nejvyspělejší, zpravidla nejsilnější jedince, druhově a tvarově nevhodné, budou předčasně vytěženy jako účelově zralé (zralostní výběr relativní). Odstraněny musí být také všechny stromy nemocné (výběr zdravotní). Žádné jiné stromy by se neměly při převodech na výběrné hospodářství kácet. Těžiště zásahů při převodech leží tedy v hlavní porostní úrovni a nadúrovni (výběr zralostní a podněcovací), přičemž všechny zastíněné, avšak životaschopné stromy zůstávají. Zachovaná podúroveň představuje produkční rezervu, zvyšující volnost zásahu do úrovně ve prospěch nejlepších jedinců nebo jejich skupin. Umožňuje také regulaci přístupu světla k půdě; tím lze tlumit růst buňh a ovlivňovat rozvíjející se obnovu. Teprve s nastupující obnovou začíná vlastní převod a postupně se vytváří žádoucí vertikální zápoj.

Uplatňováním prvního principu se zároveň naplňuje také princip druhý – řazení věkových nebo vývojových tříd pod sebe nebo těsně vedle sebe. Toto uspořádání umožňuje všem zdravým stromům, aby si v nestísněném prostoru mohly vytvořit pro období dospělosti korunu dostatečně hlubokou a pravidelnou a mohly na maximum vystupňovat svou dřevní produkci. Stromy takto uspořádané rostou v mládí v zástínu a v ochraně mateřského porostu, čímž se jejich bujný růst (zejména tloušťkový) přesunuje do doby, kdy dorostou do horní úrovně a dosáhnou silnějších dimenzí. Tak je možné lépe využít porostního prostoru a dosáhnout nepřetržité produkce hroubí. Stromy spodních úrovní procházejí jednotlivými stadii svého vývoje sice velmi pomalu, ale je třeba mít na zřeteli, že nad stromy různou mírou zastíněnými zvýšeně produkují jedinci horní úrovně.

Dodržením prvního a druhého principu se při převodu vytvářejí podmínky pro realizaci principu třetího – nepřetržitou obnovu všech ploch umožňujících vývoj nárostů a kultur. Zatímco u hospodářství pasečného probíhá obnova po dozrání celého porostu, tedy jednou za obmýtní, při výběrném hospodářství se obnovuje každé prázdné místo, které se vytvoří vykácením zralého stromu nebo skupiny stromů. Mezery vzniklé těžbou vyzrálých stromů při převodu na les jednotlivě výběrný již nerozšiřujeme. Při převodu na les skupinovitě výběr-

ný provedeme potřebné rozšíření podle stanovištních poměrů a podle druhové skladby převáděného porostu. Ve vzniklých menších nebo větších mezerách má docházet k přirozené obnově. Uměle se doplňují jen ty cílové dřeviny, které v mateřském porostu chybějí. V případě neúspěšné nebo nedostatečné přirozené obnovy kultivujeme mezery uměle sadbou. Existující hloučky nebo skupiny nárostů uvolňujeme. Protože těžba zralých stromů je soustavná, dochází neustále k novému vytváření podmínek pro obnovu, která se tak stává nepřetržitou.

Uplatňováním principů výběrného hospodářství lze vytvořit výběrný les v každém vhodném porostu. Způsob a míra uskutečňování převodu se budou lišit podle konkrétní povahy porostu a dále podle povahy stanoviště (Musil, 1963; Plíva, Průša, 1969).

Vhodnost porostů k převodům

Porosty vybrané pro převody mají vyhovovat geneticky i zdravotně. Pro převody jsou nejvhodnější porosty smíšené, jejichž druhová skladba z větší části odpovídá stanovištním poměrům. Mohou to být i porosty stejnorodé, pokud jsou tvořeny základní dřevinou původní porostní směsi vhodného ekotypu. U těchto porostů však po dokonalém uvážení všech biologických a ekonomických požadavků přistupujeme zároveň k přeměně na porosty smíšené.

Převody jsou snazší v porostech nestejnověkových, výškových i tloušťkových diferencovaných. U vhodných porostů stejnověkových se podobná diferenciace dostavuje po jejich soustavné úrovně výchově.

Stanoviště s úrodnými, příznivě vlhkými půdami a s porosty tvořenými dřevinami, které na uvedených stanovištích snášejí po delší dobu zastínění, jsou vhodná pro převod na les jednotlivě výběrný. Převod však musí začít včas a obnovní doba musí být dostatečně dlouhá.

Na chudších půdách, kde se ve větší míře projevuje nepříznivý vliv mateřského porostu, dále v porostech slunných dřevin, nejsou-li jejich nároky na světlo vyrovnány vyšší úrodností stanoviště, a konečně na příkrých svazích s obtížnými dopravními poměry jsme při převodu odkázáni na les skupinovitě výběrný. Přechodně se bude nutné spokojit s dosažením skupinovitě výběrného lesa i v poměrech příznivých, jestliže se s převodem začalo v pozdním věku porostu a byla proto zvolena kratší doba obnovy.

Na závěr lze shrnout, že pro převod na les výběrný jsou žádoucí bohatší stanoviště, dostatečný podíl stinných dřevin a dostatečně srážky. V imisních a klimaticky exponovaných oblastech (ohrožení porostů větrem, sněhem, námrazou apod.) nebudou převody na les výběrný vhodné.

Příprava porostů k převodům

Pro převody je porosty nutné připravovat již prvními výchovnými zásahy. Výchovné zásahy budou od počátku převodů úrovněového charakteru (jedná se o mladé

porosty první až třetí věkové třídy). Pracuje se při nich zásadně kladným výběrem zaměřeným na stromy druhově, kvalitativně i zdravotně vyhovující. Podúrovněovací jedinci se odstraňují jen tehdy, nevydrží-li zjevně do příštího zásahu. Tímto způsobem výchovy dosáhneme již v mladých porostech určité stadijní, výškové i tloušťkové diferenciace. V důsledku toho bude pozdější využití stromové zásoby při převodu vyšší a vlastní zahájení převodu plynulé a nenásilné. Silnějším záhahem se vývoj vybraných stromů urychlí a zároveň se vytvoří příhodnější prostředí pro jedince v podúrovni. Pěstební perioda je obvykle pětiletá.

Úrovněová výchova v porostech první až třetí věkové třídy umožňuje řízené ovlivňování zástiny půdy, jehož výsledkem je nezabuřený půdní povrch a příznivá humifikace, což jsou faktory důležité pro příští obnovu.

Pěstební technika převodů

Začátek vlastního převodu představují teprve zásahy, mající za následek obnovu porostu. Započetí převodu ve vztahu k věku porostu posuzujeme jednak z hlediska ekonomického, jednak z hlediska míry uplatnění výběrných principů.

Z hlediska ekonomického je umístění začátku převodu jako nejvýhodnější v porostech dospívajících (porosty čtvrté věkové třídy). Doporučuje se využít především porosty pěstebně zanedbané s velkou diferenciací. Dospívající porosty jsou téměř zralé a lze tedy předpokládat, že ekonomických cílů stejnověkého souboru stromů bylo již dosaženo nebo jsou tak blízké, že produkční ztráty vzniklé realizací převodu budou malé a vyváží je klady vytčeného cíle.

Uvedme konkrétnější zdůvodnění předchozího tvrzení. Kritická hodnota Assmannova přirozeného stupně zakmenění se např. pro 60–80letý smrkový porost pohybuje v rozmezí 0,75–0,78. Snížením zakmenění pod toto rozpětí bychom již do porostu výrazně zasahovali, což je vzhledem k jeho dalšímu vývoji nežádoucí. Tento věkový interval vyhovuje také zásadě, aby počátek obnovy nebyl zahájen před kulminací průměrného celkového přírůstu. Oba požadavky – nenarušit předčasně porost a nezažít obnovu před kulminací průměrného celkového přírůstu – se vzájemně překrývají. Převod je tedy nutné začít v takovém věku porostu, aby z čistě ekonomického hlediska nedošlo k poklesu jeho průměrného zakmenění pod 0,8 dříve než mezi 80–90 lety. K tomu však u převodů zahájených v porostech čtvrté věkové třídy nemůže dojít, protože zakmenění při převodu klesá jen zvolna a ke své ekonomické hranici se blíží pouze u převodů zahájených na samém počátku této věkové třídy.

Započetí převodů v porostech čtvrté věkové třídy je výhodné i z hlediska míry uplatnění výběrných principů, které lze v nastávajících kmenovinách se stromy postupně dozrávacími uplatnit téměř úplně.

Když první stromy v porostech čtvrté věkové třídy začnou hospodářsky a stadijně vyzrávat, přechází se plynule a nenásilně od úrovněových probírek provádě-

ných kladným výběrem k vlastním převodům. Úkolem je vytvořit trvale stinné prostředí; v tom spočívá ve stadiu převodu hlavní význam mateřského porostu. Tím se v průběhu převodu dosáhne důležité změny v růstovém procesu, a sice přenesení maximálního přírůstu na nejvyšší stromy nejsilnějších dimenzí. Vytvoření stinného prostředí je podřízen i pěstební výběr. Proto využití převáděného stejnověkého zapojeného porostu pro největší přírůst je malé a omezuje se pouze na uvolňování vyspělých stromů s maximálním hodnotovým přírůstem. Uvedené využití lze poněkud zvýšit jednak včasností převodu, jednak určitou rezervou stadijně mladých stromů z období výchovy.

Prvními zásahy provedeme při převodu v soulase s principy výběrného hospodářství omezený pěstební výběr po celé porostní ploše, zejména se však soustředíme na skupinové zásahy. Při nich uplatňujeme hlavně zralostní výběr relativní, méně již absolutní. Vzniklé skupiny jsou od sebe navzájem odděleny hustšími porostními partiemi. Střídání hustoty porostu přináší mikroklimatické výhody v oblastech srážkově chudších a vytváří předpoklady pro prostorově odloučené ostrůvkovitě uspořádání náletů, případně výsadeb.

Velikost skupiny může při převodu dosáhnout výměry, kterou zaujímá korunová projekce jednoho až několika dospělých stromů. Nad tuto mez se skupiny zásadně nerozšiřují, ale postupným zakládáním dalších prosvětlených skupin vznikají nová ohniska obnovy. Platí zásada, že plošný úhrn obnovních skupin má být přímo úměrný prošlé délce obnovní doby (např. při 60leté době obnovy by neměl za 20 let převodu plošný úhrn obnovních skupin překročit třetinu plochy převáděného porostu). Při důsledném dodržování uvedeného prostorového uspořádání těžeb přecházíme postupně k mýcení hospodářsky a stadijně zralých stromů (zralostní výběr absolutní) na celé ploše porostu. Jejich smýcením získáme optimální prostředí pro vhodně prostorově rozmístěné nálety či výsadby.

Převod bude skončen v době, kdy původně stadijně mladé stromy převáděného porostu dosáhnou přiměřené výčetní tloušťky a zároveň (nebo se zpožděním maximálně deseti let) dosáhnou této tloušťky i první stromy nového porostu. Teoreticky však bude převod pokračovat formováním výhodné ekonomické zásoby, která je předpokladem dosažení trvalého nejvyššího dřevního (objemového) přírůstu.

Délka převodní doby

Pro realizaci převodu má velký význam správná volba převodní doby. Převodní dobu lze definovat jako časový interval, za který se z daného porostu vytvoří les strukturními parametry co nejbližší lesu výběrnému. Prakticky to znamená stav, kdy budou v převedeném porostu zastoupeny všechny tloušťkové stupně a počet stromů v nich se bude blížit modelovým četnostem.

Délka převodní doby se pohybuje od 60 do 90 let, lze ji však prodloužit i na 100 let. Volí se podle povahy převáděného porostu. Převodní doba kratší než 60 let

by se neměla používat. Taková převodní doba nestačí k vytvoření dostatečné různověkosti převáděného porostu a zejména k vypěstování skutečně zralých stromů. Cíle vytvořit výběrný les by se nedosáhlo.

Výše těžeb

Plánování výše těžeb vychází ze stromové zásoby hroubí na počátku převodu. Tato zásoba se rozdělí na převodní dobu rovnoměrně. Rovnoměrné rozdělení zásoby však poskytuje pouze přibližný, rámcový plán těžeb. Praktické provádění převodů s počátkem ve čtvrté věkové třídě ukázalo, že skutečná těžba na počátku převodu rámcový plán z pěstebních důvodů překračuje, ve střední fázi je pro nedostatek zralých stromů nižší a teprve v závěrečné fázi, kdy se již vytvořila zásoba zralých stromů, se rámcovému plánu přibližuje nejvíce. S uvedenou skutečností by se mělo počítat i v lesním hospodářském plánu.

Při těžebních zásazích je třeba sledovat vytvoření a udržení ekonomické dřevní zásoby, která je předpokladem dosažení trvalého nejvyššího dřevního přírůstu. Je proto žádoucí od počátku převodu porostu soustavně sledovat jeho periodický běžný přírůst pravidelně se opakujícími, přesně prováděnými inventarizacemi. Porovnání skutečných četností v tloušťkových stupních se stavem pokládaným za optimální (stav modelový) nám umožní rozhodnout, do kterých tloušťkových stupňů je třeba při těžbě více nebo méně zasahovat. Počáteční těžební cyklus se osvědčil pětiletý, později je možné provádět těžební zásahy jednou za decennium.

Vnitřní rozčleňování porostů

Před započítím převodu musí být porost rozčleněn na pracovní pole umožňující přehlednost a organizaci práce při plánování a realizaci obnovy a výchovy porostů, jejich ochrany a těžby včetně snadného a bezpečného soustřeďování dříví. V porostu je pracovní pole určeno polohou a šířkou. Poloha je dána reliéfem terénu a umístěním odvozní cesty, šířka vyplývá z technicko-ekonomických parametrů prostředků pro těžbu a soustřeďování dříví.

Nezbytné je rovněž vybudování přibližovacích linek, které sleduje hospodárné a bezpečné soustřeďování kmenů skácených stromů. Přibližovací linky buď tvoří hranice pracovních polí, nebo jsou na jejich poloze vedeny nezávisle. Při jejich umísťování se však bere ohled na polohu odvozní cesty, reliéf terénu a nebezpečí eroze. Hustota přibližovacích linek musí vyhovovat požadavku, aby zralý strom kácený ze středu pracovního pole šikmo k přibližovací lince padl buď přímo na ni, nebo do její těsné blízkosti. Na základě tohoto požadavku vychází vzájemná vzdálenost přibližovacích linek 50–60 m. Sít přibližovacích linek lze podle okamžité potřeby doplnit dočasnými vedlejšími vyklizovacími linkami navazujícími na linky hlavní. Šířka linek je určována prostředky použitými pro těžbu a soustřeďování dřeva. Hlavní linky musí být zřetelně vyznačeny barev-

nyými pruhy na krajních stromech střídavě z obou stran se sklonem do směru přibližování dříví.

Obnovní linie při převodu na výběrný les se předem neurčují, protože nemůžeme předvídat, kde a kdy budou jednotlivé stromy nebo jejich skupiny dozrávat.

Těžba a soustředování dříví

Vlastní realizace těžeb spočívá v jejich vyznačení a provedení. Vyznačení musí odpovědně uskutečnit lesní hospodář. Při těžbě je nutné důsledně dodržovat směrové kácení. Tento požadavek je natolik důležitý, že při těžbě zralých stromů bude vykácen dokonce i některý strom nezralý, vadící smýcení stromu zralého. Směrové kácení je základním předpokladem následného bezeškodného vyklizování.

Pro snadné a bezeškodné soustředování dříví je nezbytné vybudovat dostatečně hustou síť hlavních a dočasných vedlejších přibližovacích linek. Správně vybudovaná transportní síť umožní při těžbě a soustředování dřeva minimalizovat poškození porostu a povrchu půdy. Významnou úlohu má při těžebních pracích také dovednost a pečlivost.

ZÁVĚR

Cílem práce bylo prezentovat možný postup převodu lesa pasečného na les výběrný. Popsaný postup představuje zobecnění instrukcí pro převod lesa pasečného na les výběrný na LHC Kutná Hora, které autor článku vypracoval v polovině sedmdesátých let pod vedením V. Peřiny a na podkladě konceptu V. Zakopala. Převod z pasečného hospodářství na hospodářství výběrné spočívá v postupném a zvětšujícím se uplatňování principů hospodářství výběrného: 1. výběru vztahujícího se na jednotlivý strom nebo skupinu stromů, 2. řazení věkových nebo vývojových tříd pod sebe nebo těsně vedle sebe, 3. nepřetržitě obnovy ploch umožňujících vývoj nárostů a kultur. Pro převod na les výběrný jsou žádoucí bohatší stanoviště, dostatečný podíl stinných dřevin a dostatečné srážky. V imisních a klimaticky exponovaných oblastech (ohrožení porostů větrem, sněhem, námrazou apod.) nebudou převody na les výběrný vhodné. Dále je nutné, aby hospodaření při převodu lesa pasečného na les výběrný probíhalo podle zásad týkajících se přípravy porostů k převodu, pěstební techniky převodu, délky převodní doby, výše těžeb při pře-

vodu, rozčlenění převáděného porostu a technologie těžby a soustředování dříví. Využití výběrného hospodářství v konkrétních podmínkách a aplikace popsaného postupu převodu je věcí rozhodnutí odpovědného lesního hospodáře.

Literatura

- KORPEL, Š. – SANIGA, M., 1993. Výběrný hospodářský způsob. Praha, Lesnická fakulta: 128.
- KRATOCHVÍL, F., 1970. Výsledky hospodaření v kutnohorských lesích. Lesn. Práce, 49: 277–279.
- MÍCHAL, I., 1971. Pěstební plánování v nestejnověkové vrstevnaté jedlové bučině. In: Sbor. Vědeckého lesnického ústavu VŠZ v Praze. 13/14–1970/1971. Praha, VŠZ: 85–128.
- MUSIL, A., 1963. Skupiny lesních typů. Praha, SZN: 309.
- PLÍVA, K. – PRŮŠA, E., 1969. Typologické podklady pěstování lesů. Praha, SZN: 401.
- POLANSKÝ, B., 1960. Náměty na zpřesnění pojmu výběrného hospodářství a jeho principů. Lesnictví, 6: 255–258.
- POLANSKÝ, B., 1961. Úprava pasečných způsobů pro možnost uplatnění principů výběrného hospodářství. Lesnictví, 7: 339–368.
- TRUHLÁŘ, J., 1995. Výsledky převodů na les výběrný na Školním lesním podniku Masarykův les ve Křtinách. Lesnictví-Forestry, 41: 97–107.
- ZAKOPAL, V., 1957. Několik poznatků z Opočenska o porostních převodech na výběrný tvar. Lesn. Práce, 36: 156–160.
- ZAKOPAL, V., 1959. Studie u nás vytvořených tvarů výběrného lesa. Lesnictví, 5: 995–1012.
- ZAKOPAL, V., 1960. Zachycení dalších tvarů výběrného lesa u nás. Lesnictví, 6: 181–200.
- ZAKOPAL, V., 1964. Převody pasečných tvarů na výběrné. In: Výzkumná stanice Opočno. Opočno, VS: 53–60.
- ZAKOPAL, V., 1965. Zhodnocení vývoje převodů pasečných tvarů na výběrné na Opočensku. In: Práce Výzk. úst. lesn. hospod. a myslivosti, 30. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 225–271.
- ZAKOPAL, V., 1968. Vývoj převodů pasečných tvarů na výběrné v nejnižších polohách Opočenska se zvláštním zřetelem na vývoj smrku. In: Práce Výzk. úst. lesn. hospod. a myslivosti, 36. Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 151–179.
- ZAKOPAL, V., 1971. Dnešní problematika výběrného lesa a jeho výzkumu a využívání výběrných principů při podrostním hospodářství. In: Aktuální a perspektivní problémy výzkumu v pěstování lesů. Opočno, VÚLHM, VS: 168–174.

Došlo 3. 5. 1996

CONVERSION OF THE CLEAR-CUTTING SILVICULTURAL SYSTEM INTO THE SELECTION SILVICULTURAL SYSTEM

F. Šach

Forestry and Game Management Research Institute, Research Station Opočno, 517 73 Opočno

Topicality of the selection system is always emerging during the period of the clear-cutting system crisis.

The immission disaster and the following bark beetle one in the mountainous spruce monocultures, difficul-

ties in silviculture of young pine stands and expected climatic changes represent the crisis elements that should be primarily solved by the silvicultural methods. Required cultivation of the mixed stands composed of tree species with demanded timber yield, the ecologically sustainable stands and the stands meeting the non-timber-producing functions increase interest in silvicultural systems derived from nature. One of those systems is the selection system imitating the growth and development processes in natural forests.

The conversion of the clear-cutting system into the selection system consists in successive and increasing assertion of the selection principles. There are three basic principles: 1st, selection concerning a single tree or a group of trees, 2nd, arrangement of the age classes or development classes one below the other or one beside the other, 3rd continuous regeneration on all areas making possible the growth and development of an advance growth or a plantation. It is also necessary that the conversion may meet the demands for suitability and preparation of forest stands for conversion, tending techniques, length of conversion period, intensity of selective cuttings at conversion, dividing into work units including transportation network, and logging systems.

Suitability of forest stands to conversion. The stands chosen for conversion must be in the good genetic and health state. For conversion into the single tree selection forest the stands mixed from shade-bearing species, uneven-aged, height and diameter differentiated, growing on fertile and humid sites are most suitable. Under less suitable conditions the conversion into the group selection forest is chosen. In monocultures the conversion of tree species composition is done simultaneously. The conversion into the selection forest will not be suitable in immission regions and climatically harsh ones (forest stands endangered by wind, snow, frost, etc.).

Forest stand preparation for conversion. The forest stands chosen for conversion must be tended by the positive selection from the first age class to the third one (during the age of 1–60 yr) in order that the stage, height and diameter differentiation may be attained. The tending (thinning) interval is usually 5 years.

Silvicultural techniques of conversion. The effective conversion starts only at regeneration. It is convenient from economic viewpoint to initiate the conversion in maturing forest stands (stand age of 61–80 yr). The stocking should not fall below 0.8 between 80 and 90 yr of stand age. During conversion felling the selection principles are applied successively and to an increasing extent in order that the shady environment may be formed. We use namely the relative ripeness selection (tree felling with the purpose to form shady environ-

ment), to a lesser extent the absolute one (felling trees ripened economically and stagely). The first felling is performed as a single tree selection cutting covering the whole stand area. The following measures are carried out as a group selection cutting. Areas for small seedling groups are created (the diameter of a small group is equal to the diameter of crown projection of one or a few mature trees). A number of those small groups is successively increased but area of each is not extended. The whole area of regeneration groups should be linearly proportional to length of passed regeneration period. The conversion will be finished when the stagely young trees of a forest in conversion reach a reasonable breast height diameter and at the same time or at the latest ten years later the same reasonable breast height is reached by the first trees of a new forest stand.

Length of conversion period. The length of conversion period ranges from 60 to 90 years but it may be prolonged to 100 yr. The conversion period shorter than 60 yr should not be used.

Intensity of selective cuttings. The felling volume results from a quotient of the initial stock and of the length of regeneration period. The real felling volume is higher than the mean at the beginning of a conversion, lower than the mean at the intermediate phase of a conversion and only in the concluding phase it is close to the computed value. The initial felling interval is 5 years, later it is possible to prolong it up to 10 yr.

Partition of forest stands into working units and constructing the transportation network. Forest stands are divided into work units in order that clear arrangement and clear work organization were made possible. The work unit situation is derived from terrain relief and from location of a hauling road, the width results from technical and economic parameters for felling and skidding. For economical and non-damaging skidding the network of primary and secondary skidding trails is constructed. The skidding trails either demarcate borders of work units or the location of skidding trails results from location of hauling road, terrain relief and erosional risk. The spacing of primary skidding trails must meet the following demand: the mature tree felled from the center of working unit slantwise to a skidding trail has to fall directly on the skid trail or close to it. From that requirement the spacing 50–60 m results.

Logging operations. Felled trees must be selected competently. The directional felling is necessary. Skill and care play an important role at logging.

Using the selection system in special conditions and application of the described conversion procedure depend on decision of a competent forest manager.

Kontaktní adresa:

Ing. František Šach, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno, 517 73 Opočno, Česká republika

INFORMACE

KONFERENCE MONITORING, VÝZKUM A MANAGEMENT EKOSYSTÉMŮ NA ÚZEMÍ KRKONOŠSKÉHO NÁRODNÍHO PARKU

Ve dnech 15.–17. 4. 1996 se v Opočně u příležitosti 75. let trvání lesnického výzkumu v českých zemích a 45 let Výzkumné stanice v Opočně uskutečnila mezinárodní konference věnovaná problematice monitoringu, výzkumu a managementu lesních i nelesních ekosystémů na území Krkonošského národního parku. Konferenci uspořádal Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Výzkumná stanice Opočno a spoluorganizátelé – Lesnická fakulta České zemědělské univerzity v Praze, Správa Krkonošského národního parku ve Vrchlabí a Národní lesnický komitét Praha. Obdobná konference, která byla věnována celé šíři problematiky lesního hospodářství a ochrany přírody na území KRNP, se uskutečnila ve Svatém Petru naposledy před 19 lety (v r. 1977). Cílem opočenské konference bylo prohloubení vzájemné informovanosti o výzkumných projektech na území KRNP, shrnutí dosažených výsledků a posouzení jejich využití pro obnovu a ochranu ohrožených ekosystémů zájmové oblasti s důrazem na obnovu a ochranu lesních ekosystémů.

Program konference byl rozvržen do pěti základních bloků:

- I. Monitoring lesních ekosystémů
- II. Výzkum lesních ekosystémů
- III. Management lesních ekosystémů
- IV. Tundra
- V. Louky.

Celkem bylo prezentováno 59 příspěvků (referátů a posterů) autorů z České republiky a z Nizozemska. Semináře se zúčastnilo 88 odborníků z výzkumných ústavů, Akademie věd České republiky, univerzit, národních parků a chráněných krajinných oblastí, ÚHÚL, LČR a soukromých firem, zabývajících se lesnickým a ekologickým výzkumem.

Význam konference spočívá především v jejím multidisciplinárním pojetí či v průřezovosti různými lesnickými a přírodovědnými, tj. ekologickými obory, které se vzájemně setkávají a zákonitě prolínají při monitoringu, výzkumu a managementu lesních a nelesních ekosystémů v Krkonoších. Multidisciplinární pojetí této akce vyplývá i z následujících závěrů z konference:

- Pokračovat v monitoringu přírodního prostředí a ekosystémů v Krkonoších; shromažďovat primární i vyhodnocená data (včetně historických) z výzkumných projektů (koncepčnost tvorby databází, výměn-

ných datových formátů apod.); přistoupit k syntéze rozsáhlých výsledků monitoringu, výzkumu nelesních a lesních ekosystémů včetně využití metod GIS.

- Výsledky a doporučení monitorovacích a výzkumných aktivit důsledně využívat při přípravě veškerých plánů managementu lesních i nelesních ekosystémů.
- Základní dlouhodobý monitoring zajišťovat především pracovníky KRNP, komplexní výzkumné úkoly řešit prostřednictvím výzkumných a akademických ústavů, univerzit apod.
- Přistoupit ke sjednocení metod biotického i abiotického monitoringu a k účinné koordinaci komplexního monitoringu přírodního prostředí na území biosférické rezervace Krkonoše (včetně polské části).
- Intenzivněji pokračovat ve výzkumu a praktické ochraně genofondu jednotlivých druhů autochtonních dřevin s ohledem na zachování celého spektra důležitých populací (dokončit záchranu genofondu smrku a kleče, pokračovat v záchraně genofondu jedle a buku, začít se záchranou genofondu kleny, jilmu, vrb a některých dalších dřevin).
- Pokračovat ve výzkumu a zavádění přírodních blízkých způsobů hospodaření respektujících a napodobujících přírodní procesy (řízená přirozená obnova, podsadby, hřížení apod.) a v zavádění listnáčů a jedle do lesních porostů podle stanovištních podmínek (tvorba porostních směsí).
- Vybrat vhodné lokality jako ukázkou vzorového managementu z pohledu péče o les a ochrany přírody.
- Specifickými obnovními postupy a technologiemi zalesňování minimalizovat procesy introskeletové eroze.
- Pokračovat ve studiu vlivu sněhové pokrývky na založené kultury a v praxi minimalizovat její nepříznivé vlivy zejména při zalesňování na strmých svazích.
- Při obnově lesa v extrémních imisních ekologických podmínkách využívat příznivých ekologických funkcí různých druhů dřevin a vhodné časové a prostorové úpravy kultur.
- Účinnou péstební a ochrannou péčí minimalizovat vliv hlodavců, hmyzích škůdců, houbových patogenů a ostatních negativních faktorů na zdravotní stav lesních ekosystémů.
- Dokončit komplexní expertizu a na jejím podkladě provést úpravu skladby populací a snížení stavu

- spárkaté zvěře. Zavést řízené myslivecké hospodaření s ohledem na zachování druhů spárkaté zvěře v kontextu ostatních přírodních hodnot Krkonoš ve vztahu k současné imisní ekologické situaci.
- Sledovat škody působené spárkatou zvěří na lesních i nelesních ekosystémech (v lesních porostech na každém polesí založit nejméně dva kontrolní oplůtky).
- Rozvíjet využití GIS pro management lesních a nelesních ekosystémů.
- Vycházet z předpokladu, že ekosystémy arktalpinské tundry z biogeografického hlediska představují nejvýznačnější biotu nad horní hranicí lesa v Krkonoších. Protože jsou pod neúměrným antropogenním tlakem, je jejich komplexní výzkum, dlouhodobý monitoring a z toho vyplývající ochranný management základním předpokladem k zachování genetické, prostorové i estetické diverzity této části Krkonoš.
- Věnovat odpovídající pozornost komplexnímu výzkumu klečového biomu s cílem formulovat a následně provádět vhodný management.
- Přijmout veškerá opatření, která povedou ke zmírnění či úplnému odstranění dosavadních názorových rozdílů na vznik a dlouhodobý vývoj a funkci ekosystémů arktalpinské tundry. V tomto směru zejména pokračovat ve výzkumu vlivu kleče horské na prostředí (mrazové formy půd, klimatické a hydrologické charakteristiky, rostlinná společenstva apod.). Na základě výsledků výzkumu provést v příštích letech případné neodkladné úpravy výsadby kleče na vybraných lokalitách. V místech kryogenních procesů vyloučit zalesňování.
- Neprodleně zajistit větší informovanost veřejnosti o všech uvedených problémech (výjimečnost arkt-

alpinské tundry, přirozená skladba lesních ekosystémů, neúnosné škody spárkatou zvěří atd.).

- Urychleně provést rozbor poznatků dosavadního botanického monitoringu Krkonoš a jeho závěry promítnout do koncepce a metodiky dlouhodobého monitoringu. V tomto směru dát přednost monitoringu stavu endemitských, popř. reliktních taxonů a syntaxonů.
- Přijmout účinný systém opatření k omezení procesů synantropizace flóry, vegetace a živočišstva, který patří mezi nejvážnější ohrožení biodiverzity Krkonoš.
- Pro zachování druhové diverzity krkonošských luk hledat cesty účinných hospodářských aktivit (pastvy, kosení, hnojení ap.) a zejména pro uplatnění cíleného systému dotací.
- Účastníci konference projednali a k řešení doporučili výzkumný projekt GEF *Zachování biodiverzity a ověřování možností revitalizace porostů v oblastech s různým stupněm poškození imisemi (Krkonoše a Jizerské hory)*. Tento projekt bude vhodným spojovacím článkem již ukončených projektů nadace FACE a Ministerstva životního prostředí a další etapou projektu GEF, který je připraven na léta 1997 až 2001.

Většina příspěvků z konference v češtině nebo v angličtině (s anglickým či českým resumé) byla zařazena do sborníku, který je možné objednat na adrese: VÚLHM, VS Opočno, Na Olivě 550, 517 73 Opočno (cena sborníku je 120 Kč).

Z vybraných příspěvků z konference se v současné době připravuje monotematické číslo vědeckého časopisu Lesnictví-Forestry, věnované managementu horských lesů.

RNDr. Stanislav Vacek, CSc.

Obecné pokyny

Časopis Lesnictví-Forestry uveřejňuje původní vědecké práce ze všech oborů lesnictví, které mají vztah k evropským lesním ekosystémům. Autor práce je odpovědný za původnost příspěvku; práce nesmí být publikována nebo zaslána k publikování do jiného časopisu. Rozsah zaslání příspěvku nemá přesáhnout 25 stran (A4 formátu, psaných obědveřičně tabulek, obrázků, literatury, abstrakt a souhrnu. K rukopisu je vhodné přiložit disketu s textem práce, popř. s grafickou dokumentací pořízenou na PC s uvedením použitého programu. K publikování jsou přijímány práce psané v češtině, slovenštině nebo angličtině. Zaslání rukopisů musí obsahovat anglický souhrn o rozsahu 3 strany. Autor odpovídá za správnost anglického textu. Rukopisy mají být napsány na papíře formátu A4 (60 úhozů na řádku, 30 řádků na stránce). Uspořádání článku musí odpovídat formě, ve které jsou články v časopisu Lesnictví-Forestry publikovány. Je třeba zaslat dvě kopie rukopisu na adresu vedoucí redaktorky: Mgr. Radka Chlebečková, Ústav zemědělských a potravinářských informací, 120 56 Praha 2, Slezská 7. O uveřejnění práce rozhoduje redakční rada časopisu se zřetelem k lektorským posudkům, vědeckému přínosu a celkové kvalitě práce a s přihlédnutím k významu článku pro lesní hospodářství.

Úprava textu

Rukopis má obsahovat titulní stranu, na které je uveden název článku, jméno autora (autorů), název a adresa instituce, kde práce byla vypracována, a číslo telefonu a faxu autora, popř. e-mail.

Každý článek by měl obsahovat český (slovenský) a anglický abstrakt, který nemá mít více než 90 slov, a klíčová slova. Úvod by měl být stručný, s uvedením zaměření a cíle práce ve vztahu k dosud provedeným pracím. Neměl by v něm být uváděn rozsáhlý přehled literatury. V kapitole Materiál a metody by měl být uveden popis použitých experimentálních metod tak, aby byl postačující pro zopakování pokusů. Měly by být uvedeny obecné i vědecké názvy rostlin. Je-li zapotřebí používat zkratky, je nutné při prvním použití zkratky uvést i její plný název. Je nezbytné použít jednotky odpovídající soustavě měrových jednotek SI. V části Výsledky by měla být přesně a srozumitelně prezentována získaná data a údaje. V kapitole Diskuse se obvykle získané výsledky konfrontují s výsledky dříve publikovanými. Je přípustné spojit část Výsledky a Diskuse v jednu kapitolu. Citování literatury v textu se provádí uvedením jména autora a roku vydání publikace. Při větším počtu autorů se uvádí v textu pouze první z nich a za jeho jméno se doplňuje zkratka „et al.“.

V části Literatura se uvádějí pouze publikace citované v textu. Citace se řadí abecedně podle jména prvního autora: příjmení, zkratka jména, rok vydání, plný název práce, úřední zkratka časopisu, ročník, první a poslední strana. U knihy je uvedeno i místo vydání a vydavatel.

Tabulky

Tabulky jsou číslovány průběžně a u každé je uveden i nadpis. Každá tabulka je napsána na jednom listu.

Obrázky

Jsou přiloženy jen obrázky nezbytné pro dokumentaci výsledků a umožňující pochopení textu. Současné uvádění stejných výsledků v tabulkách a na grafech není přijatelné. Všechny obrázky musí být vysoce kvalitní, vhodné pro reprodukci. Nekvalitní obrázky nebudou překreslovány, budou autorovi vráceny. Fotografie musí být dostatečně kontrastní. Všechny obrázky je třeba číslovat průběžně arabskými číslicemi. Jak grafy, tak i fotografie jsou označovány jako obrázky. Jestliže má být několik fotografií publikováno jako jeden obrázek, je třeba je vhodně uspořádat a nalepit na bílou podložku. U každého obrázku je nutné uvést jeho stručný výstižný popis.

Separáty. Z každého článku obdrží autor 40 separátů zdarma.

General

The journal publishes original results of fundamental and applied research from all fields of forestry related to European forest ecosystems. An article submitted to Lesnictví-Forestry must contain original work and must not be under consideration for publishing elsewhere. Manuscripts should not exceed 25 double-spaced typed pages (A4 size) including tables, figures, references, abstract and summary. A PC diskette with the paper text or graphical documentation should be provided with the paper manuscript, indicating the used editor program. Papers should be clear, concise and written in Czech, Slovak or English. Each manuscript must contain two or three pages of English summary. Correct English is the responsibility of the author. Manuscripts should be typed on standard paper (A4 size, 60 characters per line, 30 lines per page). They must fully conform to the organization and style of the journal. Two copies of the manuscript should be sent to the executive editor: Mgr. Radka Chlebečková, Institute of Agricultural and Food Information, 120 56 Praha 2, Slezská 7, Czech Republic.

Text

Manuscript should be preceded by a title page comprising the title, the complete name(s) of the author(s), the name and address of the institution where the work was done, and the telephone and fax numbers of the corresponding author, or e-mail. Each paper must begin with an Abstract of no more than 90 words, and key words. The Introduction should be concise and define the scope of the work in relation to other work done in the same field. As a rule, it should not give an exhaustive review of literature. In the chapter Materials and Methods, the description of experimental procedures should be sufficient to allow replication of trials. Plants must be identified by taxonomic and common name. Abbreviations should be used if necessary. Full description of abbreviation should follow the first use of an abbreviation. The International System of Units (SI) and their abbreviations should be used. Results should be presented with clarity and precision. Discussion should interpret the results. It is possible to combine Results and Discussion in one section. Literature citation in the text should be by author(s), and year. If there are more than two authors, only the first one should be named in the text, followed by the phrase „et al.“. References should include only publications quoted in the text. They should be listed in alphabetical order under the first author's name, citing all authors.

Tables

Tables should be numbered consecutively and have an explanatory title. Each table, with title, should be on a separate sheet of paper.

Figures

Figures should be referred solely to the material essential for documentation and for the understanding of the text. Duplicated documentation of data in figures and tables is not acceptable. All illustrative material must be of publishing quality. Figures cannot be redrawn by the publisher. Photographs should exhibit high contrast. All figures should be numbered consecutively with arabic figures. Both line drawings and photographs are referred to as figures. If several separate line drawings or photographs are to be incorporated in a single figure, they should be stuck on a white card with a minimum of space left between them. Each figure should contain a concise, descriptive legend.

Offprints. Forty (40) offprints of each paper are supplied free of charge to the author.

UPOZORNĚNÍ PRO ODBĚRATELE

Veškeré služby spojené s distribucí časopisu Lesnictví-Forestry vyřizuje vydavatel – Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha.

Objednávky na předplatné posílejte na adresu:

Ústav zemědělských a potravinářských informací
referát odbytu
Slezská 7
120 56 Praha 2

LESNICTVÍ-FORESTRY 1996, No. 11, uveřejní tyto příspěvky:

Soukup F.: Lignikolní makromycety doubrav středních Čech a jejich lesnický význam – Wood-decaying macromycetes in oak forests of Central Bohemia and their significance in forestry

Beran F., Šindelář J.: Další vývoj proveniencí borovice černé [*Pinus nigra* (Arnold)] na výzkumné ploše 41 – Roblín (přírodní lesní oblast 8b – Český kras) – Further development of Austrian pine [*Pinus nigra* (Arnold)] provenances on research plot 41 – Roblín (natural forest area 8b – Český kras)

Šrůtka P.: Přenos spor hub kůrovci rodu *Scolytus* se zřetelem k bělokazu dubovému (*Scolytus intricatus* Ratz.) – Transmission of fungus spores by bark beetles of the genus *Scolytus* with respect to the oak bark beetle (*Scolytus intricatus* Ratz.)

Martinek V.: Společenstvo vyšších dvoukřídlých (*Diptera-Brachycera*) na mokřadech u řeky Divoké Orlice – The community of the higher diptera (*Diptera-Brachycera*) on wetlands along the Divoká Orlice river

Vědecký časopis LESNICTVÍ-FORESTRY ● Vydává Česká akademie zemědělských věd – Ústav zemědělských a potravinářských informací ● Vychází měsíčně ● Redaktorka: Mgr. Radka Chlebečková ● Redakce: Slezská 7, 120 56 Praha 2, tel.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38 ● Sazba: Studio DOMINO – Ing. Jakub Černý, Bří Nejedlých 245, 266 01 Beroun, tel.: 0311/22 959 ● Tisk: ÚZPI Praha ● © Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha 1996

Rozšiřuje Ústav zemědělských a potravinářských informací, referát odbytu, Slezská 7, 120 56 Praha 2