

LESNICTVÍ FORESTRY

Volume 43, No. 12, 1997

OBSAH – CONTENTS

Lochman V.: Vývoj zatížení lesních ekosystémů na povodí Pekelského potoka (objekt Želivka) a jeho vliv na změny v půdě a ve vodě povrchového zdroje – Load patterns of forest ecosystems in the watershed of the Pekelský potok stream (Želivka hydrological structure) and their impacts on changes in the soil and water of a surface source.....	529
Sevink J.: Humus forms and ecosystem studies – Formy humusu a studium ekosystémů	547
Kula E.: Biomonitoring stanovištních změn v náhradních porostech břízy imisní oblasti – III. Pavouci – Biomonitoring of site changes in substitute birch stands in an air-polluted area – III. Spiders	553
Bartuněk J.: Možnosti zvýšení alokační efektivnosti lesní výroby – Possibilities of increasing the allocative efficiency of forest production	563
INFORMACE	
Šišák L.: Druhé mezinárodní fórum o lesnické politice – průběh a závěry – II nd International Forest Policy Forum – activities and conclusions.....	568

Mezinárodní vědecký časopis vydávaný z pověření Ministerstva zemědělství České republiky a pod gesci České akademie zemědělských věd

An international journal published under the authorization by the Ministry of Agriculture and under the direction of the Czech Academy of Agricultural Sciences

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

Doc. Ing. Josef Gross, CSc., Teplice

Doc. Ing. Jaroslav Koblížek, CSc., Brno

Prof. Ing. Jan Koubka, CSc., Praha

Ing. Vladimír Krečmer, CSc., Praha

Ing. Václav Lochman, CSc., Praha

Ing. František Šach, CSc., Opočno

RNDr. Stanislav Vacek, CSc., Opočno

Advisory Editorial Board – Mezinárodní poradní sbor

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

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

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

Prof. Dr. Hans Pretzsch, Freising, Germany

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

Prof. Dr. Sara von Arnold, Uppsala, Sweden

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 43 vychází v roce 1997.

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.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38, e-mail: fofo@uzpi.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 1997 je 672 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 43 appearing in 1997.

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.: 02/24 25 51 06, fax: 02/24 25 39 38, e-mail: fofo@uzpi.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 1997 is 170 USD (Europe), 177 USD (overseas).

VÝVOJ ZATÍŽENÍ LESNÍCH EKOSYSTÉMŮ NA POVODÍ PEKELSKÉHO POTOKA (OBJEKT ŽELIVKA) A JEHO VLIV NA ZMĚNY V PŮDĚ A VE VODĚ POVRCHOVÉHO ZDROJE

LOAD PATTERNS OF FOREST ECOSYSTEMS IN THE WATERSHED OF THE PEKELSKÝ POTOK STREAM (ŽELIVKA HYDROLOGICAL STRUCTURE) AND THEIR IMPACTS ON CHANGES IN THE SOIL AND WATER OF A SURFACE SOURCE

V. Lochman

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

ABSTRACT: Precipitation contaminant deposition, chemistry of soil water and water in a creek were studied on plots with Norway spruce [*Picea excelsa* (L.) Karst.] stands and on clearcut areas in the watershed of the Pekelský potok stream, which is a right-side tributary to the Želivka artificial lake near the village of Kožlí. Research started in 1973, and it has also been conducted in a young stand of European beech [*Fagus sylvatica* (L.)] since 1990. Soil samples for laboratory analyses were periodically taken on research plots. Longer run results of research indicate that the contaminant load is highest in mature spruce stands, heavy thinning of the stand (shelterwood felling) increases the trapping of dry deposition in tree crowns (H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , F^- , Cl^- as well as Na, Mg, Ca). An increase in the deposition of protons (H^+), SO_4^{2-} , F^- , NO_3^- , NH_4^+ and other immissions was confirmed by the observations at the end of the seventies. H^+ deposition was decreasing in the second half of the eighties. The deposition of SO_4^{2-} , F^- and N (NO_3^- and NH_4^+) decreased as late as after 1990. Forest ecosystems in the watershed intercept extraneous matters from the air, so the water quality of the surface source is approaching the requirements of the drinking water standard. Long run acid deposition caused soil acidification and a decrease in the reserve of available cations. An increase in its pH and a moderate increase in cation content have been observed since the end of the seventies.

forest ecosystems; contaminant deposition; water chemistry; soil chemistry

ABSTRAKT: Na povodí Pekelského potoka, který je pravostranným přítokem přehradní nádrže na Želivce u obce Kožlí, byl na plochách v porostech smrku ztepilého [*Picea excelsa* (L.) Karst.] a na sečích sledován spad látek se srážkami, chemismus půdní vody a vody v potoce. Výzkum zahájený v roce 1973 byl od roku 1990 prováděn i v mladém porostu buku lesního [*Fagus sylvatica* (L.)]. Na výzkumných plochách byly periodicky odebírány i půdní vzorky pro laboratorní analýzy. Dlouhodobější výsledky výzkumu ukazují, že nejvyšší zatížení imisními látkami probíhá v dospělých porostech smrku, silné proředění porostu (clonná seč) zvyšuje zachycování suchého spadu v korunách (H^+ , SO_4^{2-} , NO_3^- , F^- , Cl^- i Na, Mg, Ca). V průběhu sledování se ukazuje vzestup spadu protonů (H^+), SO_4^{2-} , F^- , NO_3^- , NH_4^+ i dalších imisních látek koncem sedmdesátých let. Ve druhé polovině osmdesátých let se spad H^+ snižoval. Depozice SO_4^{2-} , F^- a N (NO_3^- a NH_4^+) poklesla až po roce 1990. Lesní ekosystémy v povodí zadržují cizorodé látky z ovzduší, takže voda povrchového zdroje se přibližuje požadavkům normy pro pitnou vodu. Dlouhodobá kyselá depozice způsobila i okyselení půdy a snížení zásoby přístupných kationtů. Od konce osmdesátých let je patrné zvyšování jejího pH a mírný nárůst kationtů v sorpním komplexu.

lesní ekosystémy; imisní spady; chemismus vody; chemismus půdy

ÚVOD

Výzkumné povodí Pekelského potoka bylo založeno pro zajištění hlubšího poznání vodohospodářských funkcí lesů a produkce dřeva ve vzájemných relacích

z iniciativy bývalých pracovníků Výzkumného ústavu lesního hospodářství a myslivosti Ing. V. Krečmera, CSc., a Ing. B. Vinše, CSc. Z tohoto záměru se podařilo především realizovat řešení problematiky vlivu lesů a hospodaření v nich na jejich vodohospodářské půso-

bení. Práce na výzkumném objektu byly zařazeny do mezinárodního programu UNESCO MAB pod číslem 88.

Součástí tohoto výzkumu je i v roce 1973 zahájené pravidelné sledování chemismu srážkové i půdní vody a kvality vody v povrchových zdrojích a opakované zjišťování vývoje chemismu půd na plochách s rozdílným charakterem porostů.

S rostoucím znečištěním ovzduší v oblasti přehradní nádrže na pitnou vodu Želivka se zvyšoval význam výsledků i pro sledování depozice imisních látek v lesních ekosystémech a jejich vlivu na změny v lesních půdách a na změny v chemismu vody odtékající do zdrojů pitné vody.

Předmětem příspěvku je poskytnutí informace o vývoji zatížení lesních ekosystémů spadem cizorodých látek se srážkami za období let 1973 až 1995 a jejich vlivu na chemismus vody protékající půdou a zvětřalinovým pláštěm do potoka. Současně jsou hodnoceny některé změny v chemismu půdy porostu smrku a na zatravněné holé seči.

PROBLÉM

Význam lesů pro zajišťování kvalitní vody odtékající do vodních zdrojů se dostával do popředí zájmu s rostoucími nároky odběratelů na množství kvalitní vody při současném zhoršování znečištění vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích. Tento problém se týkal i vodohospodářských zájmů v povodí přehradní nádrže na Želivce u Švihova. Proto bylo již v době jejího budování prosazeno založení malého výzkumného lesního povodí na Pekelském potoce. Plánovaný a realizovaný výzkum měl zajistit podklady pro optimalizaci hospodaření v lesích dané oblasti.

Sumarizované výsledky několikaletého výzkumu dávají informaci o vlivu taxačních parametrů smrku – především biomasy korun – na ztráty vody intercepce srážek (Fojt, 1980; Krečmer, Fojt, 1987), o vlivu porostů na zásobu a dynamiku vody v půdě (Mráz, 1981, 1990) včetně její spotřeby. Působení porostů či ekosystémů v povodí na odtok vody (hydrické působení) hodnotí Herynek (1994), Krešl, Herynek (1987). Vliv lesních ekosystémů na chemismus protékající vody je vyhodnocen ve zprávách Lochmana et al. (1990 a 1994). S tímto problémem souvisejí i změny chemismu půdy.

Důležitost zajišťování dostatečného množství vhodné vody pro přehradní nádrž na Želivce dokládá i vybudování dalších výzkumných povodí, z nichž je nutné uvést povodí VÚV na Žebrákovském potoce, s výsledky prezentovanými Zajíčkem et al. (1988) a povodí ÚÚG na Trnávce (Pačes, Pačesová, 1988). V blízkosti obce Košetice byl v sedmdesátých letech zřízen výzkumný objekt ČHMÚ pro zjišťování kvality přírodního prostředí na povodí Anenského potoka včetně dílčího lesního povodí (Váňa et al., 1995).

Dlouhodobý lesnicko-hydrologický výzkum je v naší republice prováděn na lesních povodích v Beskydech

od roku 1953 (Chlebek, Jařabáč, 1995). Sledováním toku prvků ve smrkových ekosystémech na objektu Rájec se zabývá Klimo (1992). Hodnocení vlivu silného imisního zatížení lesních ekosystémů na složení vody odtékající z povodí obsahují další práce: Černý (1993), Hruška, Krám (1992) a Lochman (1996).

POPIS VÝZKUMNÉHO OBJEKTU

Charakteristika povodí

Povodí Pekelského potoka leží na pravém břehu přehradní nádrže na Želivce u obce Kožlí. Má výměru 119 ha, z toho 117 ha je lesní půdní fond a 2 ha orná půda.

Nadmořská výška povodí se pohybuje mezi 360 m u měrného přepadu a 470 m na rozvodnici Želivky a Sázavy. Na povodí v porostech převažuje smrk, který roste na 85 % plochy porostů, zbytek zaujímá borovice, jedle, buk a modřín. Většina porostů dosahuje středních věkových a bonitních stupňů.

Geologickým podloží na povodí je hluboce navětralá biotitická pararula místy s překryvy sprašového materiálu menší mocnosti. Ve východní části je povodí překryto silně zahliněnými štěrkopisky neogenního stáří. V severní části při rozvodnici Sázavy a Želivky je pokryv jílnatých materiálů (Zhodnocení hydrogeologických prací, 1972). Na převážné části povodí se vyvinuly kambizemě (typické, luvické, pseudoglejové, podzolvé), na jílnatých materiálech pseudogleje a kambizemě pelické. Pod smrkovými porosty se vytváří humusová forma moderu (Mráz et al., 1975).

Vlastní dílčí výzkumné plochy pro sledování chemismu srážkové a půdní vody byly založeny v roce 1972. Tyto plochy byly umístěny na nově vzniklou pruhovou holou seč (plocha III), do porostů smrku II. věkové třídy a IV. věkové třídy (plochy IV a I) a na clonnou seč vzniklou odstraněním 50 % původní zásoby dřevní hmoty ze stejného porostu, jako byl na ploše I. V roce 1989 byly domýceny stromy na clonné seči a byla také zřízena další plocha v mladém porostu buku (plocha V). Bližší porostní údaje jsou obsaženy v tab. I. Plochy I až IV leží v nadmořské výšce 440 m, na mírném jihovýchodním svahu (sklon 5–8 %). Porost buku s plochou V je v nadmořské výšce 420 m. Zeměpisné souřadnice objektů jsou 15°14'20" v. d. a 49°40'20" s. š.

Matečným substrátem pro vývoj půd je materiál jílovité zvětřaliny biotitické pararuly třetihorního původu s proměnlivou příměsí sprašového materiálu. Na plochách I až IV ovlivňuje geologický původ a stáří i hranice horizontů Ae (El), který přibližně v hloubce 30 cm přechází do Bt a jeho jílovitá zemina s červenohnědými a žlutohnědými jílovitými povlaky dosahuje zhruba hloubky 100 cm, kde přechází do zvětřaliny matečné horniny. V půdním profilu na ploše V je barevná a strukturální odlišení horizontů méně výrazné.

Plocha ¹	Dřevinná skladba ²	Stáří porostu k 1. 1. 1990 ³	Bonita ⁴	Lesní typ ⁵	Půdní typ ⁶	Nadmořská výška ⁷ (m)
I	sm 100	86	4	4P1	luvisem ⁹	440
II	sm, bk	1	4	4P1	luvisem ⁹	440
III	nezalesněno ⁸	–	–	4P1	luvisem ⁹	440
IV	sm 100	48	1	4P1	kambizem typická ¹⁰	440
V	bk 100	24	2	3K1	kambizem typická ¹⁰	420

¹plot, ²tree species composition, ³stand age on 1st Jan. 1990, ⁴site class, ⁵forest type, ⁶soil type, ⁷height above sea level, ⁸not forested, ⁹luvisol, ¹⁰typical cambisol

Popis zařízení a prováděných prací

Srážková voda na holé seči a pod porosty je zachycována do otevřených koryt z novoduru, umístěných ve výšce 100 cm. Půdní voda je jímána do lyžimetrů ze stejného materiálu. Zachycená voda je sváděna do nádob z PVC umístěných v půdních sondách. V zimních obdobích jsou tuhé srážky zachycovány do přenosných novodurových nádob. Odběry vody jsou prováděny ve čtrnáctidenních a měsíčních intervalech. Ve stejných obdobích je odebírána i voda z potoka na měrném přepadu a z pramene vyvěrajícího asi 100 m nad měrným přepadem.

METODIKY LABORATORNÍCH ROZBORŮ

Během období sledování chemismu vod docházelo k postupnému obnovování a zlepšování přístrojového vybavení laboratoří. K měření pH je nyní používán mikroprocesor pH ION Meter pMX 2000. Celkový organický uhlík (Cox) je stanovován jodometrickou titrací po mineralizaci kyselinou chromsírovou. Ionty NO_3^- a NH_4^+ byly původně zjišťovány kolorimetricky (Hoffman et al., 1965), od r. 1985 s použitím přístroje Technicon Auto Analyzer II. Od roku 1994 (1995) se pak stanovuje NO_3^- na iontovém kapalinovém chromatografu Thermoseparation Products a NH_4^+ na kolorimetru SAN Plus Analyzer firmy Skalar. Koncentrace Cl^- a F^- byly zjišťovány do r. 1994 pomocí iontové selektivních elektrod a od r. 1995 se stanovují také na kapalinovém chromatografu TSP. Sírany byly původně stanovovány gravimetricky, od r. 1985 na přístroji Technicon a od r. 1994 na kapalinovém chromatografu. Fosforečnany (PO_4^{3-}) byly měřeny kolorimetricky, při použití molybdenanu amonného. Od roku 1985 byly měřeny na přístroji Technicon a od r. 1995 na kapalinovém chromatografu.

Stanovení kationtů včetně kovů (Na, K, Mg, Ca, Zn, Mn, Fe, Al) od počátku výzkumu umožnilo použití spektrofotometru Varian – Techtron. Od roku 1994 byl v laboratoři instalován spektrometr ICP OES LIBERTY 220 firmy Varian.

Při analýzách půdních vzorků byly v minulosti pro zjištění zásoby přístupných živin používány výluhy 1% kyselinou citronovou. Od roku 1989 jsou přístupné

živiny (kationty) vyluhovány v 1 N NH_4Cl , fosforečnany (PO_4^{3-}) jsou z půdy vyluhovány směsí 0,05 N HCl a 0,025 N H_2SO_4 . Pro stanovení celkové zásoby prvků v humusovém materiálu byla pro výluh popela (po vyžhání do 450 °C) použita koncentrovaná HCl.

Celkový obsah organického uhlíku (Cox) je zjišťován Tjurinovou metodou a celkový dusík (N_t) po kjeldahlizaci, dřeve na přístroji Technicon a nyní na kolorimetru SAN Plus Analyzer (Skalar). Pro určení kationtů a kovů v roztocích byly používány stejné přístroje jako pro analýzy vod.

VÝSLEDKY

Chemické složení srážkové vody

Chemismus vody zachycované na holé seči (plocha III) do odkrytých koryt ukazuje složení srážkové vody kontaminované pouze látkami usazenými na povrchu srážkoměrného zařízení „bulk precipitation“. Kyselost těchto atmosférických srážek kolísá, což se projevuje nejen v hodnotách zjišťovaných v měsíčních sumarizovaných srážkách, ale i v ročních průměrech (tab. II). Do roku 1978 se roční průměrné hodnoty pohybovaly od pH 3,95 do 4,50. Od roku 1979 až do r. 1983 bylo patrné zřetelné vyšší okyselení srážkové vody na seči. Průměrné hodnoty nad pH 4,0 vzrostly ve srážkách opět až od r. 1984 s pH od 4,1 do 4,6. V posledních letech (1993–1995) dosahovalo už pH 4,85 až 5,10. Tyto hodnoty převyšují průměrné pH srážkové vody z let 1973 a 1974 (4,50 a 4,45). Za hlavní zdroj acidifikace srážkové vody jsou považovány anionty silných kyselin, v našich českých poměrech především sloučeniny síry, a to převážně ve formě SO_4^{2-} . Jejich průměrné roční koncentrace se v celém sledovaném období pohybovaly od 4,04 do 7,03 mg.l^{-1} (tab. II).

V několikaletých průměrech je však ve srážkách zachycovaných na seči (plocha III) viditelné postupné snižování průměrných koncentrací sulfátů z 6,39 mg.l^{-1} v letech 1973–1979 na 4,76 mg.l^{-1} v letech 1994–1995.

Průměrné hodnoty koncentrací fluoru (F^-) v hodnocených obdobích naopak stoupaly až do počátku devadesátých let (1990–1993), v posledním období je patrný určitý pokles (tab. II). Podobný průběh měla i míra kontaminace srážkové vody chloridy (Cl^-).

II. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě na seči (Želivka – plocha III) v období let 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995) (mg.l^{-1}) – Average biogen concentrations in precipitation water and soil gravitational water on the clearcut area (Želivka – plot III) in the years 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995 (mg.l^{-1})

Odběrové místo – srážky na seči ¹											
Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Al	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}
1973–79	0,088	0,30	0,29	0,30	3,60	0,46	1,01	3,05	1,31	0,034	6,39
1980–83	0,226	0,27	0,50	0,42	5,18	0,24	0,81	3,48	2,07	0,036	5,78
1984–89	0,054	0,54	0,95	0,45	3,38	0,20	1,36	5,04	2,84	0,058	5,71
1990–93	0,029	0,40	0,82	0,47	2,44	0,23	1,55	4,72	2,84	0,072	5,11
1994–95	0,010	0,58	0,60	0,50	2,05		0,70	3,98	2,05	0,055	4,76
Gravitační voda pod humusovým horizontem O (Ao) ³											
1973–79	0,044	0,37	6,57	1,17	9,56	0,23	1,99	7,10	4,96	0,061	12,20
1980–83	0,070	0,30	8,42	1,10	8,60	0,45	1,57	4,36	4,48	0,065	11,60
1984–89	0,042	0,37	5,77	1,05	4,45	0,53	0,66	1,99	4,07	0,072	13,90
1990–93	0,017	0,54	4,21	0,79	3,08	0,49	0,93	0,96	3,18	0,074	12,00
1994–95	0,009	0,65	2,09	0,86	3,18	0,45	0,87	2,00	1,75	0,050	7,00
V hloubce 30 cm ⁴											
1973–79	0,015	0,96	1,93	3,52	10,77	0,43	0,21	8,51	2,46	0,022	27,90
1980–83	0,028	0,98	3,91	2,26	7,43	0,39	0,19	0,60	1,65	0,035	18,70
1984–89	0,008	0,87	5,50	1,52	4,09	0,27	0,70	1,64	1,98	0,085	14,90
1990–93	0,006	1,68	2,47	1,68	4,60	0,23	1,10	2,05	2,60	0,053	18,30
1994–95	0,012	1,63	2,63	1,94	4,95	0,10	0,61	1,52	1,87	0,053	20,30
V hloubce 100 cm ⁵											
1973–79	0,009	4,52	0,91	1,54	7,09	0,19	0,05	4,70	2,10	0,016	22,30
1980–83	0,018	2,50	1,58	1,18	6,38	0,25	0,05	0,37	1,62	0,041	17,40
1984–89	0,035	1,83	2,28	1,44	4,29	0,26	1,05	1,72	4,80	0,107	20,47
1990–93	0,004	2,89	1,01	1,23	4,41	0,41	0,82	0,74	1,36	0,036	25,80
1994–95	0,002	3,31	1,93	1,32	4,51	0,13	1,34	1,18	1,50	0,096	20,80

¹sampling site bulk precipitation on a clearcut area, ²period, ³gravitational water under humus horizon O (Ao), ⁴at a depth of 30 cm, ⁵at a depth of 100 cm

Vzestup koncentrací sloučenin dusíku (NO_3^- a NH_4^+) probíhal od počátku sledování až do konce osmdesátých let. Zřetelnější pokles koncentrací se projevuje až v letech 1994 a 1995.

Vývoj obsahu rozpuštěných kationtů ve srážkách ve sledovaném období nebyl jednoznačný.

V dospělém smrkovém porostu (plocha I) jsou podkorunové srážky výrazně obohacovány látkami smývanými a vymývanými z povrchu biomasy korun.

S výjimkou let 1974, 1975, 1994 a 1995 nedosahuje v okapové vodě průměrné roční pH hodnoty 4,0. Nejvyšší srážková voda pod korunami smrku byla zachycována v období let 1979–1985 s minimem v r. 1983 (pH 3,15). Koncentrace sulfátů v ročních průměrech poněkud kolísaly, ale v několikaletých průměrech se podstatně neměnily ($>50 \text{ mg.l}^{-1}$). Poklesy koncentrací SO_4^{2-} se výrazněji projevily až v letech 1994 a 1995 (31 a 21 mg.l^{-1}). Průměrné hodnoty (F^-) za několikaletá období během sledování stoupaly až do počátku devadesátých let; pokles je patrný až v letech 1994 a 1995. Podobné trendy vývoje koncentrací měly v okapové vodě pod korunami smrkového porostu i ionty Cl^- a slou-

čeniny dusíku (NO_3^- a NH_4^+). Snížené průměrné hodnoty posledních tří zmíněných iontů v posledních letech byly však stále vyšší než v sedmdesátých letech (tab. III).

V mladším porostu smrku (plocha IV) je okapová voda kontaminována imisními látkami v menší míře než v dospělém porostu (plocha I). Koncentrace NH_4^+ a aniontů silných kyselin byly v hodnocených obdobích nižší a také – s výjimkou roku 1994 a 1995 – dosahovala vyššího pH (tab. IV). V časovém průběhu se projevilo zřetelné snížení kyselosti okapové vody v devadesátých letech. Nejvyšší průměrné hodnoty NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- , F^- , SO_4^{2-} byly vypočteny z výsledků analýz srážek zachycovaných od roku 1984 do roku 1993. Koncentrace kationtů Ca, K, Mg, Na byly v podkorunových srážkách v mladém porostu smrku také nižší než v dospělém porostu a neukazovaly jednotné trendy vývoje.

Pod korunami smrku na clonné seči (plocha II) bylo zachycováno větší množství srážkové vody než v porostech smrku (plocha I a IV). Snížení biomasy korun ovlivnilo i chemismus srážek na této ploše tím, že probíhalo rozdílné zachycování suchého spadu než pod zapojenými porosty. Průměrné koncentrace aniontů

III. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě ve smrkovém porostu (Želivka – plocha I) v období let 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995) (mg.l^{-1}) – Average biogen concentrations in precipitation water and soil gravitational water in a spruce stand (Želivka – plot I) in the years 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995 (mg.l^{-1})

Odběrové místo – podkorunové srážky ¹											
Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Al	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}
1973–79	0,212	0,99	7,43	1,35	14,34	0,93	3,16	7,78	1,82	0,26	53,9
1980–83	0,460	1,13	8,20	1,67	13,40	1,07	3,18	8,89	3,06	0,35	58,8
1984–89	0,260	1,02	8,09	1,67	10,55	0,90	5,99	15,46	5,17	0,41	55,0
1990–93	0,177	1,46	9,60	2,06	10,76	0,88	7,46	18,42	6,80	0,50	54,5
1994–95	0,053	1,07	6,82	1,25	6,96	1,69	4,16	8,97	3,06	0,19	25,6
Gravitační voda pod humusovým horizontem O (Ao) ³											
1973–79	0,131	1,07	10,67	2,17	18,90	0,99	3,24	10,83	3,56	0,23	53,4
1980–83	0,230	0,75	9,61	2,09	18,70	1,06	2,01	7,84	3,84	0,40	58,6
1984–89	0,274	0,89	9,52	3,05	21,20	2,14	2,85	13,39	6,83	0,60	73,4
1990–93	0,140	1,31	16,07	3,05	15,78	1,73	7,10	18,16	10,21	0,55	78,1
1994–95	0,133	1,07	9,32	2,48	13,06	1,69	1,58	9,19	4,51	0,22	46,7
V hloubce 30 cm ⁴											
1973–79	0,042	1,35	2,59	3,89	10,50	0,56	0,94	2,06	3,17	0,04	36,9
1980–83	0,244	1,61	4,76	4,26	12,50	0,50	0,80	3,57	4,52	0,15	46,5
1984–89	0,076	2,00	4,93	8,00	17,92	0,95	4,79	10,11	8,00	0,16	67,4
1990–93	0,065	1,92	10,75	8,26	19,50	1,14	4,32	17,47	9,84	0,60	87,3
1994–95	0,047	3,11	7,83	9,49	22,66	0,87	1,18	5,07	9,47	0,15	93,1
V hloubce 100 cm ⁵											
1973–79	0,017	2,39	0,39	1,40	4,20	1,00	0,05	0,23	5,72	0,02	9,2
1980–83	0,058	2,59	0,94	2,64	7,24	0,15	0,33	0,56	5,51	0,02	18,8
1984–89	0,024	2,02	4,69	5,82	12,73	0,35	0,92	5,27	6,86	0,06	52,3
1986–89 ^{*)}	0,009	5,06	9,51	7,69	7,80	0,33	1,23	1,97	29,36	0,25	74,4

*) voda odsávaná tenzometry – water absorbed by tensometers

¹sampling site – throughfall precipitation, for 2–5 see Tab. II

IV. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě ve smrkovém porostu (Želivka – plocha IV) v období let 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995) (mg.l^{-1}) – Average biogen concentrations in precipitation water and soil gravitational water in a spruce stand (Želivka – plot IV) in the years 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995 (mg.l^{-1})

Odběrové místo – podkorunové srážky ¹											
Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Al	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}
1973–79	0,191	0,45	5,31	0,88	7,90	0,61	1,95	4,47	1,72	0,100	28,20
1980–83	0,209	0,29	6,18	0,89	8,76	0,28	1,62	5,81	1,33	0,120	23,24
1984–89	0,205	0,69	5,26	0,97	6,40	0,48	3,17	9,24	3,05	0,160	29,78
1990–93	0,088	0,63	5,20	1,04	5,36	0,53	3,78	8,24	3,13	0,207	25,72
1994–95	0,042	0,78	4,84	1,03	4,26		3,04	7,24	1,93	0,103	21,22

¹sampling site – throughfall precipitation, ²period

SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , F^- i kationtů Na, Mg, Ca však na clonné seči byly vyšší než ve srážkové vodě zachycované pod korunami mladého zapojeného porostu (IV) (tab. IV a V). Od počátku osmdesátých let se zde však podstatněji snížilo pH srážkové vody a zvýšilo se její zatížení anionty silných kyselin.

Tento trend se na clonné seči projevovat v osmdesátých letech až do smýcení stromového patra (1989)

v takové míře, že se průměrné roční koncentrace NH_4^+ , NO_3^- , Cl^- vyrovnávaly hodnotám stanoveným v podkorunových srážkách v dospělém porostu smrku (tab. III).

V okapové vodě pod korunami mladého porostu buku probíhalo podstatně menší zvyšování koncentrací sledovaných látek než v porostech smrku (tab. VI). U iontů Cl^- a Zn bylo dokonce zjištěno, že se průměrné hodnoty pohybovaly pod hodnotami stanovenými na

V. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě na clonné seči a od roku 1990 na holé seči (Želivka – plocha II) v období let 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995 (mg.l^{-1}) – Average biogen concentrations in precipitation water and soil gravitational water on a shelterwood felling area and since 1990 on a clearcut area (Želivka – plot II) in the years 1973–1979, 1980–1983, 1984–1989, 1990–1993, 1994–1995 (mg.l^{-1})

Odběrové místo – podkorunové srážky ¹											
Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Al	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}
1973–79	0,099	0,62	3,75	0,86	9,59	0,38	2,28	6,81	4,07	0,16	30,98
1980–83	0,213	1,17	6,00	1,14	9,81	0,41	2,73	8,93	2,73	0,26	35,21
1984–89	0,243	0,75	5,37	1,37	9,05	0,81	5,93	15,19	6,08	0,32	47,05
1990–93	0,024	0,64	0,74	0,57	3,05	0,21	1,49	3,70	3,77	0,09	7,54
Gravitační voda pod humusovým horizontem O (Ao) ³											
1973–79	0,215	0,68	3,48	1,23	9,61	0,44	1,89	3,18	1,68	0,29	25,44
1980–83	0,320	0,62	4,51	1,26	10,14	0,68	1,66	3,58	2,11	0,24	27,80
1984–89	0,306	0,69	4,31	1,37	6,29	1,48	1,25	2,85	4,45	0,28	51,44
1990–93	0,062	0,56	6,64	0,82	2,78	0,89	1,94	2,29	5,53	0,13	18,96
1994–95	0,029	0,69	5,99	0,89	2,79	0,63	0,65	1,72	3,13	0,05	9,93
V hloubce 30 cm ⁴											
1973–79	0,030	1,17	4,97	4,28	17,81	0,59	0,21	0,60	3,03	0,03	57,60
1980–83	0,055	1,83	6,73	5,11	27,50	0,18	0,24	0,72	2,85	0,06	69,30
1984–89	0,197	2,07	7,65	7,14	25,80	0,30	0,92	3,23	9,71	0,15	62,20
1990–93	0,013	1,97	6,53	5,00	18,68	0,26	1,38	0,61	4,51	0,07	83,40
1994–95	0,004	0,97	4,81	1,88	6,74	0,30	0,82	1,85	3,14	0,05	24,30
V hloubce 100 cm ⁵											
1973–79	0,004	2,61	4,52	2,40	18,20	0,69	0,06	2,06	2,31	0,02	46,12
1980–83	0,067	2,59	4,03	2,00	6,20	0,16	0,04	0,56	1,45	0,03	42,23
1984–89	0,006	2,00	4,34	2,24	13,10	0,10	1,57	3,27	3,94	0,04	44,07
1990–93	0,005	2,04	4,05	1,90	11,58	0,18	1,54	1,40	3,21	0,08	44,11
1994–95	0,002	2,50	6,09	2,24	12,66	0,04	3,55	2,00	2,74	0,05	36,63

For 1–5 see Tab. III

VI. Průměrné koncentrace biogenů ve srážkové a půdní gravitační vodě v bukovém porostu (Želivka – plocha V) (mg.l^{-1}) – Average biogen concentrations in precipitation water and soil gravitational water in a beech stand (Želivka – plot V) (mg.l^{-1})

Odběrové místo – okapová voda ¹											
Období ²	H	Na	K	Mg	Ca	Al	NH_4^+	NO_3^-	Cl^-	F^-	SO_4^{2-}
1990–93	0,021	0,48	3,02	0,70	2,91	0,23	1,84	5,77	1,83	0,102	11,74
1994–95	0,008	0,57	2,70	0,68	2,28	0,05	0,91	4,47	1,47	0,056	9,82
Půdní gravitační voda pod horizontem O (Ao) ³											
1990–93	0,040	0,63	6,83	1,50	9,05	1,06	2,22	27,71	3,12	0,116	20,71
1994–95	0,015	0,67	4,21	1,51	9,73	0,69	0,64	25,29	1,75	0,061	10,91
V hloubce 20 cm ⁴											
1990–93	0,021	1,15	2,83	1,81	9,50	0,56	1,84	16,59	4,16	0,451	23,18
1994–95	0,005	0,94	1,81	1,13	5,25	0,34	1,30	7,37	2,03	0,149	15,27

¹sampling site – dripping water, ²period, ³soil gravitational water under horizon O (Ao), ⁴at a depth of 20 cm

holé seči. Podobně i průměrné hodnoty pH podkorunové srážkové vody, zachycované v letech 1994 a 1995 v porostu buku, ukazují na to, že byla méně kyselá než „bulk precipitation“ na seči (plocha III). Chemismus vody stékající po kmenech stromů nebyl na ploše Želivka sledován.

Chemismus půdní vody

Biologické a chemické procesy probíhající v lesní půdě ovlivňující podstatně chemismus protékající vody: Na holé seči (plocha III), vzniklé smýcením porostu v zimě 1971/1972, se ve vodě protékající mineralizova-

ným materiálem pokryvného humusu bez vegetačního pokryvu projevily zřetelné nárůsty koncentrací zjišťovaných kationtů K, Mg, Ca, sloučenin dusíku (NH_4^+ , NO_3^-) i dalších iontů proti hodnotám stanoveným ve srážkové vodě (tab. II). V minerální části půdního profilu se nadále zvyšovaly v odtékající vodě obsahy rozpuštěných iontů Na, Mg, SO_4^{2-} a narůstalo i pH vody.

V průběhu sledování vývoje chemismu půdní vody na seči je s rozvojem paseční vegetace patrné snižování vymývání biogenních prvků z horizontu pokryvného humusu. Nejzřetelnější pokles dynamiky se projevil u dusíku a fosforečnanů (PO_4^{3-}). Určité zvýšení průměrných koncentrací za hodnocené období 1973–1995 je vidět u Al a F^- , a to i v minerální půdě. V období let 1981–1983 byly zjišťovány ve srážkové a půdní vodě nejvyšší koncentrace protonů (H^+), které se v dalších letech snižovaly (narůstalo její pH). Průměrné koncentrace sledovaných látek v půdní gravitační vodě na holé seči byly nižší než v půdní vodě pod porosty smrku.

Pod porostem smrku (plocha I) působí humusový horizont (O) snižování kyselosti perkolující vody a její obohacování dalšími rozpuštěnými látkami. Výraznější zvýšení koncentrací je patrné u K, Mg, Ca, Al, Cl^- (tab. III); naopak spíše snížení se projevilo u Na a NH_4^+ . Při průtoku vody minerální půdou probíhalo odlučování protonů a iontů NH_4^+ , NO_3^- , F^- , K a Al. Mírný nárůst se projevoval u Na, Mg a Cl^- . V průběhu sledování chemismu půdní vody se v ní zvyšovaly koncentrace síranových iontů při relativně malých změnách jejich obsahu ve srážkové vodě. Současně narůstaly koncentrace kationtů Na, K, Mg, Ca. Časově postupné zvyšování koncentrací je patrné i u Cl^- , F^- a sloučenin dusíku (NH_4^+ , NO_3^-). Tento trend se projevoval u jmenovaných iontů do roku 1993 i v podkorunových srážkách. Bez současného nárůstu ve srážkové vodě se zvyšovaly koncentrace SO_4^{2-} v půdní vodě.

Méně intenzivní kontaminace srážkové vody imisními látkami v korunách mladého porostu smrku (plocha IV) než ve starším porostu (plocha I) odpovídá i jejich nižšímu obsahu ve vodě protékající humusovým horizontem (tab. IV). Tato skutečnost se projevuje především u SO_4^{2-} , F^- , Cl^- , NO_3^- , NH_4^+ , Al i u H^+ (protonů). Také v časové řadě pozorování probíhaly obdobné změny koncentrací jako v půdě pod porostem I. U H^+ iontů byly nejvyšší na počátku osmdesátých let a později, zejména v devadesátých letech, hluboko poklesly pod úroveň ze sedmdesátých let. Koncentrace Cl^- , F^- a SO_4^{2-} narůstaly do konce r. 1993 a nitrátů (NO_3^-) až do posledního hodnoceného roku 1995. Je zapotřebí poznamenat, že na počátku r. 1994 došlo k poškození porostu sněhem a po těžbě k jeho proředění.

V humusovém horizontu půdního profilu na clonné seči domčené v r. 1989 (plocha II) neprobíhalo podstatnější obohacování protékající vody sledovanými látkami imisního původu (tab. V). U sloučenin dusíku (NH_4^+ , NO_3^-) se koncentrace v protékající vodě dokonce snižovaly. Na této ploše se vyvinulo souvislé bylinné patro s převahou metlice (*Avenella flexuosa*). V minerální půdě do hloubky 30 cm se podstatně snižovala

koncentrace protonů (H^+) a narůstaly koncentrace síranů (SO_4^{2-}) a kationtů Na, K, Mg, Ca, méně Cl^- . V minerální půdě se zvýšily i koncentrace SO_4^{2-} .

V mladém porostu buku (plocha V) se voda při průtoku humusovým horizontem mírně okyselovala (pokles pH) a zvyšovaly se v ní koncentrace všech prvků. Relativně největší nárůsty, vzhledem k hodnotám stanoveným v okapové vodě, byly zjišťovány u Ca a NO_3^- . V povrchových horizontech minerální půdy jsou však z odtékající vody odlučovány ionty H^+ , K, Al, NH_4^+ , NO_3^- (tab. VI).

CELKOVÝ SPAD PRVKŮ SE SRÁŽKAMI ZACHYCOVANÝMI NA VÝZKUMNÝCH PLOCHÁCH

Celkový spad prvků na seči (plocha III)

Zjišťování látkového složení srážkové vody a depozice sledovaných prvků (iontů) probíhá od r. 1973. Vývoj depozice imisních látek se srážkovou vodou v ročních hodnotách je prezentován na obr. 1 až 4.

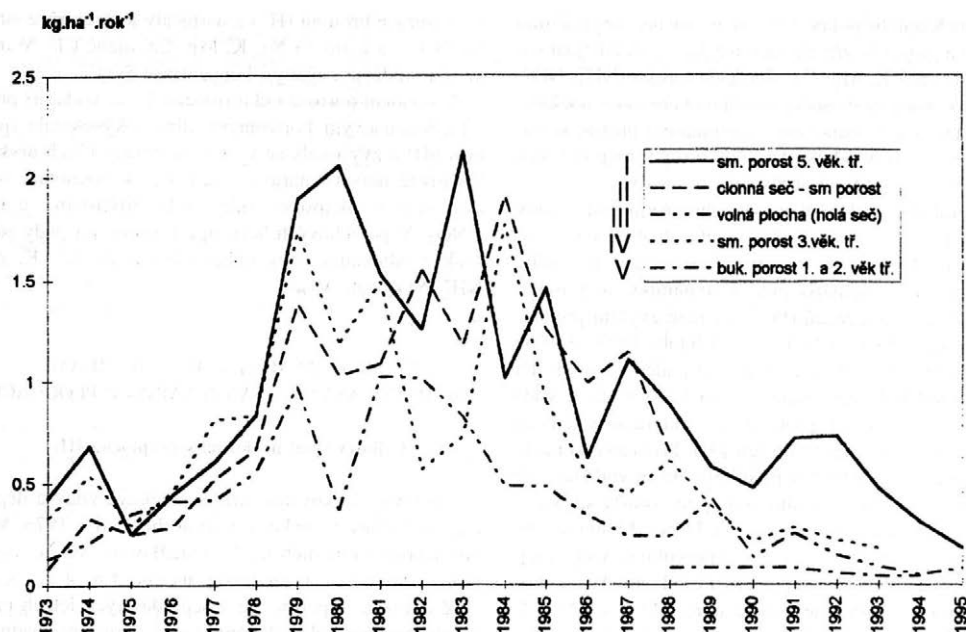
Z obrázků je patrné, že v sedmdesátých letech probíhalo postupné okyselování srážek nárůstem spadu H^+ iontů, který se nejvýrazněji projevil na konci sedmdesátých let a setrval do r. 1983. V dalších letech byl patrný pokles a i v devadesátých letech pokračovalo snižování jejich spadu.

Depozice SO_4^{2-} vykazuje nižší roční výkyvy než u H^+ a také není patrný tak zřetelný rozdíl v průběhu času a tedy ani její výrazný pokles v devadesátých letech. U spadu dusíku (NO_3^- , NH_4^+) se dostavil vzestup později až v osmdesátých letech, především ve druhé polovině, a přetrvává do devadesátých let (více než 10 kg N.ha⁻¹ za rok). Největší spad F^- byl zjištěn ve druhé polovině osmdesátých let a setrval až do r. 1993. U všech uvedených imisních látek se projevil pokles depozice až v letech 1994 a 1995.

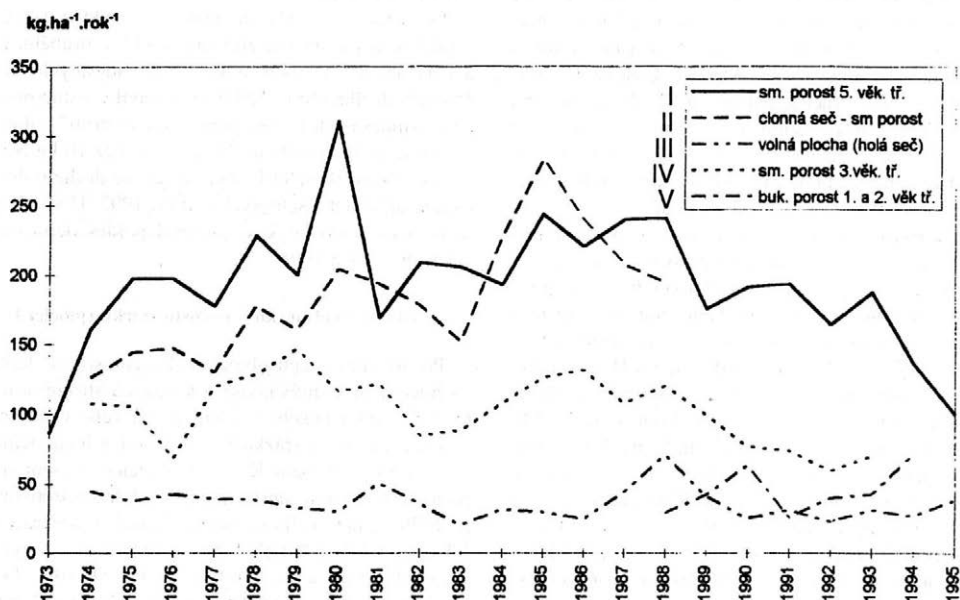
Celkový spad prvků v porostu smrku (plocha I)

Porost smrku způsobuje obohacení srážek látkami zachycenými a smývanými v korunách stromů a u některých prvků působí zvýšení jejich celkového spadu s podkorunovými srážkami vymývání z listů (jehliček); týká se to především K a Mn. Zřetelné zvýšení spadu protonů v porostu smrku na ploše I lze pozorovat od r. 1979, jejich celková roční depozice překračovala 1 kmol.ha⁻¹. V pozdějších letech se depozice s výkyvy snižovala až na 0,180 kmol.ha⁻¹ v r. 1995 (obr. 1).

Vyšší spady síranů (SO_4^{2-}) odpovídaly časově zvýšení spadu protonů (1979–1988), ale pokles depozice v devadesátých letech není tak výrazný jako u protonů (obr. 1 a 2). U fluoridů překračovaly depozice 1 kg.ha⁻¹ od r. 1979 až do r. 1994 (obr. 4). Depozice sloučenin dusíku (NH_4^+ , NO_3^-) vzrostly v polovině osmdesátých let a přesahovaly 30 kg N.ha⁻¹.rok⁻¹ až do devadesátých let, v posledních letech klesají (obr. 3). Podobný vývoj má ve smrkovém porostu i spad Cl^- .



1. Spad imisních látek se srážkovou vodou na plochách Želivka – Spad vodíkových iontů (H^+) – Precipitation immission deposition on Želivka plots – Deposition of hydrogen ions (H^+) ($kg \cdot ha^{-1} \cdot year^{-1}$)



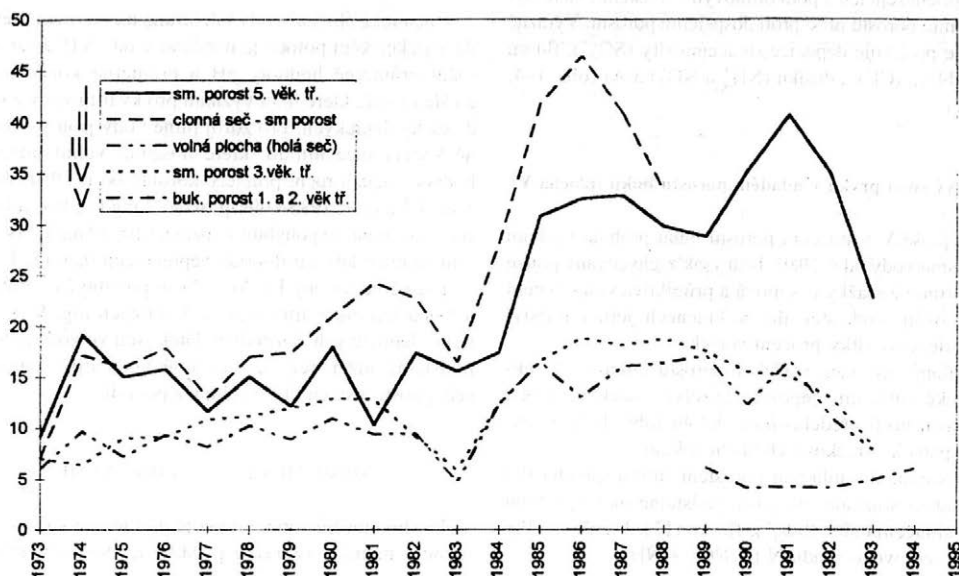
2. Spad síranů (SO_4^{2-}) – Deposition of sulfates (SO_4^{2-})

Celkový spad prvků na clonné seči (plocha II)

Snížení korunového zápoje a biomasy korun porostů s clonnou sečí (plocha II) vytěžením 50 % dřevní hmoty se v prvních letech pozorování projevilo nižší depo-

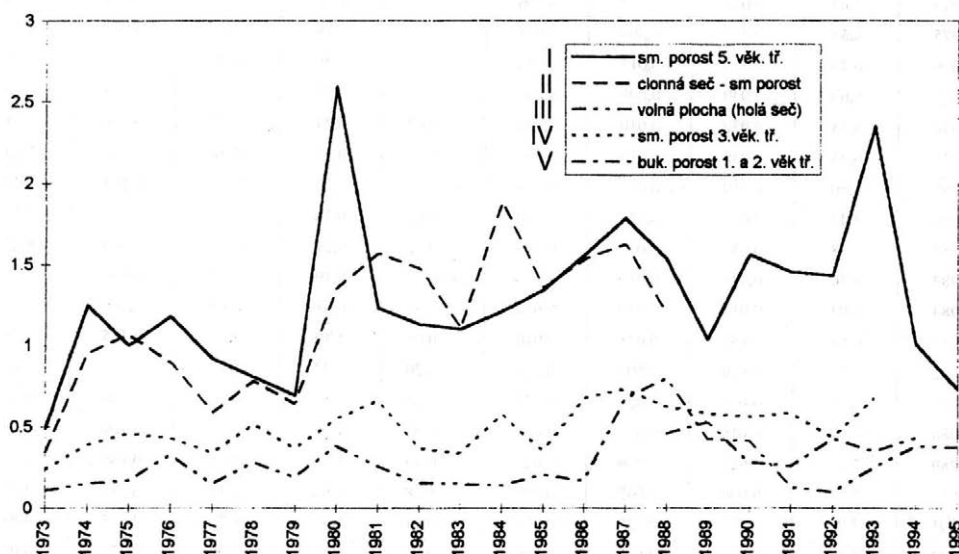
zici protonů (H^+) než v zapojeném porostu smrku (1973–1981). Postupem času však koncentrace protonů narůstaly, takže od poloviny osmdesátých let dokonce překračovaly roční sumy spadu H^+ iontů zjišťované s podkorunovými srážkami ve smrkovém porostu I.

kg.ha⁻¹.rok⁻¹



3. Spad dusíku ($N/NO_3^- + N/NH_4^+$) – Deposition of nitrogen ($N/NO_3^- + N/NH_4^+$)

kg.ha⁻¹.rok⁻¹



4. Spad fluoru (F) – Deposition of fluorine (F)

Stejný časový vývoj měl i vzájemný poměr sumy spadu SO_4^{2-} (sloučenin síry) a F^- (fluoridů). Depozice Cl^- (chloridů) byly v sedmdesátých i osmdesátých letech přibližně vyrovnané. Domýcení stromů na clonné seči proběhlo v r. 1989.

Celkový spad prvků v mladším porostu smrku (plocha IV)

V mladším porostu smrku na ploše IV probíhala také vysoká interceptace atmosférických srážek v korunách, ale současně menší zachycování látek z ovzduší než ve star-

ším porostu na ploše I. Dosvědčují to roční sumy H^+ iontů přicházejících s podkorunovými srážkami, které byly v tomto porostu nižší proti dospělému porostu. Výrazně nižší se projevuje depozice sloučenin síry (SO_4^{2-}), fluoru (F^-), chloru (Cl^-) a dusíku (NH_4^+ a NO_3^-) a Al (obr. 1–4, tab. X).

Celkový spad prvků v mladém porostu buku (plocha V)

Na ploše V v mladém porostu buku probíhá výzkum chemismu vody od r. 1989. Jsou však zachycovány pouze podkorunové srážky (okapová a průniková voda) a není zachycována voda stékající po kmenech, jejíž množství dosahuje až desítky procent srážek.

Období sledování srážek v porostu buku je charakteristické snížením depozice kyselých látek ve všech porostech proti předchozímu období (obr. 1–4) a současně patří ke srážkově chudším rokům.

Ve srovnání s mladým porostem smrku (plocha IV) přichází se srážkami do půdy podstatně méně protonů (H^+), sloučenin síry (SO_4^{2-}), fluoru (F^-). Menší rozdíly jsou u celkového spadu N ($N/NO_3^- + NH_4^+$).

CHEMISMUS VODY V POTOCE

Chemické složení vody odebírané na měrném přepadu v Pekelském potoce je uvedeno v tab. VII. Jsou zde roční průměrné hodnoty pH a průměrné koncentrace dalších iontů, které mají význam pro kvalitu vody z hledisek hygienických. Pro zdroj pitné vody jsou významné koncentrace nitrátů, které dosahují velmi nízkých hodnot – jejich roční průměry kolísaly od r. 1984 okolo 1 mg.l^{-1} a od r. 1985 kolísají okolo 2 mg.l^{-1} . Roční koncentrace síranů se pohybují v rozmezí $10\text{--}20 \text{ mg.l}^{-1}$ (s výjimkou dvou let) a u fluoridů nepřekračují $0,20 \text{ mg.l}^{-1}$.

Průměrné obsahy Fe, Mn, Zn se pohybují v setinách a tisícinách mg v litru a Al v desetinách mg. Koncentrace sledovaných cizorodých látek jsou ve vodě potoka podstatně nižší než ve srážkové vodě díky retenční schopnosti lesních ekosystémů v povodí.

CHEMISMUS PŮD A JEHO VÝVOJ

Pro hodnocení stavu a vývoje půd máme k dispozici rozborů půdních vzorků z počátku r. 1994 a výsledky

VII. Cizorodé látky ve vodě Pekelského potoka (Želivka) (mg.l^{-1}) – Extraneous matters in the water of the Pekelský potok stream (Želivka) (mg.l^{-1})

Rok ¹	pH	Zn	Mn	Fe	Al	N ^{*)}	NO_3^-	F	S ^{**)}
1973	7.11	0.032	0.019			0.24	0.90	0.071	4.25
1974	7.03	0.027	0.045	0.056		0.29	1.20	0.078	5.44
1975	6.83	0.021	0.004	0.031		0.18	0.84	0.060	4.20
1976	6.73	0.023	0.011	0.032		0.26	0.92	0.081	4.27
1977	6.63	0.030	0.006	0.040		0.30	1.13	0.035	4.31
1978	6.74	0.030	0.010	0.030	0.02	0.24	0.93	0.060	3.58
1979	6.35	0.030	0.010	0.030	0.02	0.21	0.91	0.084	5.54
1980	6.50	0.010	0.010	0.010	≤ 0.02	0.20	0.93	0.107	5.28
1981	6.42	0.035	0.048	0.020	≤ 0.02	0.30	1.19	0.094	7.26
1982	6.58	0.035	0.010	0.010	≤ 0.02	0.21	0.91	0.049	5.47
1983	6.50	0.040	0.010	0.010	≤ 0.02	0.19	0.82	0.030	4.40
1984	6.03	0.013	0.010	0.010	0.03	0.38	0.80	0.060	3.34
1985	6.86	0.034	0.038	0.040	0.05	1.19	3.49	0.105	6.39
1986	7.27	0.069	0.005	0.027	0.20	0.47	1.97	0.085	4.65
1987	7.00	0.023	0.028	0.027	0.23	0.58	1.71	0.106	6.45
1988	7.17	0.015	0.020	0.040	0.03	1.08	2.40	0.160	5.02
1989	7.41	0.015	0.009	0.027	0.13	1.14	2.11	0.148	3.37
1990	7.31	0.008	0.062	0.028	0.18	1.62	2.31	0.188	3.74
1991	7.28	0.009	0.025	0.027	0.11	1.41	1.79	0.173	4.24
1992	7.12	0.016	0.035	0.016	0.05	1.15	2.90	0.151	4.09
1993	6.99	0.010	0.030	0.050	0.35	1.20	2.18	0.190	5.61
1994	7.20	0.011	0.007	0.011	0.02		1.84	0.140	5.00
1995	6.95	0.016	0.013	0.087	0.06	0.68	1.68	0.126	6.62
1996	6.53	0.010	0.005	0.063	0.03	0.53	2.02	0.136	6.41

*) $N = N/NO_3^- + N/NH_4^+$

**) $S = S/SO_4^{2-}$

¹year

Hloubka ¹ (cm)		Rok odběru ²	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	C _{ox} (%)	C : N	ppm							
							Na	K	Mg	Ca	P	Al	Fe	Mn
Hor. Oh/H	C	1980	4,4	3,5	14,00	15,7	20	534	152	1 083	112	1 016	1 039	907
	C	1988	4,3	3,5	11,30	10,6	11	115	135	1 116	63	1 029	968	500
	A	1994	4,1	3,4	14,20	22,7	20	352	113	760	30	562	187	311
0–7	C	1972	4,6	4,2	2,60	18,8		122	82	203	9		3 413	
0–5		1983	4,2	3,3	2,84	28,1	25	83	51	221	13	1 131	898	76
0–4		1988	4,1	3,3			5	40	41	157	14	990	753	24
0–5	A	1994	3,7	3,3	4,32	19,6	21	155	57	176	30	724	128	76
5–10	C	1983	4,3	3,5	1,55	22,1	14	45	22	109	9	1 008	666	153
5–10		1988	4,0	3,5	0,56	10,4	17	23	17	45	8	779	394	140
5–10	A	1988	4,0	3,5	0,56	10,4		45	17	52		560	3,7	28
5–10		1994	4,1	3,6	1,12	15,3	15	79	26	79	31	511	27	83
7–35	C	1972	4,7	4,5	0,58	9,8		47	110	74	13		445	
10–30		1983	4,5	3,6	0,52	17,4	14	51	24	91	4	499	443	250
10–30		1988	4,5	3,9	0,45	12,5	15	41	41	201	7	632	622	272
10–30	A	1988	4,5	3,9	0,45	12,5		75	110	235	7	267	15	57
10–30		1994	4,8	4,1	0,44	12,6	15	121	98	538	35	211	0,6	74
35–65	C	1972	5,4	4,4	0,17	6,1		16	54	423	4		220	
30–60		1983	5,2	3,9	0,24	17,9	14	113	88	390	2	315	287	74
30–60		1988	5,2	4,0	0,23	7,5	19	124	122	579	6	377	244	59
30–60	A	1988	5,2	4,0	0,23	7,5		198	257	1 337	6	64	0,7	28
30–60		1994	5,4	4,5	0,46	12,2	12	154	228	1 344	39	41	0,6	34
65–110	C	1972	5,5	4,2	0,10	3,9		51	84	436	6		141	
60–100		1984	5,4	4,0	0,21	9,0	18	88	94	495	3	292	264	34
60–100		1988	5,4	4,0	0,28	7,8	19	107	128	797	4	292	220	33
60–100	A	1988	5,4	4,0	0,28	7,8		170	284	1 676	4	42	0,9	15
60–100		1994	5,6	4,7	0,46	12,6	15	152	244	1 707	41	20	0,4	23
100–110	C	1988	5,4	4,0			15	81	119	702	3	255	91	7
100–110	A	1988	5,4	4,0				134	287	1 662	3	38	1,1	6

C – vyluh 1% kyselinou citronovou – extract with 1% citric acid, A – vyluh 1 N NH₄Cl – extract with 1 N NH₄Cl¹depth, ²year of sampling

z rozborů prováděných v minulých letech (tab. VIII a IX). S ohledem na zachování únosného rozsahu příspěvku uvádíme pouze výsledky z holé seče (plocha III) a z porostu smrku (plocha I).

Výsledky půdních rozborů v tab. VIII a IX představují do r. 1988 zásobu „přístupných živin“ vyluhovaných 1% kyselinou citronovou, která vytváří s kationty a atomy kovů a s jejich sloučeninami cheláty. Do roztoku se tak dostávají i oxidy kovů, případně kationty z uhlíkatů. Od roku 1988 byl pro extrakci půdy využíván 1 N NH₄Cl. Toto činidlo vytěšňuje do roztoku pouze ionty vázané v sorpčním komplexu. To vysvětluje podstatné rozdíly v množství stanovených kovů (Al, Fe, Mn) při použití obou uvedených metodik.

Na ploše I s dospělým smrkovým porostem, kde je zjišťován nejvyšší spád protonů, aniontů silných kyselin a kovů, má humusový horizont a povrch minerální půdy silně kyselé pH(H₂O) (<4,2). V hloubce 10 až 50 cm

dosahuje pH hodnoty 4,4–5,0 a hlouběji je vyšší než 5,0. V povrchové části půdního profilu se na nasycení sorpčního komplexu podstatně podílí Al a Mn, s hloubkou se zvyšuje podíl Ca a Mg.

Údaje jednotlivých let ukazují, že v půdě smrkového porostu (plocha I) probíhal až do r. 1988 výrazný pokles pH v celém profilu. Současně se projevil snížování zásoby přístupného K, Mg, Ca a až do hloubky 40 cm a přítomnosti vyluhovatelných forem Al, Fe a Mn do 20 cm. V hlubších půdních horizontech (od 40 do 100 cm) byl také zjišťován pokles zásoby přístupných kationtů K, Mg, Ca, který se po r. 1983 zastavil. Od roku 1988 až do r. 1994 proběhlo zvýšení pH a v sorpčním komplexu narůstala zásoba K, Ca a Mn. V půdní spodině byl tento proces výraznější a současně zde poklesl podíl sorbovaných iontů Al a Fe.

Na zatrávnělé seči vzniklé po smýcení porostu v zimě 1971/1972 (plocha III) má půda v celém profilu

Hloubka ¹ (cm)		Rok odběru ²	pH(H ₂ O)	pH(KCl)	C _{ox} (%)	C : N	ppm							
							Na	K	Mg	Ca	P	Al	Fe	Mn
Hor. Of(F)	C	1980	4,3	3,4	34,80	29,0	22	415	148	2 110	110	730	700	2 750
Hor. Oh(H)		1980	3,9	3,1	27,90	23,4	22	315	98	1 001	62	1 000	900	1 575
Hor. Oh		1988	3,8	3,0	25,60	22,0	15	154	110	1 008	66	990	670	81
Hor. Oh	A	1994	4,0	3,3	20,70	20,2	20	409	161	2 041	34	362	84	377
0-5	C	1974	3,9	3,8	2,26	20,2		68	76	170				
0-5		1980	3,7	3,0	4,07	13,3	8	66	58	130				
0-10		1983	3,8	3,1	1,64	21,0	20	31	30	88	6	1 350	888	40
0-4		1988	3,7	3,2	1,70	17,2	11	32	35	83	7	1 121	829	10
0-4	A	1988	3,7	3,2	1,70	17,2		60	25	152	7	726	54	12
0-4		1994	3,9	3,4	3,38	12,2	10	87	28	182	23	573	49	116
5-20	C	1971	4,6	4,5	0,58			50	96	222	10		700	
5-20		1980	4,1	3,4	1,39	16,5	19	33	31	115				
10-20		1983	4,2	3,5	0,89	21,2	18	32	21	73	4	860	406	158
4-20		1988	4,0	3,5	1,31	19,2	14	27	31	35	9	1 010	434	50
4-20	A	1988	4,0	3,5	1,31			67	17	64	9	651	10	28
5-20		1994	4,3	3,9	1,20	15,4	14	64	17	66	12	464	7	135
20-40	C	1971	5,1	4,4	0,28	19,0		74	91	320	4		266	
		1983	4,5	3,5	0,33	14,1	19	34	71	199	4	521	349	173
		1988	4,4	3,7	0,21	5,8	8	35	45	117	6	773	580	234
	A	1988	4,4	3,7	0,21	5,8		77	59	177	6	531	4	35
		1994	4,5	4,0	0,69	11,7	14	72	67	185	18	334	10,1	127
40-70	C	1971	5,4	4,4	0,17	12,0		49	136	373	3		266	
		1983	4,9	3,7	0,17	11,9	25	24	102	418	2	301	266	61
		1988	4,7	3,8	0,21	6,4	18	29	142	511	5	404	192	42
	A	1988	4,7	3,8	0,21	6,4		70	157	848	5	74	0,5	27
		1994	5,1	4,4	0,76	11,8	17	101	222	872	30	62	<0,05	55
75-95	C	1971	5,7	4,4	0,13	9,0		41	142	163	3		249	
70-90		1983	4,8	3,6	0,18	14,6	25	20	73	287	2	255	165	22
70-90		1988	4,8	3,7	0,19	9,1	21	23	105	444	5	318	179	18
70-90	A	1988	4,8	3,7	0,19	9,1		64	182	795	5	89	3,5	25
70-90		1994	5,3	4,6	0,41	10,8	18	92	211	1 073	39	26	<0,5	34
95-110	C	1971	5,4	4,1	0,10	7,0		33	84	203	6		183	
90-110		1993	4,8	3,3	0,09	8,4	24	20	61	221	2	248	109	21
90-110		1988	4,8	3,4	0,13	8,7	26	27	96	378	6	293	92	8
90-110	A	1988	4,8	3,4	0,13	8,7		55	180	634	6	150	0,7	7
90-100		1994	5,1	4,4	0,44	12,2	25	85	199	950	29	70	<0,5	23

For 1-2, A, C see Tab. VIII

vyšší pH než pod porosty. Povrchové vrstvy však obsahují v sorpčním komplexu také vysoký podíl Al a Mn. Od 20 až 30 cm převažují kationty Ca a Mg.

V průběhu let sledování od r. 1972 do r. 1988 se projevil pokles aktivního a výměnného pH (H₂O, KCl) v celém půdním profilu. V pokryvném humusu a v povrchovém horizontu Ao (do 10 cm) nastal pokles zásoby přístupného K, Mg, Ca i Al, Fe, Mn. V citrátovém výluhu půdy z hloubky 10–30 cm (EI) byl v tomto období pozorován nárůst Ca, Al, Fe a Mn. V hlubších půdních horizontech (35–100 cm) zásoba přístupných

kationtů spíše narůstala. Po roce 1988 se až do r. 1994 v minerální půdě zvyšovalo pH a v povrchových horizontech narůstala zásoba K, Mg, Ca v sorpčním komplexu při současném poklesu podílu Al, v hlubších horizontech (Bt) nebyly patrné větší změny.

DISKUSE A SOUHRN

Chemismus srážkové vody zachycované do odkrytých koryt na holé seči a vypočtený spád látek neodpo-

X. Roční depozice prvků se srážkami na výzkumných plochách výzkumného objektu Želivka a výzkumného objektu Košetice ČHMÚ (Váňa et al., 1995) za období let 1990–1993 ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$) – Annual deposition of elements through precipitation on research plots along the Želivka research stream and Košetice research stream (Czech Hydrometeorological Institute) (Váňa et al., 1995) in the years 1990–1993 ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{year}^{-1}$)

	Želivka 1990–1993			Želivka 1981		Košetice 1990–1993 ^{*)}	
	plocha ¹ III	plocha I	plocha IV	plocha III	plocha I	volná plocha ²	porost smrků ³
Množství srážkové vody ⁴ (mm)	449,6–593,2	259,8–387,2	277,6–293	783,6	358,7	548,8–626,8	322,0–403,1
pH vody	4,30–4,85	3,65–3,90	3,95–4,20	3,9	3,25	4,34–4,41	3,68–3,97
Spad ⁵ ($\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$)							
$\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$	6,83–10,38	54,75–64,64	6,01–12,16	16,87	56,41	6,85–10,50	23,28–33,35
$\text{N}/\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$	7,85–16,57	22,73–40,69	8,15–15,50	9,38	10,15	8,51–11,11	10,98–17,52
Cl	10,44–22,64	17,14–30,29	4,88–11,89	15,95		1,47–2,29	4,71–7,24
F	0,095–0,41	1,43–2,35	0,43–0,68	0,26	1,23	0,24–0,31	0,37–0,90
K	3,28–4,66	28,36–35,14	10,48–16,91	4,1	22,27	0,61–1,71	15,51–18,73
Na	1,85–3,23	3,80–6,18	1,57–1,92	2,15	2,91	0,81–0,17	1,22–1,96
Ca	11,16–15,23	32,35–42,11	11,13–17,73		39,83	2,30–4,07	8,59–12,69
Mg	1,87–4,32	4,89–8,91	2,37–3,47	2,94	4,58	0,33–0,64	1,99–2,62
Al	0,54–2,73	2,28–3,32	0,79–2,48	1,47	3,27	0,39–0,46	0,76–1,21
Fe	0,086–0,31	0,50–0,99	0,19–0,29	0,095	1,38	0,21–0,39	0,31–0,82
Mn	0,14–0,30	3,82–6,52	2,20–3,52	0,2	3,75	0,04–0,18	1,45–1,91
Zn	0,13–0,45	0,72–0,86	0,27–0,46			0,27–0,40	0,28–0,42

*) Váňa et al., 1995

¹plot, ²open area, ³spruce stand, ⁴precipitation amount, ⁵deposition

vídá pouze mokré depozici (only wet) přinášené srážkovou vodou, ale je ovlivňován i depozicí suchého spadu zachycovaného na srážkoměrném zařízení. Tento celkový spád je označován jako „bulk“ a je blíže skutečnému spadu látek na povrchu půdy s přizemní vegetací než pouze mokrá depozice (wet). Koruny stromů však zachycují několikanásobně větší množství látek zahrnovaných do suchého spadu (dry deposition) a obohacují jimi i podkorunové srážky.

Na povodí Pekelského potoka není instalováno zakrývané srážkoměrné zařízení, které je chráněno před depozicí suchého spadu mezi jednotlivými srážkami. Přibližnou představu o podílu suchého spadu na celkovém spadu látek na volné ploše si můžeme učinit z údajů získaných na observatoři ČHMÚ v Košeticích, ležící 15 km jihozápadně od povodí Pekelského potoka (Váňa et al., 1995). U většiny sledovaných iontů byla tato celková depozice (bulk) v letech 1990–1993 vyšší o 20–30 % než depozice zachycovaná uzavíratelnou nádobou (only wet). U Na a K byl rozdíl větší, ale spád H iontů (protonů) byl v hodnocených letech téměř stejný. Porovnání údajů v tab. X ukazuje, že v období let 1990–1993 se průměrné roční pH srážkové vody zachycované v odkrytých srážkoměrech na bezlesí v Košeticích pohybovalo v rozmezí 4,34–4,41. Na holé seči objektu Želivka (plocha III) byly roční průměry pH 4,30–4,85. Rovněž roční spady síry ($\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$) byly v hodnocených letech na obou výzkumných objektech ve stejném rozmezí (v Košeticích 6,85–10,50 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a na objektu Želivka 6,83–10,38 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$). Roční spád dusíku ($\text{N}/\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$) na stanici v Košeticích kolísal od 8,51 do 11,11 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ a v témže období (1990–1993)

dosahovaly roční hodnoty spadu nitrátového a amonného dusíku na objektu Želivka 7,85–16,52 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. Také celková roční depozice fluoru na volné ploše se pohybovala zhruba na stejné úrovni (0,24–0,31 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ v Košeticích a 0,095–0,41 $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ na Želivce).

U ostatních sledovaných látek byl v hodnoceném období vyšší spád na seči v objektu Želivka než na monitorační stanici Košetice. Výjimkou je spád Fe a Zn, který vykazoval mírně nižší hodnoty na Želivce (plocha III).

Výraznější rozdíly se projeví v podkorunových srážkách v porostech smrků. Roční hodnoty spadu $\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$, $\text{N}/\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$, K, Zn, Fe byly v porostu I (V. věková třída) přibližně dvakrát vyšší než v porostu smrků (IV. věková třída) na povodí lesního potůčku v Košeticích. U Cl^- , F^- , Na, Mg, Ca, Al, Mn překračoval roční spád na Želivce dvojnásobek hodnot zjišťovaných v Košeticích. Roční průměrné hodnoty pH se však pohybovaly ve stejném rozmezí, a to ve vodě podkorunových srážek v Košeticích 3,68–3,97 a na Želivce 3,65–3,90.

V mladším porostu smrků (III. věková třída) na ploše Želivka IV měly podkorunové srážky vyšší průměrná roční pH (3,95–4,20) než v porostu smrků v Košeticích. Také spád dalších prvků – $\text{S}/\text{SO}_4^{2-}$, $\text{N}/\text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$, Al, K, Fe byl v tomto porostu nižší proti porostu smrků v Košeticích, ale roční depozice Ca, Mg a Mn byla vyšší v mladém porostu na Želivce (tab. X).

Při shrnutí uvedených údajů je zřejmé, že na objektu Želivka je na volné ploše – v porovnání s observatoří ČHMÚ Košetice – vyšší spád (bulk) Cl^- , Ca, Mg, K, Na, Al, Mn. Také pod porostem smrků (plocha I) na Želivce byl spád vyjmenovaných prvků vyšší než pod

korunami porostu smrku v Košetických. Jejich depozice je spojena se zachycováním tuhých látek – prachu a popela; ta je na objektu Želivka zřejmě vyšší. Protony (H^+), SO_4^{2-} , NO_3^- , F^- , NH_4^+ a těžké kovy jsou přinášeny ve formě aerosolů či plynů z větších vzdáleností, a proto zatěžují lesní ekosystémy oblasti rovnoměrněji, jak to ukazují údaje z objektu Košetice (Váňa et al., 1995).

Zachycování látek ze suché depozice v korunách je závislé na exponovanosti korun porostů. Proto byly jejich nejvyšší spady v dospělém porostu a naopak nejnižší množství přicházela z podkorunovými srážkami mladšího porostu smrku v „závětří“ okolních vyšších porostů. Stejný nebo vyšší mokry spád sledovaných imisních látek v hodnoceném období na volné ploše objektu Želivka probíhal i přes skutečnost, že v Košetících leží odborné místo na observatoři v nadmořské výšce 534 m a roční srážky dosahovaly 548,8–626,8 mm, kdežto na Želivce v nadmořské výšce 430 m pouze 499,6–593,2 mm. Nasvědčuje to poněkud vyššímu znečištění ovzduší na Želivce.

Znečištění ovzduší SO_2 a F je na výzkumném objektu Želivka měřeno od poloviny osmdesátých let na stanici se čtrnáctidenním odběrem vzorků. Podle osobního sdělení Ing. Šrámka jsou průměrné roční hodnoty z devadesátých let na této stanici u SO_2 nižší než $20 \mu g \cdot m^{-3}$ a u F nižší než $1 \mu g \cdot m^{-3}$. Tyto hodnoty však nepřekračovaly ani roční průměry z osmdesátých let (sdělení Ing. Materny, CSc.). Roční průměrné koncentrace SO_2 na stanici v Košetících v letech 1990–1993 se pohybovaly mezi $6,3$ – $13,4 \mu g \cdot m^{-3}$ (Váňa et al., 1995).

Na změny chemismu vody protékající půdou působí činnost půdních organismů a kořenů dřevin a interakce s koloidní a pevnou fází půdy. Výpočet přenosu prvků na základě jejich koncentrací v zachycované gravitační vodě je možné provést v humusovém horizontu. V minerální půdě se v podstatné míře uplatňuje její kapilární pohyb (Mraz, 1990) a při použití lyzimetů s nulovým sacím tlakem neodpovídá zachycené množství vody přicházející makropóry skutečnému odtoku. Proto se při hodnocení vlivu depozice na chemismus půdy můžeme orientovat jen na změny koncentrací sledovaných geobiogenů v půdní vodě.

Vliv humusového horizontu (pokryvného humusu) na změny obsahu biogenních prvků v perkolující vodě se projevil nejzřetelněji na seči (plocha III) bezprostředně po smýcení porostu v roce 1972 (Lochman, 1980). Dotýkalo se to zvýšení koncentrací sloučenin dusíku (NO_3^- , NH_4^+), fosforečnanů (PO_4^{3-}), draslíku, manganu i dalších prvků. Při průtoku vody půdním profilem se však v minerální půdě jejich koncentrace rychle snižovaly nejvíce u PO_4^{3-} a nejméně u NO_3^- . Po vývinu přízemní vegetace se snížilo vymývání zmíněných biogenů z humusového horizontu (Lochman et al., 1983) a v osmdesátých letech poklesly hodnoty u NO_3^- ve vodě odtékající z půdy v hloubce 100 cm pod úroveň zjišťovanou v půdě smrkového porostu v hloubce 100 cm (tab. II a III). Pod porosty smrku působí humusový horizont také nárůsty sledovaných látek.

V minerální půdě probíhá z půdního roztoku odlučování protonů (H^+), NO_3^- , NH_4^+ , F^- , K a naopak v rizosféře se projevuje nárůst koncentrací Na, Mg, Cl^- . Postupné zvyšování přítomnosti SO_4^{2-} v půdní vodě, bez zvyšování jejich koncentrací v podkorunových srážkách, může působit vedle změny vodní bilance v půdě i změna podmínek pro vazbu těchto iontů. Od poloviny osmdesátých let narůstalo pH půdní vody a od r. 1988 i pH půdy (tab. II, III, VIII a IX). Tato změna v půdním prostředí omezuje tvorbu komplexních sloučenin SO_4^{2-} s oxidy Al, které se také vyskytují v půdním roztoku sledovaných ploch v malém množství ($< 1 mg \cdot l^{-1}$). Naopak může docházet k rozkladu reverzibilních alumsulfátů a k pohybu SO_4^{2-} do půdní spodiny a zvětralínového pláště (Alewel, Matzner, 1993; Ulrich et al., 1981). Zvyšování koncentrací SO_4^{2-} v půdní vodě sledovaných ploch na Želivce je pak spojeno s tvorbou disociovatelných solí s Na, K, Mg, Ca. Také změny obsahu fluoridů (F^-) v půdní vodě bez změn v jejich depozici lze vysvětlit uvolňováním z jejich nestálých sloučenin s hliníkem (Herrnstadt, 1995).

Nárůst koncentrací SO_4^{2-} v odtékající vodě s hloubkou půdního profilu je způsobena i diskriminací tohoto iontu kořeny vegetace při příjmu živin (Ulrich et al., 1981). Podle těchto autorů jsou zdrojem SO_4^{2-} a dalších iontů v půdním roztoku i exsudáty kořenů.

Sledované sloučeniny dusíku (NO_3^- a NH_4^+) jsou z půdní vody na plochách Želivka intenzivně odlučovány. Množství dusíku odebraného kořeny představuje podstatný podíl jejich spadu. Proto byly po celé období pozorování ve vodě Pekelského potoka zjišťovány velmi nízké koncentrace NO_3^- . Do roku 1984 se roční průměry z měsíčních odběrů pohybovaly okolo $1 mg \cdot l^{-1}$ a od r. 1985 kolísaly okolo $2 mg \cdot l^{-1}$. Přitom v období let 1990–1993 dosahovala průměrná koncentrace NO_3^- v podkorunových srážkách v porostu smrku (plocha I) $18,42 mg \cdot l^{-1}$ a u NH_4^+ $7,46 mg \cdot l^{-1}$ (tab. III a VII).

Úlohu lesních ekosystémů v koloběhu látek ukazuje bilance prvků ze spadu se srážkami a z jejich odnosu z povodí s odtékající vodou. Výsledky z období let 1990–1993 umožňují současné porovnání s údaji z výzkumného povodí v Košetících.

V těchto srážkově chudších letech dosahoval průměrný odtok z povodí Pekelského potoka $Q = 2,25 l \cdot sec^{-1}$, což odpovídá odtokové výšce Ho 60 mm (Herynek, 1994).

V tab. XI jsou uvedena roční množství některých biogenů odnášených z povodí, která je možné porovnat s jejich roční depozicí na seči (plocha III) a v porostech smrku (plocha I a IV, tab. X). U většiny uvedených prvků byl jejich odnos podstatně nižší než spád na volné ploše a zejména nižší proti spadu s podkorunovými srážkami v porostech smrku. Největší rozdíly jsou zřejmě u N (NO_3^- + NH_4^+) a S/ SO_4^{2-} . Také K a Ca mají pozitivní bilanci; nižší rozdíl mezi spadem a odtokem má Mg. Deficitní je pouze Na. Rovněž kovy Al, Fe, Mn mají v povodí pozitivní bilanci.

Podobné poměry byly v letech 1990–1993 zjištěny na povodí Lesního potoka v Košetících (tab. X a XI). Probíhala zde vysoká retence sloučenin dusíku a síry

XI. Průměrné roční ztráty prvků s odtékající vodou z povodí Pekelského potoka (Želivka) a Lesního potoka (Košetice) v období let 1990 až 1993 v kg.ha⁻¹.rok⁻¹ (odtoková výška je vypočtena pro hydrologické roky) – Average annual losses of elements in water flowing from the watershed of Pekelský potok (Želivka) and Lesní potok (Košetice) in the years 1990–1993 (kg.ha⁻¹.year⁻¹) (runoff height is calculated for hydrological years)

Povodí ¹	Pekelský potok ⁵		Lesní potok ⁶
Období ²	1990–1993	1981	1990–1993
Odtoková výška Ho ³ (mm)	60 ^{**}	273,5 ^{***}	37,3
pH	7,17	6,42	6,93
Ztráta ⁴ (kg.ha ⁻¹ .rok ⁻¹)			
S/SO ₄ ²⁻	2,65	19,86	5,74
N/NO ₃ ⁻ + NH ₄ ⁺	0,808	0,192	0,72
Cl	2,20	9,02	1,81
F	0,105	0,257	
K	0,97	4,76	1,19
Na	4,08	17,64	3,87
Ca	5,65	28,58	4,43
Mg	1,78	7,93	2,18
Al	0,102	0,058	0,068
Fe	0,018	0,058	0,13
Mn	0,026	0,027	
Zn	0,007	0,096	

*) Váňa et al., 1995, **) Herynek, 1994, ***) Krešl, Herynek, 1987

¹ watershed, ² period, ³ runoff height Ho, ⁴ loss, ⁵ Pekelský potok stream, ⁶ Lesní potok stream

a zápornou bilanci měl Na (Váňa et al., 1995). Protože uvedené hodnocení spadá do období let s nízkou odtokovou výškou (Ho), uvádíme i výsledky získané na povodí Pekelského potoka v roce 1981, kdy byla stanovena rekordní odtoková výška 243,5 mm (Krešl, Herynek, 1987). I v tomto roce dosahovala ztráta dusíku (NO₃⁻ + NH₄⁺) s odtékající vodou pouze nepatr-

ného zlomku jeho depozice. Záporná bilance se v tomto roce projevila vedle Na i u Mg (tab. X a XI). Při hodnocení období let 1975–1979 byla vypočtena také vyšší ztráta Na než jeho spad; u Mg se hodnoty přibližně vyrovnávaly (Lochman et al., 1983).

Obě srovnávaná zalesněná povodí Pekelský potok a Lesní potok jsou pokryta převážně staršími smrkovými porosty a také mají velmi podobné geologické podklady – jsou vytvářena biotitickou pararulou moldanubického stáří.

Vysoká depozice protonů v sedmdesátých a osmdesátých letech způsobovala vymývání kationtů ze sorpčního komplexu a postihovala především Mg, jehož zásoba poklesla v hloubce 5 až 20 cm u půdního profilu v porostu smrku až na 17 mg.kg⁻¹ (ppm). Pro výživu porostů je však důležitý poměr jednotlivých přístupných prvků (Barber, 1995). Na počátku sledovaného období (1971–1972) byl Mg na druhém místě za Ca, ale v letech 1988 a 1994 byla již jeho zásoba v povrchových horizontech nižší než u K.

Od 40 cm (v horizontu Bt) však zásoba Mg již převyšuje K. V tab. XII jsou uvedeny poměry zásob Mg s Ca a K v sorpčním komplexu půdního profilu na ploše smrkového porostu I. Poměr Ca/Mg v rizosféře je vyšší než optimum (Ca/Mg = 2) a rovněž i poměr K/Mg (K/Mg = 0,5) je vyšší než optimum uváděné Barberem (1995). V půdní vodě jsou poměry Ca/Mg a K/Mg poněkud nižší, ale nedosahují uváděného optima.

Němečtí autoři (Nebe, 1991; Sauter, 1991) upozorňují na nebezpečí narušení výživy smrku kationty při vysoké nabídce sloučenin dusíku, způsobené jejich depozicí.

Zatížení lesních porostů na povodí Pekelského potoka depozicí imisních látek lze hodnotit – ve srovnání s výsledky získanými v dalších oblastech ČR – jako střední (Lochman, 1993). Spad S/SO₄²⁻, sloučenin dusíku (N/NO₃⁻ + NH₄⁺) i fluoridů a chloridů byl v osmdesátých letech srovnatelný s hodnotami z porostů na Šerlichu v Orlických horách nebo v Beskydech. Problí-

XII. Poměry obsahu kationtů v půdě a v půdní vodě na ploše I (smrkový porost) objektu Želivka – Ratios of cation contents in the soil and soil water on plot I (spruce stand) of the Želivka stream

	Poměr kationtů v sorpčním komplexu (hmotnostně) ¹				Poměr kationtů v půdní vodě (hmotnostně) ²	
	Ca/Mg		K/Mg		Ca/Mg	K/Mg
Rok ³	1988	1994	1988	1994	1990–1993	1990–1993
Hloubka půdy ⁴ (cm)						
Horizont ⁵ O		13		2,5	pod horizontem ⁶ O/Ao	
0–5	6	6,5	2,4	3,1	5,2	5,3
5–20	3,8	3,9	3,9	3,8	v hloubce 30 cm ⁷	
20–40	3	2,9	1,3	1,1	2,4	1,3
40–70	5,4	3,9	0,44	0,45	v hloubce 100 cm ⁸	
70–90	4,4	5,1	0,35	0,44		
90–110	3,5	4,8	0,31	0,43		
					3,6	0,36

¹ cation ratios in sorption complex (by weight), ² cation ratios in soil water (by weight), ³ year, ⁴ soil depth, ⁵ horizon, ⁶ under horizon, ⁷ at a depth of 30 cm, ⁸ at a depth of 100 cm

hala zde však vyšší depozice kationtů, což ovlivňovalo i vyšší pH podkorunových srážek. Spad sledovaných imisních látek na volné ploše a s podkorunovými srážkami byl také v osmdesátých letech srovnatelný se spadem zjišťovaným ve stejné zeměpisné šířce v sousední SRN (Führer et al., 1988; Balazs, 1991). Projíval se tam spíše nižší spad S/SO_4^{2-} , ale vyšší spad $N/NO_3^- + NH_4^+$ než v naší republice.

ZÁVĚRY

Zatížení lesních porostů imisními látkami na povodí Pekelského potoka se vyvíjelo v závislosti na změnách znečištění ovzduší v severní části území České republiky, které je charakteristické maximálními spady kyselých látek v osmdesátých letech. Depozice hlavních imisí z dálkového přenosu byla nižší než v horských lesích Krušných hor a Orlických hor, ale podstatně vyšší než v jižních Čechách nebo v blízkosti Prahy. Prašný spad z lokálních zdrojů zajišťuje vstup kationtů a hliníku. Rozdíly v depozici sledovaných látek v porostech výzkumných ploch jsou způsobeny rozdíly ve velikosti listové plochy a exponovanosti korun vůči proudění vzduchu. Starší a prořídle porosty smrku, otevřené větru, zachycují největší množství „suchého spadu“ a naopak nejnižší obohacování podkorunových srážek působí koruny buku.

Po roce 1990 se zjevně snížila depozice protonů (H^+), síry a také dusíku a fluoru.

Vysoké imisní zatížení porostů v sedmdesátých a zejména okyselení půdy v osmdesátých letech způsobilo vymývání kationtů z povrchových půdních horizontů do půdní spodiny nebo i z rizosféry. Tento trend se v druhé polovině osmdesátých let zastavil a současně s růstem pH půdy se zvyšovala i zásoba kationtů v sorpčním komplexu, silně kyselé prostředí, s pH/H_2O nižší než 4,2, zůstává pouze v humusovém horizontu a povrchovém horizontu A.

Nízké koncentrace nitrátů ve vodě povrchového zdroje (potoka) při vysokém spadu sloučenin dusíku nasvědčují jejich odčerpávání z půdní vody a vysoké spotřebě porosty. To ovšem předpokládá i zvýšené odběry dalších živin – zejména K, Mg, Ca. Odběry Mg z půdního prostředí porosty a vymývání půdní vodou kompenzovala jeho velká zásoba v sorpčním komplexu, zjišťovaná ještě na počátku sedmdesátých let, a také obsah tohoto prvku v detritátu matečné horniny v půdní spodině. Zatímco retence dusíku způsobuje jeho zabudování v organické hmotě biomasy, síra a fluor jsou vázány především v půdě a ve zvětralinovém plášti.

Lesní porosty v povodí působí při odtoku srážkové vody do zdrojů pozitivně na její vlastnosti z hlediska zájmů na zajišťování kvalitní pitné vody ve zdrojích. Podle vývoje depozice posledních let nehrozí vážnější ohrožení výživy porostů a plnění funkcí lesních ekosystémů, pokud nedojde k podstatnému zvýšení depozice některých imisních látek. Pro snižování spadu těchto

kyselých látek je důležité omezení průniku vzdušných proudů do korun porostů a pěstování opadavých dřevin.

Literatura

- ALEWEL, C. – MATZNER, E., 1993. Reversibility of soil solution acidity and of sulfate retention in acid forest soils. *Wat. Air. Soil. Pollut.*, 71: 155–165.
- BALAZS, A., 1991. Niederschlagsdeposition in Waldgebieten des Landes Hessen-Ergebnisse von den Messstationen der „Waldökosystemstudie Hessen“. *Forschungsberichte Hessische Forstliche Versuchsanstalt Hann. Münden*, B. 11: 168.
- BARBER, S. A., 1995. Soil nutrient bioavailability. A mechanistic approach. 2nd ed. New York, Wiley: 415.
- ČERNÝ, J., 1993. Long-term changes of runoff chemistry in small catchment affected by a forest dieback. *Biogeomon and UN ECE Workshop Abstracts*, Prague, September 1993, Czech Geological Survey: 56–57.
- FOJT, V., 1980. Sněhové poměry ve smrkových porostech chlumní oblasti. [Závěrečná zpráva etapového úkolu.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 95, 29 tab., 8 grafů.
- FÜHRER, H. W. – BRECHTEL, H. M. – ERNSTBERGER, H. – ERPENBECK, CH., 1988. Ergebnisse von neuen Depositionsmessungen in der Bundesrepublik Deutschland und im benachbarten Ausland. *DVWK Mitteilungen* 14, Bonn: 122.
- HERRNSTADT, CH., 1995. Wechselwirkungen von Aluminium mit wasserlöslichen Bodeneinhalstoffen. *Berichte des Forschungszentrums Waldökosysteme, Reihe A, Bd. 127*. Göttingen: 116.
- HERYNEK, J., 1994. Hydrologické údaje zalesněného povodí Pekelského potoka. [Etapová závěrečná zpráva výzkumného úkolu.] Brno, LF VŠZ: 10.
- HOFFMAN, P. – HAVRÁNEK, M. – ČÜTA, J. – CHALUPA, J. – MADĚRA, V. – HAMÁČKOVÁ, J. – KOHOUT, M., 1965. Jednotné metody chemického rozboru vod. Praha, SNTL.
- HRUŠKA, J. – KRÁM, P., 1992. Monitoring of the Lysina catchment with high aluminium concentration in runoff. *Proc. of the Symposium on Environmental Regeneration in Headwaters*. KŘEČEK, J. – HAIGH, M. J. (eds.): Prague, ENCO: 111–116.
- CHLEBEK, A. – JARABÁČ, M., 1995: 40 let lesnicko-hydrologického výzkumu v Beskydech (1953–1993). Jíloviště-Strnady. Lesnický průvodce 2: 20, 30 tab., 56 grafů, 39 obr.
- KLIMO, E., 1992. Cycling of elements in the ecosystems on spruce monoculture. *Manmade Spruce Ecosystem, Report from Project Rájec*. Univ. Agric., Institut of Forest Ecology, Brno: 95–142.
- KREČMER, V. – FOJT, V., 1987. Složky vodní bilance ve vztahu k nadzemní biomase porostů smrku (Želivka). [Závěrečná zpráva za etapový výzkumný úkol.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 48, 11 tab., 6 grafů.
- KREŠL, J. – HERYNEK, J., 1987. Hydrologické charakteristiky malého zalesněného povodí (Pekelský potok). [Závěrečná zpráva etapového výzkumného úkolu.] Brno, LF VŠZ: 31, 17 tab.
- LOCHMAN, V., 1980. Dynamika biogenních prvků v půdě smrkového porostu a holé seče. *Lesnictví*, 26: 577–586.

- LOCHMAN, V., 1993. Pollutant fall-out into forest ecosystems as related to changes in forest soils. *Lesnictví-Forestry*, 39: 58–72.
- LOCHMAN, V., 1996. Vliv imisních spadů do lesních ekosystémů u Moldavy v Krušných horách na chemismus vody odtékající do vodních zdrojů. *Lesnictví-Forestry*, 42: 437–448.
- LOCHMAN, V. – LETTL, A. – LANGKRAMER, O., 1983. Vliv hospodaření v lesích na chemické složení vody odtékající do vodních zdrojů. *Lesnictví*, 29: 537–550.
- LOCHMAN, V. – BERKOVEC, J. – KANTOR, P. – KONEČNÝ, M. – MAREŠ, V., 1990. Působení lesních porostů a hospodaření na chemismus vody. [Závěrečná zpráva výzkumného úkolu.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 28, 30 tab.
- LOCHMAN, V. – BÍBA, M. – BUCEK, J. – CHLEBEK, A. – JAŘABÁČ, M. – MAREŠ, V., 1994. Změny jakosti vody při průchodu poškozenými lesními ekosystémy. [Závěrečná zpráva výzkumného úkolu.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 32, 20 tab.
- MRÁZ, K., 1981. Vliv pěstební zásahu na vodní režim půdy chluňního smrkového porostu a jeho vodohospodářský význam. *Práce VÚLHM*, 59: 7–29.
- MRÁZ, K., 1990. Vodní režim půdy, vztah k přírůstu dřevní hmoty a odtok vody v porostech různých dřevin. [Závěrečná zpráva dílčího výzkumného úkolu.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 51, tab. 2, grafů 36.
- MRÁZ, K. – SOBOTKA, A. – LANGKRAMER, O. – LOCHMAN, V., 1975. Živá půdní složka, humus a vodní režim v půdách chluňních smrkových porostů jako základní faktory jejich vodohospodářských funkcí. [Závěrečná zpráva etapového výzkumného úkolu.] Jíloviště-Strnady, VÚLHM: 38.
- NEBE, W., 1991. Veränderung der Stickstoff- und Magnesiumversorgung immissionsbelasteter älterer Fichtenbestände in ostdeutschen Mittelgebirgen. *Forstwiss. Cbl.*, 110: 4–12.
- PAČES, T. – PAČESOVÁ, E., 1988. Geochemie zvětrávání v povodí Trnávky a v ostatních sledovaných územích. [Závěrečná zpráva výzkumného úkolu.] Praha, Ústřední ústav geologický.
- SAUTER, U., 1991. Zeitliche Variation des Ernährungszustands nordbayerischer Kiefernbestände. *Forstwiss. Cbl.*, 110: 13–33.
- ULRICH, B. – MAYER, R. – KHANNA, P. K., 1981. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. *Forstl. Fak. Univ. Göttingen*, 58, 2. Aufgabe. Frankfurt am Main, Sauerländer's Verlag: 291.
- VÁŇA, M. – PACL, A. – PEKÁREK, J. – SMÍLKA, J. – HOLOUBEK, J. – HONZÁK, J. – KLIEGROVÁ, S. – HRUŠKA, J., 1995. Kvalita přírodního prostředí České republiky na regionální úrovni – Výsledky observatoře Košetice a jejich zhodnocení. Praha, ČHMÚ: 87.
- ZAJÍČEK, V. – ZAHRADNÍČEK, J. – JANOUŠEK, M. – JEDLIČKA, B. – HANSLÍK, E. – MANSFELD, A. – VOJTĚCH, V. – RUDIŠ, M. – PUNČOCHÁŘ, P. – STEHLÍKOVÁ, E., 1988. Oblasti se zvláštním ochranným režimem – Želivka a související území. [Závěrečná zpráva za dílčí úkol.] Praha-Podbaba, VÚV: 332.
- Zhodnocení hydrogeologických prací, 1972. [Studie.] Praha, Vodní zdroje, n. p.: 15.

Došlo 22. 4. 1997

LOAD PATTERNS OF FOREST ECOSYSTEMS IN THE WATERSHED OF THE PEKELSKÝ POTOK STREAM (ŽELIVKA HYDROLOGICAL STRUCTURE) AND THEIR IMPACTS ON CHANGES IN THE SOIL AND WATER OF A SURFACE SOURCE

V. Lochman

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

Research aimed at the study of forest hydrological functions has been conducted in the watershed of the Pekelský potok stream since the beginning of the seventies; its area is 119 ha (117 ha are forest land), the stream is a right-side tributary to the Želivka artificial lake near Kožlí (coordinates: 15°14'20" eastern longitude and 49°40'20" northern latitude). Research subplots were established in the watershed, on which these characteristics were determined: water balance of forest stands, soil moisture content, forms of runoff and its rate. The objective of this paper is to evaluate the effects of spruce stands (a dominant tree species in the watershed), and recently also of beech stands on the chemistry of water flowing into sources. Research was conducted on a clearcut area and on a plot with shelterwood felling. Contaminant deposition through (bulk

and undercrown) precipitation was also examined, accompanied by periodical determination of changes in soil chemistry in relation to the patterns of immission load in forest ecosystems in the period of observation (1972–1995).

Precipitation was intercepted into open plastic troughs on a clearcut area (plot III). A pH decrease in this precipitation, and a simultaneous increase in proton deposition were observed in the seventies. A decrease in H ion deposition was evident after 1983, and the average annual pH values (4.85 to 5.10) exceeded those recorded in the early seventies, especially in the years 1993–1995. Along with proton deposition, the deposition of S/SO_4^{2-} ($> 10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$), $N/NO_3^- + NH_4^+$ ($> 10 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$) and F was increasing. A reduction in sulfate deposition was less expressive, and the

deposition of nitrogen compounds was attenuated as late as in 1994 and 1995.

In a mature spruce stand (plot I) the dripping water is substantially more contaminated with immissions from dry deposition than the bulk precipitation on a clearcut area, particularly with S/SO_4^{2-} and F^- . The patterns of total immission deposition were similar like those on a clearcut area (plot III) in the course of observations: more than $60 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ in S/SO_4^{2-} , while it exceeded $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ in $N (NO_3^- + NH_4^+)$ and $1 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1} \cdot \text{year}^{-1}$ in F^- until the nineties.

Lower contamination of dripping water as well as lower load of the soil with acid deposition were recorded in a younger spruce stand (plot IV).

A reduction in the crown canopy on plot II with shelterwood felling did not result in a reduction in throughfall precipitation contamination with the ions SO_4^{2-} , NO_3^- , Cl^- , F^- , Na , Mg , Ca in comparison with precipitation intercepted in closed spruce stands (plots I and IV). This also influenced their total deposition.

The lowest enrichment of dripping water with immissions was observed in the crowns of a young beech stand (plot V).

Humus horizons on clearcut areas and in spruce stands decrease H ion concentrations in the flowing water, but they increase concentrations of most elements. H ions, compounds of nitrogen ($NO_3^- + NH_4^+$),

F^- , K , Al are separated from water in surface horizons of mineral soil. On the contrary, concentrations of SO_4^{2-} , Cl^- , Na , Mg , Ca are increasing during the percolation of water through these horizons.

The percolating water is enriched with bioelements more intensively in the humus horizon in a younger beech stand (plot V) than in spruce stands, but the ions H , K , Al , NO_3^- and NH_4^+ are separated in the rhizosphere of mineral soil.

The chemical composition of water in the Pekelský potok stream shows that its pH patterns are similar to those of proton deposition in the watershed. Low nitrate concentrations ($1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ by 1984, $2 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ since 1985) and substantially lower SO_4^{2-} concentrations are typical of this source in comparison with water percolating through the soil profile. High retention capacity of extraneous matters in the forest ecosystems of the watershed has been confirmed.

Acid deposition in the seventies and eighties resulted in soil acidification, while the reserve of available cations and manganese was reduced by their leaching from upper soil horizons. An increase in soil pH has been evident since 1988, and the proportions of K , Ca , Mg in the sorption complex have been increasing at the same time. Strongly acid pH/H_2O 4.2 is maintained in horizon O (Ao) and to the mineral soil depth of 10 cm.

Kontaktní adresa:

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

Teltnius, B. F.: Non-destructive biomass estimation in *Salix* (Nedestruktivní odhad biomasy vrby)

Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Short Rotation Forestry, Uppsala, 1997, 16 s. – 3 obr., 3 tab., lit. 10

Vrba je v současné době ve švédském lesním hospodářství s krátkým obmětím široce rozšířenou dřevinou. S ohledem na problémy spojené s odhadem biomasy se pracovalo na dvou projektech. Šlo jednak o standardizaci postupů při odhadu biomasy, jednak o automatizaci postupů. Hmotnost výhonů vrby se stanoví nedestruktivně z tloušťky kmene za použití speciálně stanovené funkce, kde se pracuje se třemi konstantami. Ve většině komerčních porostů se mohou konstanty stanovit ze vzorku 30 výhonů. Výška seřezu výhonů se upravuje podle výšky pařezu v minulém těžbě. Tloušťka se měří výlučně jen na živých výhonech. Mrtvá biomasa dosahuje stabilně 10 % celkové biomasy v porostu *Salix viminalis*. Mnoho z této hmoty přijde nazmar. Moderní sázečí stroje sázející šest řad současně vykazují jen malou proměnlivost vzdálenosti mezi řádky. Odhad je naplánován na počítači, a to podle předloženého programu. Práce osvětluje bioprogramování v BioEst i práci se svěrkou. Metoda odhadu a digitální svěrka jsou k dispozici širší veřejnosti. – M. Pagač

HUMUS FORMS AND ECOSYSTEM STUDIES

FORMY HUMUSU A STUDIUM EKOSYSTÉMŮ

J. Sevinck

The Netherlands Centre for Geo-Ecological Research (ICG), Department of Physical Geography and Soil Science, University of Amsterdam, Nieuwe Prinsengracht 130, 1018 VZ, Amsterdam, The Netherlands

ABSTRACT: Humus forms play an important role in the biogeochemical cycle of elements and are increasingly used as a „site indicator“ in ecosystem studies. In their study, two approaches can be distinguished: a process approach and a pattern approach, which differ with respect to their aims, methodology and suitability for impact studies. Process studies generally concentrate on the quantification of fluxes and modelling of the processes involved. Mainly because of the high spatial and temporal variability of fluxes and ecosystem parameters, these studies are very expensive and time consuming. Though they provide essential information on the processes involved, results are often valid only for the specific ecosystem studied and commonly cannot be readily extrapolated to other types of ecosystems. In pattern studies, temporal or spatial patterns in morphological, chemical and other properties of humus forms are established and interpreted in terms of processes and factors involved, often using a statistical approach. The role of the various state factors is generally assessed by studying sequential ecotopes or by factorial analysis of ecotopes. Pattern studies can also be used to map „site conditions“ at detailed to reconnaissance scale. Effects of human impacts and succession can be established using a process or pattern approach. Advantages and disadvantages of these approaches are discussed. It is concluded that comparative, one-factorial pattern studies are potentially suited to rapidly assess these effects and can be very useful in regional studies.

ecosystems; humus forms; impact analysis; processes

ABSTRAKT: Formy humusu mají významnou úlohu v biogeochemickém koloběhu prvků a při studiu ekosystémů se stále větší měrou používají jako „stanovištní ukazatel“. Při jejich studiu lze rozlišit dva přístupy: přístup studia procesů a přístup studia typů, které se liší svými cíli, metodikou a tím, zda jsou vhodné pro studium dopadů. Studium procesů se obvykle zaměřuje na kvantifikaci toků a na modelování probíhajících procesů. Toto studium je velmi drahé a časově náročné hlavně kvůli značné prostorové a časové variabilitě toků a parametrů ekosystémů. Ačkoliv výsledky poskytují základní informace o probíhajících procesech, často jsou platné pouze pro sledovaný specifický ekosystém a obecně je nelze snadno extrapolovat na ostatní typy ekosystémů. Při studiu typů se u morfologických, chemických a ostatních vlastností forem humusu zjišťují časové nebo prostorové typy a vysvětlují se jako dotyčné procesy a faktory, kdy se často používá statistický přístup. Úloha jednotlivých faktorů stavu se zpravidla vyhodnocuje na základě studia následných ekotopů a faktoriální analýzou ekotopů. Studium typů lze rovněž použít pro mapování „stanovištních podmínek“ v detailním až průzkumném měřítku. Použitím přístupů studia procesů nebo typů lze stanovit vlivy dopadů lidské činnosti a sukcese. Hovoří se zde o výhodách i nevýhodách těchto přístupů. Je vyvozen závěr, že srovnávací, jednofaktoriální studium typů je potenciálně vhodné pro rychlé vyhodnocení těchto vlivů a při regionálně zaměřeném studiu může být velmi užitečné.

ekosystémy; formy humusu; analýza dopadů; procesy

INTRODUCTION

Ecosystems can be described in terms of the exchange of matter and energy between the system and its surroundings and of the pathways and processes of en-

ergy and matter transfer within that system. Over the past decades, the interest in this functional approach has strongly increased. This led to a large number of monitoring and other process oriented research projects, aiming at the quantification of ecosystem fluxes and iden-

A paper presented at the workshop *Organic Matter in Ecosystem Studies*, Mendel University of Agriculture and Forestry, Institute of Forest Ecology, Brno, May 18-19, 1994

tification of the processes involved (e.g. Hubbard Brook project, Bormann, Likens, 1979; Solling project, Ulrich et al., 1979; Ellenberg et al., 1986). A distinct topic in these studies is the biogeochemical cycle of elements.

The humus form can be characterised as the ecosystem compartment, intermediate between the vegetation and atmosphere on the one hand and the mineral soil on the other hand. Most researchers stress the important role of the humus form in the biogeochemical cycle (Duvigneaud, Denayer-De Smet, 1970; Rodin, Bazilevich, 1967; Swift et al., 1979; Ulrich et al., 1981). This is reflected in the large number of studies on e.g. litter input and decomposition and its role in nutrient cycling (Dickinson, Pugh, 1974; Gosz et al., 1973, 1976; Lossaint, Rapp, 1971; Olson, 1963; Staaf, Berg, 1982; Tietema, 1992).

Ecosystems can also be described in terms of their biotic and abiotic characteristics, such as plant species composition, vegetation structure, soil profile, successional stage, etc. This more classical, descriptive approach (Tansley, 1935) has particularly been used in landscape ecology, forestry and other disciplines, which concentrate on the identification, classification and mapping of ecosystems. This approach, which can be described as a pattern-approach instead of the above described process-approach, gave rise to concepts such as biomes, biome-types and ecotopes (Colinvaux, 1986; Naveh, Lieberman, 1984; Schmithüsen, 1948). Methods used to describe and classify the ecosystems concentrate on climate, hydrology, soil, vegetation and successional stage. Until recently, comparatively little attention was paid to the litter layer or

humus form, which was commonly described in general terms only. However, in particular in Canada, but also in Western Europe, humus forms are increasingly used as a „site indicator“ in ecosystem classifications and surveys, and receive considerable attention. For an extensive discussion of the various studies, reference is made to the paper by Emmer (1997a).

Summarising, in ecosystem studies two approaches in humus form research can be distinguished which tentatively can be described as process oriented and pattern oriented. These approaches differ with respect to their aims, methodology and suitability for impact studies.

PROCESS APPROACH

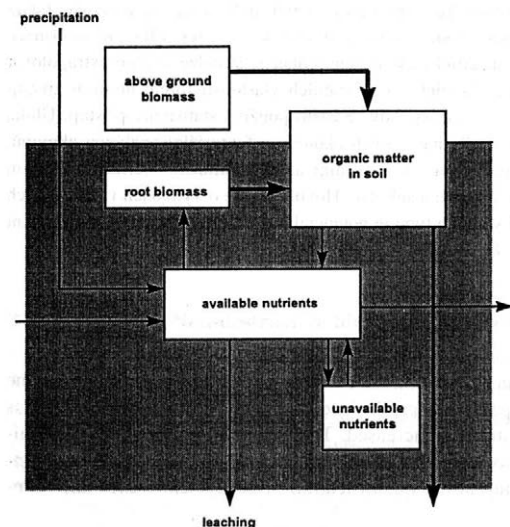
In process studies, the humus form is approached as a system, which can be modelled, examples of which are given in many textbooks (White et al., 1984). These models are very complex and in general only part of the fluxes can be experimentally established. Most studies concentrate on the biogeochemical cycle of elements, which is assessed by monitoring inputs and outputs of the various ecosystem compartments, rather than on energy cycles.

For the humus form, fluxes include input [e.g. throughfall, stemflow, litter (both above and below ground)], output (e.g. gaseous losses to the atmosphere, leaching, nutrient uptake by plants) and internal fluxes (e.g. transfer from one pool to another within the humus form, transfer from a sub-compartment to another sub-compartment). Internal fluxes can partly be established by means of incubation experiments (litterbags, N-incubation, etc.), but often have to be deduced from chemical analyses of sub-compartments of the humus form. A typical example is the litter decomposition rate, for which an overall value can be easily established (stock/litter input), but which varies strongly for the various organic compounds and sub-compartments (Berg, Ågren, 1984; Jenkinson et al., 1987).

Knowledge of water fluxes is particularly important, since water is the main transporting agent for most elements. However, it is only recently that methods have been developed allowing for reliable quantification of water fluxes in the soil and, in particular, in the litter layer (Bouten, 1992). In earlier studies, the hydrological cycle was generally dealt with at watershed level and data on water fluxes in the humus form and underlying soil were scarce and fairly unreliable.

Process studies at such an ecotope level tend to deal with very small areas only (a few hundred square meters at most) and in that case provide information about that specific ecotope that cannot be readily translated to similar or other ecotopes. Reasons for this are as follows:

- Monitoring needs to be continued for a prolonged period of time in order to produce reliable results. The main reason for the latter is that temporal variability in essential ecosystem parameters is often con-



1. Fluxes of organic material and nutrients in the soil (after White et al., 1984)

siderable. Thus, for example, litter input is known to be highly variable in time and may require up to a decade of observations in order to be accurately established. Other parameters, notorious for their temporal variability, are throughfall and leaching (Bouten, 1992).

- Several fluxes and processes are marked by a high degree of spatial variability. A typical example is throughfall, which can be rather accurately established for a specific stand, taking into account the often very high spatial micro-variability. In an adjacent stand, with a different structure but similar species composition, throughfall composition and quantity may be distinctly different. Thus, to account for micro-variability, large numbers of samples have to be taken, but these do not necessarily provide any indication for variability at larger scale.

The results of the foregoing are that process studies are very expensive and time consuming, and as a result tend to be oriented towards the understanding of ecosystem processes in specific ecosystems only. In the Netherlands, for example, the attention has been focused on ecosystem processes in the major types of deciduous and coniferous forests and in relation to atmospheric deposition (Heij, Schneider, 1991).

PATTERN APPROACH

Studies of humus form properties and patterns, as functions of ecosystems, require an adequate methodology (Emmer, 1997a). This adequacy relates to the spatial and temporal variability of humus forms (see above): relatively large numbers of observations are required to account for the spatial variability at an ecotone scale (Sevink et al. 1993; Arp, Krause, 1984) and seasonal variability in soil properties studied (Fig. 2) should be small. In practice, this has led to an approach in which macro-morphological properties and simple, seasonally relatively invariable chemical parameters are used to characterise and classify humus forms. Statements on chemical, physical and biotic parameters, which were not (extensively) investigated, are generally based on statistical analysis of data from a limited number of representative humus forms. Examples of this approach are given by Emmer (1997a); Klinka et al. (1981); Vos, Stortelder (1992).

The observed properties can be interpreted in terms of the „site conditions“, i.e. availability of nutrients, water and oxygen, and other parameters relevant for plant growth (Klinka et al., 1981), as well as in terms of processes. Furthermore, spatial or temporal (successional) variability in humus form properties can be interpreted in terms of differences in processes and of the factors involved (Emmer, 1994, 1997b).

Humus forms represent the combined effect of processes, active in the past. Although processes in the humus form proceed at much faster rates than in the mineral soil, properties observed may relate to processes

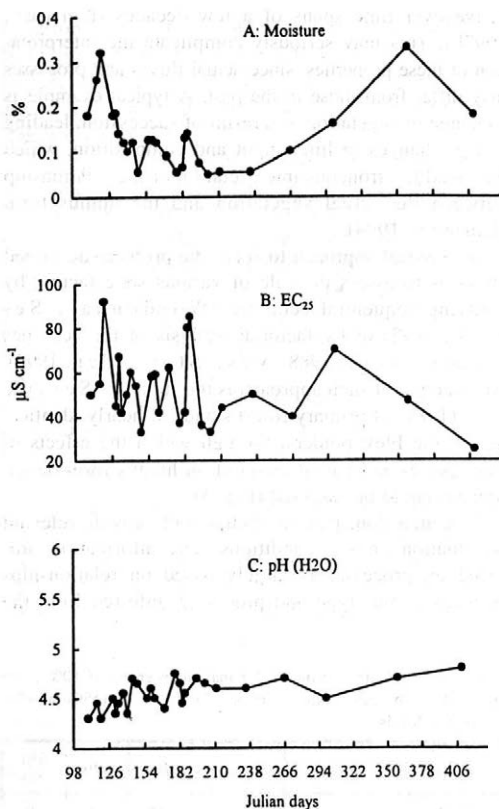
active over time spans of a few decades (Emmer, 1997b). This may seriously complicate the interpretation of these properties, since actual fluxes and processes may differ from those in the past. A typical example is a change in vegetation as a result of succession, leading to e.g. changes in litter input and composition, which may lead to erroneous interpretation of the relationship between the actual vegetation and the humus form (Emmer, 1994).

A classical approach to solve the problem described above is to assess the role of various state factors by studying sequential ecotopes (Wardenaar, Sevink, 1992) or by factorial analysis of the ecotopes studied (Sevink, 1988; Vos, Stortelder, 1992). An example of such approach is the study by Sevink et al. (1989) of primary forest stands of nearly identical age in the Flevopolders, through which the effects of tree species and parent material on humus form development could be assessed (Fig. 3).

In conclusion, pattern studies will provide relevant information on site conditions. The information provided on processes is largely based on relationships between humus type and processes, inferred from the

I. Numbers of samples required for maximum errors of 10% (n_{10}) and 20% (n_{20}), and maximum error (%) if $n = 50$ (δ_{50}), at 95% confidence levels

	Horizon	n_{10}	n_{20}	δ_{50} (%)
Thickness (cm)	F	18	5	6
	H	85	21	13
	E	810	202	40
	B	125	31	16
Loss on ignition (%)	F	5	1	3
	H	15	4	5
	E	65	16	11
	B	38	9	9
Organic matter ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-2}$)	L	54	14	11
	F	51	13	10
	H	81	20	13
EC25 ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-2}$)	LF	21	5	6
	H	22	6	7
	0-5	16	4	6
	5-10	15	4	6
	15-20	23	6	7
	30-35	18	4	6
	65-75	24	6	7
$\gamma\text{H}^+(\text{H}_2\text{O})$ ($\mu\text{mol}\cdot\text{l}^{-1}$)	LF	63	16	11
	H	30	8	8
	0-5	18	4	6
	5-10	38	10	9
	15-20	45	11	9
	30-35	38	11	9
	65-75	19	5	6



2. Seasonal variability of moisture content, electrical conductivity and pH in a coastal dune soil in The Netherlands

literature or from statistical analysis of limited data sets, and is often rather tentative (see for example standard errors of chemical parameters in Klinka et al., 1981). However, if based on well defined sequences,

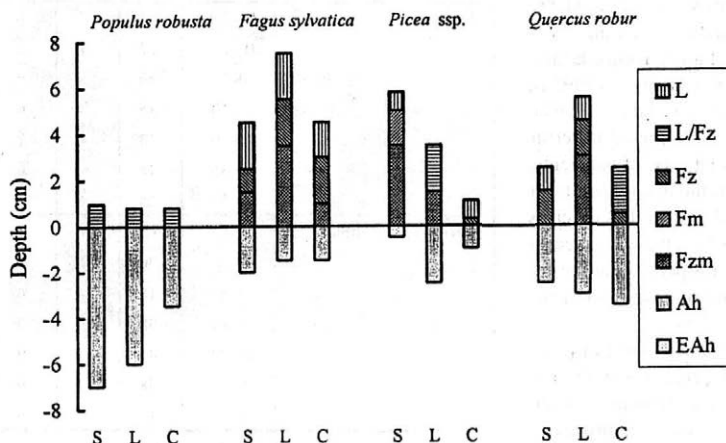
the accuracy and reliability of this information will greatly increase (Emmer, 1997b).

IMPACT STUDIES

Ecosystems are rarely in a steady state. They are frequently subjected to succession and human impacts (such as in forestry), and, increasingly, to environmental impacts e.g. atmospheric deposition. This implies that changes occur in fluxes and processes and, concurrently, in ecosystem properties. An understanding of the basic causes of these changes is required for proper management of forest and nature areas, i.e. to take measures to counteract changes, which for socio-economic or other reasons are considered as negative, on a sound scientific basis.

The required knowledge can be obtained through process studies, in which processes are identified and quantified, and changes in these can be related to direct or indirect impacts and succession. This approach, however, poses problems: changes should occur at such rates that they are measurable within the period of research. Unfortunately, several important processes cannot be quantified with great accuracy, e.g. soil organic matter turnover, root litter input, nutrient uptake by roots and nutrient losses. Moreover, changes should have an impact, exceeding the normal fluctuations in ecosystem properties or fluxes in order to be identifiable. This limits the relevance of process studies for successional and impact oriented research of ecosystems undergoing slow changes. Nevertheless, knowledge about the effects of specific impacts on fluxes and processes is required.

A pattern approach, in order to be appropriate, implies a comparative, one-factorial study of ecotopes, selected on the basis of differences in magnitude of impacts or in successional stage. A few examples can be given.



3. Humus form profiles in primary stands on different parent materials in the Flevopolders (The Netherlands)

- The impact of atmospheric deposition and concurrent forest die-back can be studied by comparative study of similar ecotopes with different levels of immissions, or by temporal analysis of plots. Levels of immissions should be appropriately known for proper site selection and this may require a limited monitoring program if data are not available.
- The possible impact of climatic change can be assessed by comparative study of plots, representing a climosequence. Differences in humus forms can be used to infer presumed changes in humus forms upon climatic change. See for example Sevinck (1988).

It should be realised that a proper interpretation of data from such sequential studies requires an adequate understanding of the processes and fluxes involved, in relation to the impact. In the temperate climatic zone, for example, the effects of acid deposition on ecosystem processes and fluxes have been extensively studied and currently are well understood. Other impacts, such as heavy metal pollution and those connected with the increased atmospheric CO₂-level, are far less understood. For these, process studies are required to provide the background for interpretation of data from pattern studies in terms of changes in processes and fluxes.

CONCLUSIONS

Given a good theoretical knowledge of ecosystem processes and fluxes, obtained through process studies, the pattern approach can be very useful in regional ecosystem studies and impact studies. Particularly promising are one-factorial, sequential studies, which can provide basic knowledge of successional and impact related changes in processes and fluxes. In comparison with process studies, such knowledge can be obtained relatively rapidly and with lower inputs in terms of labour and costs.

To fully exploit the potentials of pattern studies, concepts used should be unified and methodologies should be standardised (Emmer, 1997a). Thus, for example, the use of loosely defined and unquantified humus form types should be avoided and analytical data should refer to quantities per standard surface area instead of per standard weight. Unified concepts and standardised methods allow for a comparison of results from various pattern studies and, through this, also allow for a more reliable prediction of effects of impacts and succession.

References

- ARP, P. A. - KRAUSE, H. H., 1984. The forest floor: Lateral variability as revealed by systematic sampling. *Can. J. Soil Sci.*, 64: 423-437.
- BERG, B. - ÄGREN, G. I., 1984. Decomposition of needle litter and its organic chemical components: theory and field experiments. Long-term decomposition in a Scots pine forest. III. *Can. J. Bot.*, 62: 2880-2888.
- BORMANN, R. H. - LIKENS, G. E., 1979. Pattern and process in a forested ecosystem. New York, Springer Verlag.
- BOUTEN, W., 1992. Monitoring and modelling forest hydrological processes in support of acidification research. [PhD Thesis.] University of Amsterdam.
- COLINVAUX, P., 1986. Ecology. New York, John Wiley.
- DICKINSON, C. - PUGH, G., 1974. Biology of Plant Litter Decomposition. London, Academic Press.
- DUVIGNEAUD, P. - DENAYER-DE SMET, S., 1970. Biological cycling of minerals in temperate deciduous forests. In: REICHEL, D. E. (ed.): Analysis of Temperate Forest Ecosystems. New York, Springer Verlag: 199-225.
- ELLENBERG, H. - MAYER, R. - SCHAUERMANN, J., 1986. Ökosystemforschung - Ergebnisse des Sollingsprojekts. Stuttgart, Ulmer.
- EMMER, I. M., 1994. Humus form characteristics in relation to undergrowth vegetation in primary *Pinus sylvestris* forests. *Acta Oecologica*, 15: 677-687.
- EMMER, I. M. - SEVINK, J., 1995. Temporal and vertical changes in the humus form profile during a primary succession of *Pinus sylvestris*. *Plant Soil*, 167: 281-295.
- EMMER, I. M., 1997a. Methodology of humus form research. *Lesnictvi-Forestry*, 43, in print.
- EMMER, I. M., 1997b. Spatial variation of humus form characteristics and its implications for humus form research in monospecies *Pinus sylvestris* stands. *Lesnictvi-Forestry*, 43: 503-518.
- GOSZ, J. R. - LIKENS, G. E. - BORMANN, F. H., 1973. Nutrient release from decomposing leaf and branch litter in the Hubbard Brook forest, New Hampshire. *Ecol. Monogr.*, 43: 173-191.
- GOSZ, J. R. - LIKENS, G. E. - BORMANN, F. H., 1976. Organic matter and nutrient dynamics of the forest and forest floor in the Hubbard Brook forest. *Oecologia*, 22: 305-320.
- HEIJ, G. J. - SCHNEIDER, T., 1991. Acidification Research in the Netherlands. (Studies in Env. Sci., 46.) Amsterdam, Elsevier.
- JENKINSON, D. S. - HART, P. B. S. - RAYNER, J. H. - PARRY, L. C., 1987. Modelling the turnover of organic matter in long-term experiments at Rothamsted. In: COOLEY, J. H. (ed.): Soil Organic Matter Dynamics and Soil Productivity. *INTECOL Bull.*, 15: 1-8.
- KLINKA, K. - GREEN, R. N. - TROWBRIDGE, R. L. - LOWE, L. E., 1981. Taxonomic Classification of Humus Forms in Ecosystems of British Columbia. First Approximation. Prov. of British Columbia, Min. of Forests, Vancouver.
- LOSSAINT, P. - RAPP, M., 1971. Répartition de la matière organique, productivité et cycles des éléments minéraux dans des écosystèmes de climat méditerranéen. In: DUVIGNEAUD, P. (ed.): Productivity of Forest Ecosystems, Proc. of the Brussels Symposium. Ecology and Conservation 4, Paris, UNESCO: 597-617.
- NAVEH, Z. - LIEBERMAN, A. S., 1984. Landscape Ecology: Theory and Applications. New York, Springer Verlag.
- OLSON, J. S., 1963. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, 44: 322-331.
- RODIN, L. E. - BAZILEVICH, N. I., 1967. Production and Mineral Cycling in Terrestrial Vegetation. Edinburgh-London, Oliver and Boyd.

- SCHMITHÜSEN, J., 1948. „Fliesengefüge der Landschaft“ und „Ökotopt“. Berichte zur Deutschen Landeskunde, 5. Bd. STAARF, H. – BERG, B., 1982. Accumulation and release of plant nutrients in decomposing Scots pine needle litter. Long-term decomposition in a Scots pine forest. II. Can. J. Bot., 60: 151–156.
- SWIFT, M. J. – HEAL, O. W. – ANDERSON, J. M., 1979. Decomposition in Terrestrial Ecosystems (Studies in Ecology, Vol. 5). Oxford, Blackwell.
- TANSLEY, A. G., 1935. The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology, 16: 284–307.
- TIETEMA, A., 1992. Nitrogen Cycling and Soil Acidification in Forest Ecosystems in The Netherlands. [PhD Thesis.] University of Amsterdam.
- SEVINK, J., 1988. Soil organic horizons of Mediterranean forest soils in NE-Catalonia (Spain); their characteristics and significance for hillslope runoff and effects of management and fire. In: IMESON, A. C. – SALA, M. (eds.): Geomorphic Processes in Environments with Strong Seasonal Contrasts. Vol. 1. Hillslope Processes. Catena Suppl., 12: 31–43.
- SEVINK, J. – HULSCHER, B. – PAS, J. B. van der, 1989. Een Verkennd Onderzoek naar de Relatie tussen de Bodemvorming, Vegetatie en Substraat in de Bosopstanden in de Flevopolders. Intern rapport, 1989–18 liw, Min. van Verkeer en Waterstaat, Rijkswaterstaat, FL.
- SEVINK, J. – KEMMERS, R. H. – EMMER, I. M., 1993. Soil research in Dutch forest reserves: the implications of spatial and temporal soil variability. In: BROEKMEYER, M. E. A. – VOS, W. – KOOP, H. (eds.): European Forest Reserves. Pudoc Sci. Publ., Wageningen: 109–117.
- ULRICH, B. – MAYER, R. – KHANNA, P. K., 1979. Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstl. Fak. der Univ. Göttingen. Frankfurt am Main, Sauerländer's Verlag.
- ULRICH, B. – BENECKE, P. – HARRIS, W. F. – KHANNA, P. K. – MAYER, R., 1981. Soil processes. In: REICHLE, D. E. (ed.): Dynamic Properties of Forest Ecosystems. IBP 23. Cambridge Univ. Press.
- VOS, W. – STORTELDER, A., 1992. Vanishing Tuscan Landscapes. Pudoc Sci. Publ., Wageningen.
- WARDENAAR, E. C. P. – SEVINK, J., 1992. A comparative study of soil formation in primary stands of Scots pine (planted) and poplar (natural) on calcareous dune sands in the Netherlands. Plant Soil, 140: 109–120.
- WHITE, I. D. – MOTTERSHEAD, D. N. – HARRISON, S. J., 1984. Environmental Systems. London, Chapman and Hall.

Received 29 January 1997

Contact Address:

Prof. Dr. Jan Sevinck, The Netherlands Centre for Geo-Ecological Research (ICG), Department of Physical Geography and Soil Science, University of Amsterdam, Nieuwe Prinsengracht 130, 1018 VZ, Amsterdam, The Netherlands

Seminář

Studium lesních ekosystémů a jejich poškození, 4. ročník, *Metody zpracování dat užívané při studiu lesů, v lesnictví a příbuzných oborech* se uskuteční ve dnech 3.–5. března 1998 ve Svobodě nad Úpou ve spolupráci se Správou Krkonošského národního parku.

Hlavní tematické okruhy: používané matematicko-statistické metody; matematické modelování v ekologii a lesnictví; geografické informační systémy a úlohy spojené s řešením prostorové struktury ekosystémů, zvláště lesních; dálkový průzkum Země a studium (lesních) ekosystémů; vliv použitých metod na výsledky studia; data o poškození lesních ekosystémů, monitoring – zpracování dat a interpretace výsledků; provozní data lesního hospodářství a data státní správy v oblasti lesního hospodářství, možnosti jejich dalšího využití.

Zájemci se mohou přihlásit na adrese organizátora: Ing. Karel Matějka, CSc., IDS, Plzeňská 86, 150 00 Praha 5.

BIOMONITORING STANOVIŠTNÍCH ZMĚN V NÁHRADNÍCH POROSTECH BŘÍZY IMISNÍ OBLASTI – III. PAVOUCI

BIOMONITORING OF SITE CHANGES IN SUBSTITUTE BIRCH STANDS IN AN AIR-POLLUTED AREA – III. SPIDERS

Kula, E.

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno

ABSTRACT: Spiders were used as a bioindicator of development on sites with birch stands in an air-polluted area. Changes in the number of spiders according to their size, niche, biotope and relicts are evaluated with the lapse of five years. Species of the 3rd and 4th size class, epigeal spider species, representatives inhabiting parallelly the epigeal and tree niche showed a dominant position in all locations under observation. In general, a decrease in the presence of exclusively forest species and non-forest spiders was observed, which was in common compensated by the presence of spiders inhabiting both forest and nonforest communities. Positive development on the locations with birch stands was determined by evaluation of spiders from their relicts.

Araneidea; spiders; biomonitoring; Betula verrucosa birch stands; air-polluted area

ABSTRAKT: Pavouci byli užiti jako bioindikační složka vývoje stanovišť s porosty břízy v imisní oblasti. Je hodnocena s odstupem pěti let změna v zastoupení počtu pavouků podle velikosti, niky, biotopu a reliktnosti. Dominantní postavení na všech sledovaných lokalitách měly druhy 3. a 4. kategorie velikosti, epigeické druhy pavouků, zástupci obývající souběžně epigeickou i stromovou niku. Obecně nastal pokles ve výskytu výhradně lesních druhů a pavouků nelesních, který byl celkově kompenzován pavouky se schopností obývat lesní i nelesní společenstva. Z hodnocení pavouků podle reliktnosti byl odvozen pozitivní vývoj na sledovaných lokalitách s břízou.

Araneidea; pavouci; biomonitoring; porosty břízy Betula verrucosa; imisní oblast

ÚVOD

Pavouci se řadí svou vysokou četností a postavením v potravním řetězci mezi nejvýznamnější složku biocenoz. Mají značný podíl na omezování rozvoje škůdců, a tím i na udržování biologické rovnováhy. Velké druhové spektrum umožňuje využití pavouků k bioindikaci včetně zhodnocení stupně antropického ovlivnění stanoviště.

Pavouci jsou mimo jiné významnou modelovou živočišnou skupinou ke stanovení vlivu fyzikálních fak-

torů prostředí, neboť jsou homogenní skupinou bezobratlých, dobře porovnatelnou s většinou dalších skupin obývajících stejné prostředí. Vzhledem k nespécifitě vztahu k potravě jsou pavouci téměř nezávislí na daném typu vegetace a kofisti. To usnadňuje i interpretaci příčinných vazeb mezi změnami na stanovišti a ve společenstvu živočichů.

Cílem příspěvku je zhodnotit stanovištní podmínky a jejich proces vývoje na základě reliktnosti, niky, biotopu a velikosti pavouků obývajících náhradní lesní společenstva s dominantním zastoupením břízy v imisní oblasti.

Práce vychází z řešení grantového úkolu Grantové agentury ČR, který získal také sponzorskou podporu Ministerstva zemědělství ČR a regionálních institucí, akciových společností a firem: Obalex, s. r. o., v Jilově, Netex, s. r. o., a Aluminium, a. s., v Děčíně, Městský a Okresní úřad v Děčíně, Setuza, a. s., Teplárna, a. s., Česká pojišťovna, a. s., Komerční banka, a. s., Pyrus, s. r. o., SCES, s. r. o., v Ústí nad Labem, Tonaso, a. s., Neštěmice, Chemopetrol, a. s., Litvínov, ČEZ, a. s., Elektrárna Ledvice, Čížkovická cementárna, a. s., v Čížkovicích, Severočeské doly, a. s., Chomutov, firma Export a import, s. r. o., Velké Březno, Dieter Bussmann, s. r. o., v Ústí nad Labem.

Velkoplošné odlesnění v důsledku imisního poškození a odumření lesa a zničení lesa požárem představuje hluboký zásah do stanovištních podmínek. Dochází především – podobně jako je tomu při pasečném způsobu těžby – ke změně světlostních poměrů. Tento zásah do smrkových ekosystémů se projevuje v kompozici fauny pavouků, která v první fázi zaznamenává vysoké zastoupení epigeických druhů (*Lycosidae*, *Gnaphosidae*). V uzavřených porostech v pozdějším stadiu vývoje převažují zástupci čeledi *Linyphiidae*, *Hahniidae* a *Theridiidae*.

Narušené společenstvo pavouků se vytvořením holoseče v průběhu sedmi let vrací retrospektivně k původnímu stavu převládajícímu v klimaxovém lese. Během tohoto období se zvyšuje biomasa pavouků vzhledem k dominantnímu zastoupení invazních druhů a snižuje se jejich počet. Mění se také druhová diverzita, neboť nové druhy zakládají své populace a faunistické prvky otevřené a polootevřené krajiny získávají prostor nik na úkor typických druhů uzavřeného smrkového lesa (Huhta, 1971). Během prvního stadia vývoje paseky, kdy rychle narůstá buřeň, jsou velké expanzivní druhy pavouků nahrazeny druhy stavějícími síť na bylinné vegetaci. Bylo zjištěno, že pavouci reagovali druhovou i početní změnou i na výchovný zásah v porostu (prořezávka, pobírka).

Prostorová struktura bylinné vegetace (hustota, výška, kompozice) ovlivňuje hlavně pavouky stavějící síť. Velké druhy žijí na stromech, keřích, středně velcí pavouci obývají bylinné patro a nejmenší zástupci půdní povrch. Pro hustotu populace malých pavouků je pak významná struktura lesní půdy ve svrchní vrstvě a stejný atribut má i travní vegetace. Rozrůzněnost nik snižuje pravděpodobnost kolize mezi jedinci téhož druhu nebo kompetici s jiným druhem, a tím se snižuje stupeň kanibalismu, který u pavouků existuje, predace a konkurence (Duffey, 1962a,b).

Práce zabývající se arachnofaunou v lesním prostředí existují v omezeném rozsahu. Soustřeďují se na listnaté lesy, především na lužní les (Bílek, 1981; Křístek, 1985; Miller, Obrtel, 1975; Segers, Bosmans, 1982).

BIOINDIKACE

Buchar (1972) zařadil jednotlivé druhy pavouků v závislosti na jejich vztahu k antropicky ovlivněnému stanovišti do tří základních kategorií:

Relikty I. řádu (RI) – druhy vyskytující se na stanovištích nejvíce se svým charakterem blížící původnímu stavu, tedy člověkem relativně nenarušených – např. původní a přirozené lesy. Tyto druhy jsou specializovány na poměrně úzce vymezené ekologické podmínky a jedná se o druhy stenobiontní.

Relikty II. řádu (R) – druhy vázané na převládající typ středoevropského klimatu, kterému odpovídají sou-

časné přirozené lesní ekosystémy. Jejich nároky na charakter lesa nejsou tak vyhraněné jako u skupiny pavouků RI. Vyskytují se i ve všech typech kulturního lesa, v remízcích a na pasekách.

Expanzivní druhy (E) – mají schopnost pronikat do uměle odlesněné krajiny a osidlovat stanoviště silně ovlivněná činností člověka, jako jsou např. obhospodářované louky, pole, antropické útvary (haldy, výsypky).

Uvedených kategorií a podílu pavouků na daném stanovišti je možné využít k posouzení stupně antropického ovlivnění studovaných území, a to buď stanovením počtu druhů příslušné ekologické kategorie, nebo počtem exemplářů vyskytujících se druhů. Reliktní druhy R představují stejně jako druhy RI prvek reliktní, a proto při hodnocení jako kritéria užíváme souhrnný počet reliktní obou řádů (RI + R).

Růžička (1981) vymezil čtyři modelové krajní situace vyplývající ze vzájemného vztahu mezi podílem počtu druhů pavouků a podílem počtu exemplářů druhů sledované vlastnosti, např. stupně reliktnosti. Tyto vztahy mohou charakterizovat různý stupeň ovlivnění či původnosti studované lokality:

- Vysoký podíl počtu reliktních druhů i počtu exemplářů druhů sledované oblasti. Vztahy naznačují původnost lokality. Reliktní druhy jsou autochtonní a vytvářejí prosperující populace.
- Vysoký podíl počtu reliktních druhů a nízký podíl počtu exemplářů reliktních druhů. Sledovaná lokalita je pod vlivem rušivých faktorů. Ojedinelé exempláře reliktních druhů představují pravděpodobně zbytky dřívějších početných populací. Sporadicky se vyskytující exempláře reliktních druhů se také mohly dostat z okolí původních a neovlivněných lokalit. Při vyhodnocování stupně antropogenního ovlivnění sledovaného území se nesmí přeceňovat ojedinelý výskyt reliktních druhů na zjevně narušených lokalitách.
- Nízký podíl počtu reliktních druhů a vysoký podíl počtu exemplářů těchto druhů. Tato nepřírozená skladba pavoučích společenstva by se mohla vytvořit na lokalitách pod silným devastacním vlivem. Vysoký podíl počtu exemplářů reliktních druhů by byl podmíněn jediným nebo několika málo druhy, které se dokázaly přemnožit po odeznění devastacních vlivů v nových, výjimečně existujících podmínkách. Tento stav charakterizuje počáteční stadia sekundární sukcese.
- Nízký podíl počtu reliktních druhů i počtu exemplářů reliktních druhů. Tato situace nastává na silně narušených lokalitách, kde výrazně převládají jak počtem druhů, tak počtem exemplářů druhy expanzivní.

Klasifikace reliktnosti výskytu pavouků (Buchar, 1972) a klasifikace hojnosti výskytu těchto druhů (Miller, 1971) si do značné míry odpovídají. Expanzivní druhy patří v naprosté většině ke druhům hojným. Relikty II. řádu jsou v kategorii hojnosti výskytu rozděleny rovnoměrněji, větší část jich však náleží ke druhům hojným. Jsou to druhy vlastní dosud rozšířenému a dosti uniformnímu prostředí lesních ekosystémů. Převážná část reliktní I. řádu patří ke druhům vzácným.

Některé z reliktvů I. řádu jsou označeny jako druhy hojnější, většinou jsou hojné pouze lokálně, v biotopech určitě méně běžného typu.

V rámci biotopu byly rozlišovány druhy lesní (w), nelesní (n) a zástupci se schopností obývat lesní i nelesní společenstva (a). Nika klasifikuje pavouky epigeické, půdního povrchu (e), stromové (a) a druhy nacházející se na půdním povrchu a zároveň vystupující na keře a do korun stromů (x). Velikost byla hodnocena podle Sechterové-Špičákové (1989), která rozdělila pavouky podle velikosti hlavohruď do čtyř skupin: 1. skupina < 1,30 mm; 2. skupina 1,31–2,00 mm; 3. skupina 2,01–3,20 mm; 4. skupina > 3,21 mm.

METODIKA A MATERIÁL

K získání dostatečně reprezentativního přehledu o fauně pavouků jsme instalovali zemní pasti, fotoeklektory a uplatnili metodu sklepávání. Nebylo prováděno smýkání a individuální vyhledávání jedinců ve specifických stanovištních podmínkách (sítě).

V každém ze šesti pokusných porostů břízy (*Betula verrucosa* Ehrh.) bylo liniově položeno 10 zemních pastí v odstupech 5 m tak, aby byl vyloučen okrajový fenomén porostu. Konzervačním médiem byl 2–4% formaldehyd. Fotoeklektory (100 x 100 x 25 cm) byly umístěny v těchto porostech po sedmi kusech. Konzervačním médiem byl 75% etylalkohol. Sklepávání pavouků z korun pěti bříz na plachtu 2 x 2 m jsme realizovali v každém sledovaném porostu.

Kontrola fotoeklektorů a zemních pastí se uskutečňovala v sedmidenním intervalu a metoda sklepávání ve 14denním intervalu po celé vegetační období (15. 4.–30. 10.) v letech 1987–1988 a 1992–1993.

Na determinaci 23 937 ex. (189 druhů) se podíleli: prof. RNDr. J. Buchar, DrSc., z Univerzity Karlovy v Praze a amatérští arachnologové Dr. J. Svatoň z Martina a M. Antuš z Prahy.

POPIS OBLASTI ŠETŘENÍ

Území, ve kterém se uskutečnil výzkum, je silně antropogenně ovlivněno především imisemi (SO_2), které v kombinaci se silným mrazem (1978/1979) způsobily rozpad a vcelkoplošné odumření smrkových porostů na počátku osmdesátých let. Následně byla celá oblast zalesněna náhradními dřevinami s dominantním zastoupením břízy.

Šetření se uskutečnilo v šesti porostech břízy, které byly založeny v letech 1981–1983 a jsou situovány do oblasti charakterizované průměrnou roční teplotou 6 °C, ročními úhrnnými srážkami 800 mm, nadmořskou výškou 450–600 m, délkou vegetační doby 110–120 dní a průměrnou roční koncentrací SO_2 dlouhodobě nad $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ (Kula, 1997).

VÝSLEDKY

Stanovištně ekologická charakteristika arachnofauny

Ke zhodnocení stupně narušení stanoviště a především k poznání vývojových změn sledovaných lokalit byly zvoleny vlastnosti charakterizující synuzii pavouků stanoviště: velikost těla, nika, biotop a reliktnost. Komplexní zpracování těchto parametrů a zhodnocení změn s odstupem pěti let umožnilo dílčí odvození kvalitativního posunu v hodnocené oblasti jako odraz vývoje porostu, podrostu, abiotických a atropických vlivů.

Velikost těla

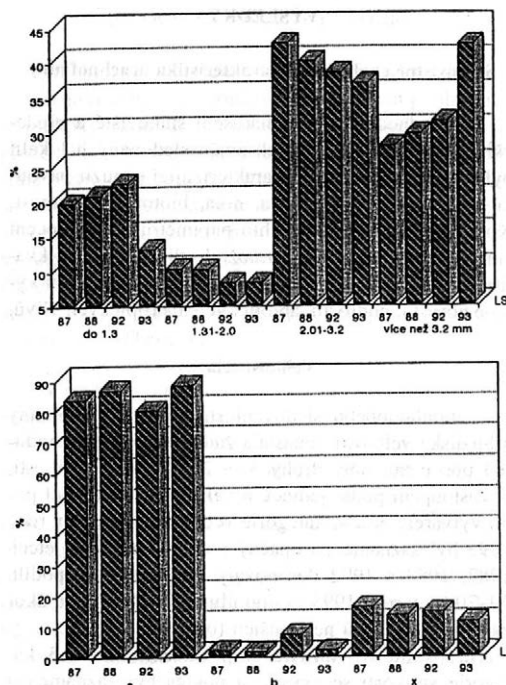
Z dlouhodobého sledování struktury arachnofauny z hlediska velikosti nenastala žádná změna a rozhodující postavení měly druhy 3. a 2. kategorie velikosti. V zastoupení podle jedinců a velikosti rozhodující podíl vytvářely 3. a 4. kategorie velikosti, přičemž v roce 1993 byl zaznamenán opačný poměr. Jestliže v letech 1987, 1988 a 1992 dosahovaly tyto kategorie podílu 69–70 %, v roce 1993 vystoupily na 79 %, a to na úkor zastoupení jedinců nejmenších (obr. 1).

Na lokalitě Kristin Hrádek postavení u druhů 3. kategorie velikosti se zvýšilo a pokles byl zaznamenán u 2. kategorie velikosti. U jedinců pavouků se vzájemně doplňují 3. a 4. kategorie velikosti, zatímco u největších jedinců se zvýšil trend početního zastoupení, u 3. kategorie velikosti klesal, ale sumárně se podíl zachycených pavouků zvýšil ze 74 % na 81 % s odstupem šesti let. Nejvyšší pokles a odchylky se projevíly ve 2. kategorii velikosti (obr. 2).

Na lokalitě Ostrov měly dominantní podíl druhy 3. kategorie velikosti, jejich úroveň se v hodnocené časové řadě neměnila. Jestliže 1. a 2. kategorie velikosti byla na stejné úrovni v letech 1987–1988, pak v letech 1992 a 1993 nastal posun ve výši zastoupení 2. kategorie velikosti o 6 %. K výrazné změně došlo při hodnocení jedinců podle velikosti, kde dominantní postavení nejmenších druhů v roce 1987 a 1988 (44,1 a 46,2 %) pokleslo na 20,9 % a 8,5 % a tuto skupinu velikosti nahradili jedinci 3. a 4. kategorie, kdy z původních 41,6 % a 36,7 % se po pěti letech podílejí 69,8 % a 85,2 % v letech 1992 a 1993 (obr. 2).

Na lokalitě Sněžník dosáhly rozhodujícího zastoupení druhy 3. kategorie velikosti, které však klesaly z 50 % na 39 %, jako doprovodné se jevíly druhy 2. kategorie – 10 % (1987), 23 % (1993) – i 4. kategorie velikosti. V hodnocení rozložení velikosti podle ulovených jedinců převažuje 3. a 4. kategorie velikosti (83–88 %), zatímco nejdrobnější pavouci mají výrazně klesající tendenci – 12,4 % (1987), 5 % (1993) (obr. 2).

V porostu břízy Tisá druhy ve 3. kategorii setrvaly v dominantním postavení po celé hodnocené období, ostatní kategorie velikosti byly přibližně na shodné úrovni a nebyl zaznamenán zřetelný vývoj u některých z kategorií velikosti. Jedinci pavouků z hlediska velikosti měli nejvyšší podíl ve 3. kategorii se vzestupem



1. Zastoupení pavouků v porostech břízy LS Sněžník podle velikosti hlavohruď (nahore vlevo), biotopu (nahore vpravo) (w – lesní, n – nelesní, a – lesní i nelesní druhy), niky (dole vlevo) (e – epigeické, b – stromové, x – epigeické a stromové druhy) a reliktnosti (dole vpravo) (R1 – relikty I. řádu, R2 – relikty II. řádu, E – expanzivní druhy) – Representation of spiders in birch stands in the Sněžník Forest District according to the cephalothorax size (upper part, left), biotope (upper part, right) (w – forest, n – nonforest, a – forest and nonforest species), niche (lower part, left) (e – epigeal, b – tree, x – epigeal and tree species) and the relict nature (lower part, right) (R1 – relicts of order I, R2 – relicts of order II, E – expansive species)

v r. 1993 a 4. kategorie měla kontinuálně vzestupný charakter (20,7–35,4 %). Jedinci menších velikostí ustupovali (obr. 2).

Na lokalitě Vlčák dosáhly rozhodujícího postavení druhy 3. kategorie a souběžně je doplnily druhy 2. a 1. kategorie velikosti. Za hodnocené období nedošlo k zásadní změně zastoupení v žádné z uvedených kategorií velikosti. Z hlediska jedinců a jejich velikosti měly nejvyšší podíl 3. a 4. kategorie, které sumárně vystoupily na 74–78 %, ale klesal podíl 3. kategorie velikosti a zároveň vzrůstalo zastoupení největších jedinců pavouků.

V porostu břízy Letadlo rozhodující postavení zaznamenali pavouci 3. kategorie velikosti, ale s poklesem, který se promítl v nárůstu 2. a 4. kategorie velikosti. U jedinců pavouků na této lokalitě zachycených se projevila nejvyšší dominance ve 3. kategorii velikosti (68,9–51,1 %), která má klesající charakter; souběžně narůstal podíl nejmenších jedinců (21,7–37,1 %) a v úhrnu (90,6–88,2 %). Drobní pavouci byli na této lokalitě silně potlačeni.

Nika

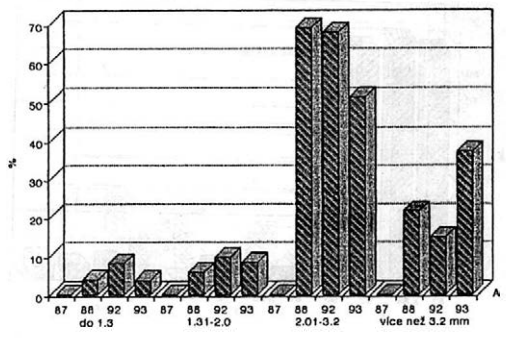
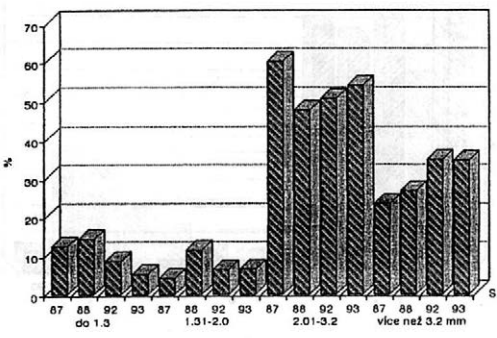
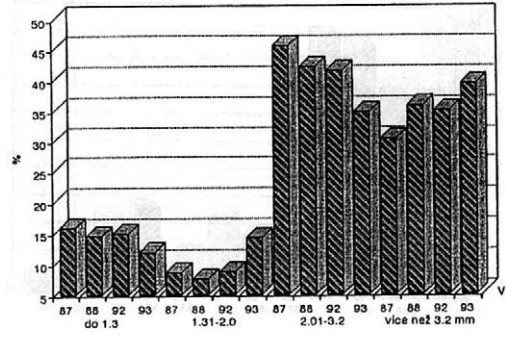
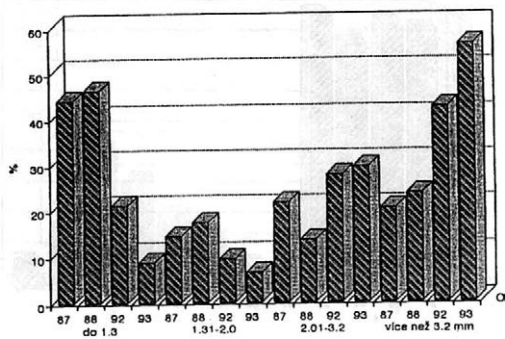
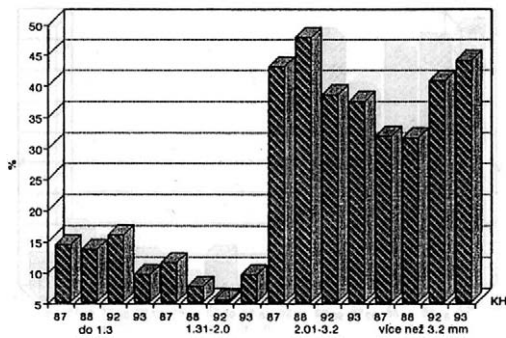
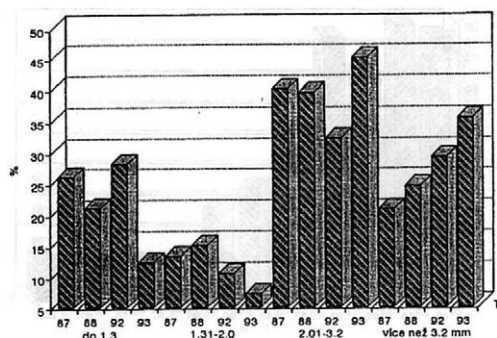
Celkový vývoj a situace na jednotlivých lokalitách z hlediska zastoupení jedinců pavouků podle niky (epi-

geičtí, stromoví a bez rozlišení) se prakticky neprojevil (výjimku představuje porost břízy Ostrov). Pokles v zastoupení epigeických jedinců byl kompenzován zvýšením procenta výskytu korunové složky. Na lokalitách Ostrov a Vlčák pokleslo zastoupení jedinců nespecifických. Epigeičtí jedinci se silně podíleli na fauně porostu Ostrov 67,4 % (1987), 93,7 % (1993) a 4% vzestup provázal lokalitu Vlčák a Sněžník. V roce 1992 v porostech břízy obecně vzrostlo zastoupení stromových druhů, které bylo způsobeno vysokým podílem sklepaných pavouků z korun stromů v porovnání s ostatními hodnocenými lety (obr. 1, 3).

Biotop

Z hlediska vývoje biotopu na příkladu jedinců pavouků byla oblast poznamenána mírným poklesem lesních druhů, výrazným ústupem jedinců nelesních zástupců a přesunem dominance na druhy schopné obývat lesní i nelesní biotopy (65,6 % v r. 1987 a 81 % v r. 1993).

Lokalita Kristin Hrádek zaznamenala v letech 1987–1993 výrazný pokles jedinců lesních (16,1 % x 5,6 %) i nelesních pavouků (14,1 % x 5,6 %) a o 19 % narostlo zastoupení pavouků nespecifických, obývajících les-



2. Zastoupení pavouků v jednotlivých porostech břízy LS Sněžník podle velikosti hlavohruď (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo) – Representation of spiders in the particular birch stands of Sněžník Forest District according to the cephalothorax size (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo)

ní porosty i agrocenózy. Podobný vývoj jsme analyzovali na lokalitě Vlčák a Letadlo s poklesem lesních i nelesních zástupců. V porostu břízy Sněžník se snížilo zastoupení jedinců lesních pavouků na třetinu (39,8 % v r. 1987, 13,2 % v r. 1993), ale podíl nelesních zástupců setrval na stejné výši. Na lokalitě Tisá setrval nezměněný podíl lesních jedinců, ale zásadní úbytek byl registrován v kategorii druhů nelesních (29,1 % v r. 1987, 6 % v r. 1993) (obr. 1, 4).

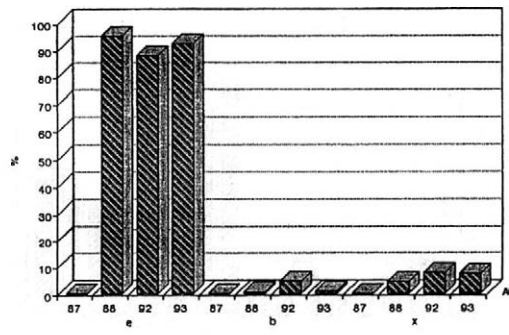
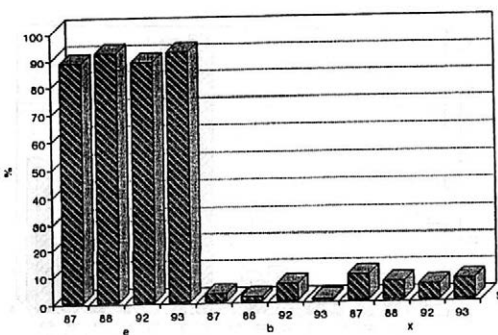
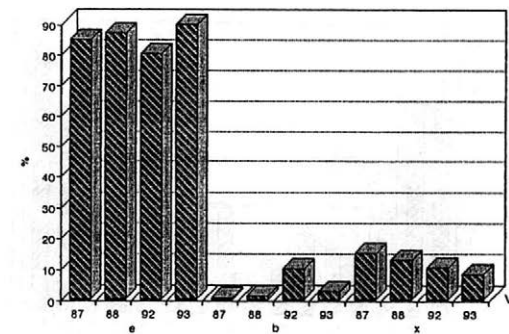
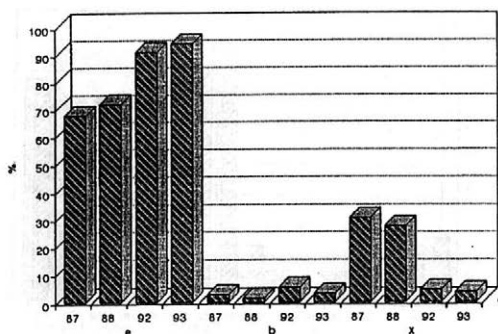
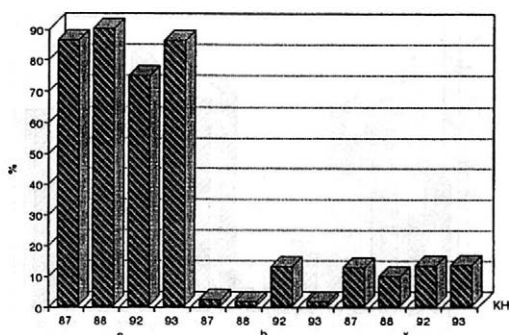
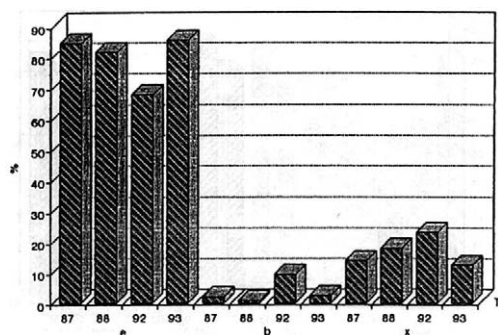
Reliktnost

Z hlediska reliktnosti zaznamenala sledovaná oblast LS Sněžník celkově pozitivní posun ve vývoji. Sumárně

se zvýšilo zastoupení reliktnů II. řádu (R) i reliktnů I. řádu (RI) a poklesl podíl jedinců expanzivních pavouků. Jednotlivé lokality však ukazují na specifickou situaci stanoviště a jejich individuální vývoj, který odvozuje me z charakteru arachnofauny (obr. 1, 5).

Lokalita Kristin Hrádek je nevyvážená s výraznými výkyvy v hodnocené časové řadě u jedinců expanzivních i reliktnů II. řádu. Pouze relikty II. řádu setrvaly na stejné výši.

Vysoce pozitivní vývoj provázal lokalitu Ostrov, kde se s odstupem pěti let zvýšil podíl reliktních jedinců II. řádu (R) ze 46,3 % (1987) na 76,3–70,9 % (1992–1993) a reliktnů I. řádu z 1,4 % (1987) na 10 % (1993) s celkovým poklesem expanzivních druhů z 52,3 % na 19,1 % (1987–1993).



3. Zastoupení pavouků v porostech břízy LS Sněžník podle niky (e – epigeické, b – stromové, x – epigeické a stromové druhy) (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo) – Representation of spiders in the particular birch stands of Sněžník Forest District according to the niche (e – epigeal, b – tree, x – epigeal and tree species) (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo)

Lokalita Letadlo s výchozím vysokým podílem reliktů II. řádu zaznamenala další pozitivní posun v r. 1993, kdy bylo dosaženo nejvyššího zastoupení jedinců reliktních pavouků II. řádu ve sledované oblasti. Mírný pokles provázela jedince v kategorii RI. I přes nízké výchozí zastoupení expanzivních jedinců jsme zaznamenali jejich další pokles.

Stanoviště Tisá provázela zásadní změna ve vývoji až v roce 1993, jejíž stabilitu bude třeba potvrdit dalšími rozbory následných let. Relikty I. řádu vystoupily o 17 % na úkor jedinců expanzivních pavouků.

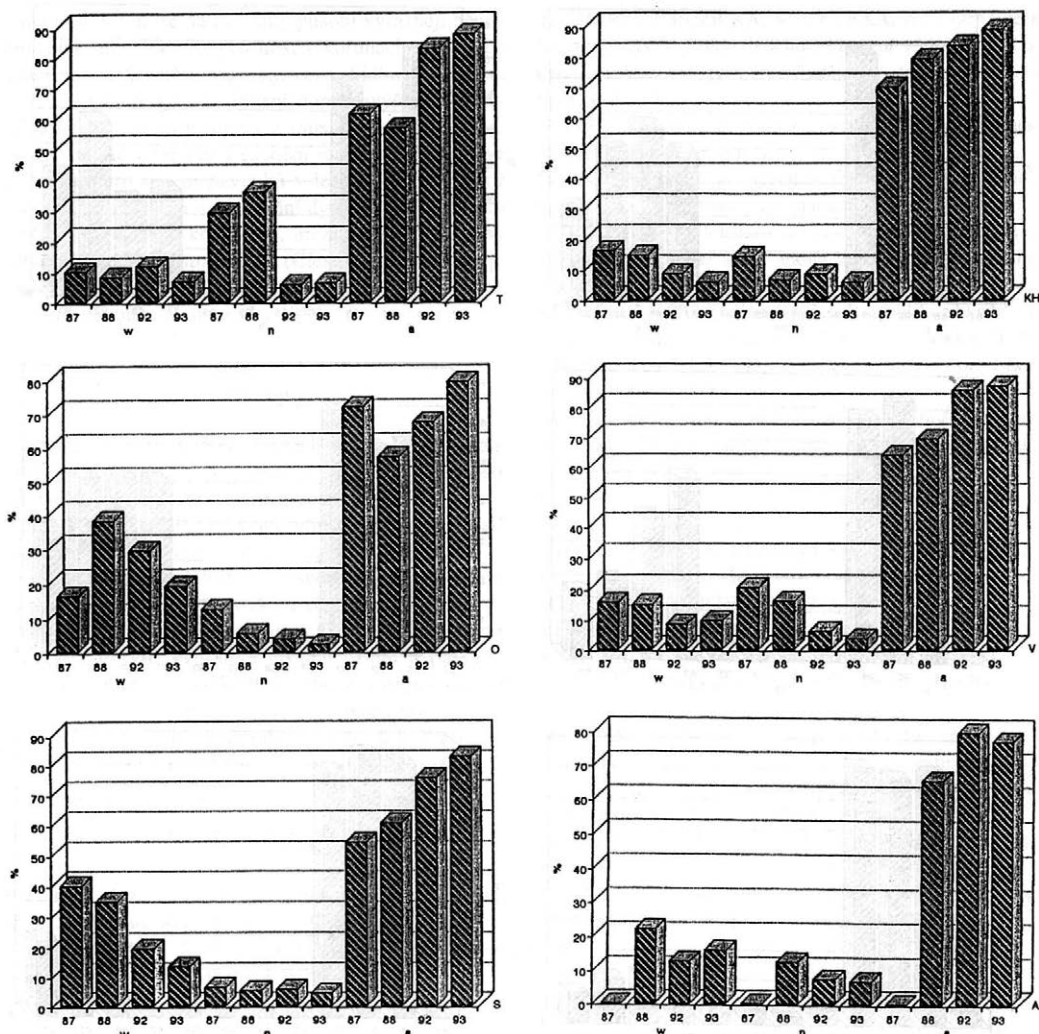
Positivní trend vývoje jsme zachytili i na lokalitě Vlčák, kde se o 7,5 % zvýšil podíl jedinců reliktních pavou-

ků II. řádu – 62,2 % (1993) a kontinuální a výrazný nárůst byl i u jedinců v kategorii reliktů I. řádu: 1,9–2,0 % (1987–1988) a 7,1 % (1993). Těmto změnám odpovídá i celkový pokles jedinců expanzivních pavouků.

Lokalita Letadlo s porosty břízy nezaznamenala žádné změny ve vývoji. Pokles reliktů II. řádu byl kompenzován reliktů I. řádu.

DISKUSE

Pavouci tvoří nepočetnější a druhově nejbohatší epigeickou složku lesního společenstva. Jestliže z luž-



4. Zastoupení pavouků v porostech břízy LS Sněžník podle biotopu (w – lesní, n – nelesní, a – lesní i nelesní druhy) (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo) – Representation of spiders in the particular birch stands of Sněžník Forest District according to the biotope (w – forest, n – nonforest, a – forest and nonforest species) (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo)

ního lesa uvádí Křístek (1985) 142 druhů pavouků, potom námi zachycený počet 189 druhů v porostech imisní oblasti LS Sněžník, která byla silně antropogenně narušena a ovlivněna, je překvapivý a představuje čtvrtinu fauny pavouků České republiky (773 druhů, Buchar et al., 1995).

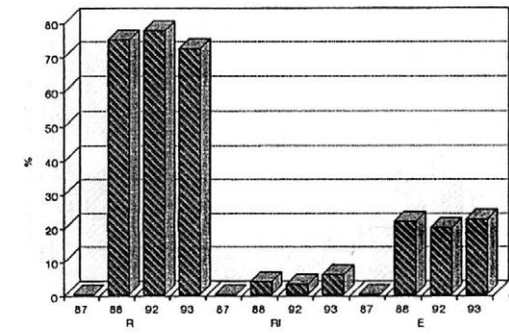
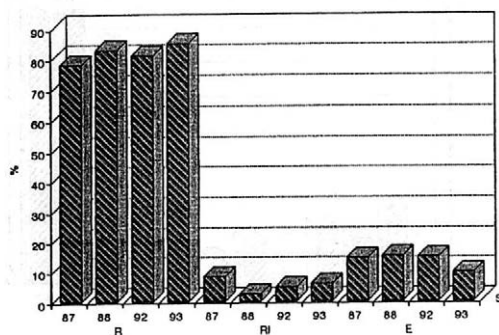
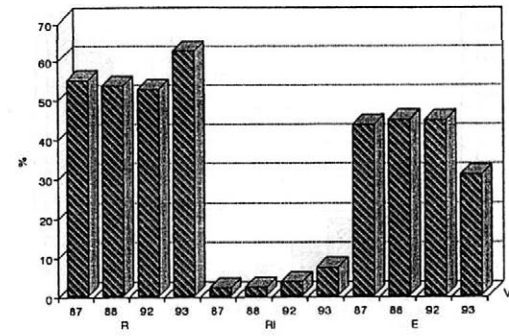
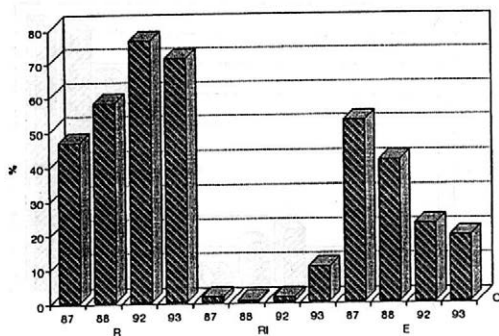
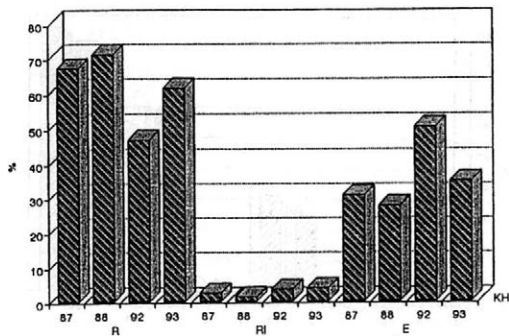
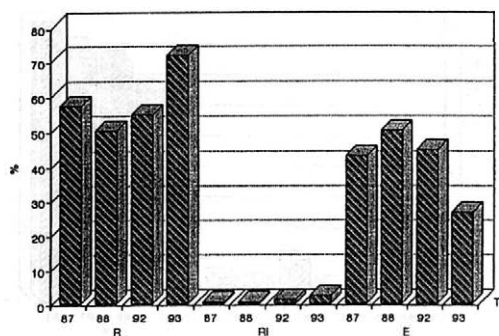
Zastoupení pavouků podle velikosti těla: ukázalo se, že i s odstupem pěti let zůstali v porostech břízy dominantní jedinci středně velkých a velkých druhů pavouků, neboť v porostech zůstal bohatý bylinný podrost a nebyla vytvořena dostatečná vrstva humusu a opadu, která poskytuje příznivé prostředí pro drobné zástupce arachnofauny.

Mezi porosty břízy je pouze lokalita Ostrov charakterizována minimálním rozsahem podrostu (trávy lemo-

valy okraj porostu a nezasahovaly do vnitřní části porostu s odchytovými zařízeními) a relativně vysokou humusovou vrstvou. Zde výrazný posun k velkým druhům pavouků souvisí s realizovaným výchovným zásahem, který vedl k prosvětlení porostu.

Nika ukázala jednoznačně dominantní postavení epigeických pavouků obývajících svrchní půdní vrstvu a bylinné patro. Vyhraňené stromové druhy pavouků byly na všech lokalitách s břízou zastoupeny v nízké abundanci. V r. 1992 byl metodou sklepávání zachycen vyšší počet korunových nebo také do korun vystupujících pavouků.

Při hodnocení jedinců pavouků podle biotopu se proti předpokladu projevil obecně pokles vyhraněných les-



5. Zastoupení pavouků v porostech břízy LS Sněžník podle reliktnosti (RI – reliktů I. řádu, R – reliktů II. řádu, E – expanzivní druhy) (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo) – Representation of spiders in the particular birch stands of Sněžník Forest District according to the relict nature (RI – relicts of order I, R – relicts of order II, E – expansive species) (T – Tisá, O – Ostrov, S – Sněžník, KH – Kristin Hrádek, V – Vlčák, A – Letadlo)

ních druhů pavouků a narůstalo zastoupení jedinců pavouků schopných obývat lesní i nelesní stanoviště. Za pozitivní aspekt lze považovat ústup nelesních druhů pavouků ze všech sledovaných porostů břízy.

Za nejkomplexnější a nejdůležitější hledisko na změny stanoviště považujeme složení pavouků podle reliktnosti, kterou navrhl Buchar (1972); vychází ze zastoupení druhů stanovišť přírodních lesů, lesů kulturních a ploch odlesněných a narušených.

Z poměru jedinců pavouků ve skupině reliktů I. a II. řádu a expanzivních zástupců vyplynulo, že sledovaná oblast si ponechává lesní charakter i přes určitý stupeň narušení antropickou činností. Mezi lokalitami se však projevil roz-

díl nejen v aktuálním roce hodnocení, ale i z pohledu vývoje jednotlivých porostů a jejich arachnofauny.

Nejvyšší podíl reliktních pavouků a minimální zastoupení jedinců expanzivních řádilo porost břízy Sněžník mezi lokality s nejméně narušeným stanovištěm s dalším pozitivním ústupem expanzivních jedinců. Vysoce pozitivní vývoj v průběhu šesti let provázel lokalitu Ostrov, kde poklesl podíl expanzivních druhů o více než 50 % a narostlo zastoupení reliktních zástupců obou řádů. Příznivý vývoj jsme zaznamenali v arachnofauně lokality Tisá a Vlčák.

Pavouci jsou částí fauny, která osidluje i imisní lokality a silně narušená až zdevastovaná území. V les-

ním prostředí imise na pavouky působí výrazněji nepřímo (omezením úkrytových míst v korunách stromů po opadu jehličí), změnou potravní nabídkou členovců, kteří citlivěji reagují na imisní dopad zvýšením populační hustoty nebo ústupem z imisních lokalit. Imisní oblast zvláště v teplém a suchém roce vytváří příznivé podmínky pro rozvoj pavouků v lesním prostředí, což potvrzuje i odchylka v populační dynamice korunových druhů v roce 1992, kde se mj. mezi dominantní druhy zařadila *Linyphia triangularis* (Clerck), která je uváděna z borových porostů imisní oblasti jako vysoce odolný druh pavouka (L u c z a k, 1984).

ZÁVĚR

Dominantní postavení na všech sledovaných lokalitách měly druhy 3. a 4. kategorie velikosti. V porostu břízy (Ostrov) nastal ústup nejmenších jedinců pavouků a projevila se invaze velkých druhů pavouků jako reakce na prosvětlení po výchovném zásahu.

Na všech lokalitách měly vysoce dominantní postavení epigeické druhy pavouků a zástupci obývající epigeickou i stromovou niku zároveň. Obecně nastal pokles ve výskytu výhradně lesních druhů a pavouků nelesních, který byl celkově kompenzován pavouky se schopností obývat lesní i nelesní společenstva.

Z hodnocení pavouků podle reliktnosti byl odvozen pozitivní vývoj na sledovaných lokalitách s břízou.

Literatura

- BÍLEK, P., 1981. Arachnofauna dubových lesů Bydžovské tabule. Acta Mus. Reginaehradec., 16: 195–210.
BUCHAR, J., 1972. Rozbor pavoučí zvěřeny Čech. [Autoreferát habilitační práce.] Praha, Pflr. fak. UK: 39.

BIOMONITORING OF SITE CHANGES IN SUBSTITUTE BIRCH STANDS IN AN AIR-POLLUTED AREA – III. SPIDERS

E. Kula

Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology, Lesnická 37, 613 00 Brno

Spiders are one of the most important components of biocenoses due to their high abundance and position in the food chain. The take a major part in the limitation of pest development, thus contributing to the maintenance of biological equilibrium. The large species spectrum makes it possible to use spiders as bioindicators including an evaluation of the degree of anthropic impacts on the site.

The objective of the present paper is to evaluate site conditions and the process of their development on the basis of relicts, niche, biotope and size of spiders inhab-

- BUCHAR, J. – RŮŽIČKA, V. – KŮRKA, A., 1995. Check list of spiders of Czech Republic. Proc. of 15th Eur. Colloquium of Arachnology. České Budějovice, Institute of Entomology: 35–53.
DUFFEY, E., 1962a. A population study of spiders in limestone grassland. J. Animal Ecol., 31: 571–599.
DUFFEY, E., 1962b. A population study of spiders in limestone grassland, the field layer fauna. Oikos, 13: 15–34.
HUHTA, V., 1971. Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. Ann. Zool. Fennici, 8: 483–542.
KRÍSTEK, J., 1985. Structure of insects, spiders and harvestmen of a floodplain forest. In: PENKA, M. – VYSKOT, M. – KLIMO, E. – VAŠÍČEK, F. (eds.): Floodplain Forest Ecosystem, 1. Praha, Academia: 466.
KULA, E. 1997. Biomonitoring stanovištních změn v náhradních porostech břízy imisní oblasti – I. Střevlíkovití. Lesnictví-Forestry, 43: 453–463.
LUCZAK, J., 1984. Spiders of industrial areas. Pol. ecol. studies, 10 (1–2): 157–185.
MILLER, F., 1971. Klíč zvěřeny ČSSR. Pavouci – Araneida. Praha, ČSAV, IV: 51–306.
MILLER, F. – OBRTTEL, R., 1975. Soil surface spiders in a lowland forest. Acta Sc. Nat. Brno, 9: 1–40.
RŮŽIČKA, V., 1981. Analýza arachnocenóz luk Třeboňské pánve. [Kandidátská dizertační práce.] Praha, Ústav ekologie krajiny AV ČR: 164.
SECHTEROVÁ-ŠPIČÁKOVÁ, E., 1989. The spatial horizontal distribution of epigeic spider and harvestman populations living in a spruce forest in the Beskydy Mountains (Araneae, Opiliones). Studia oecologia, 1: 45–56.
SEGBERS, R. – BOSMANS, R., 1982. Diversity and similarity between 7 sampling sites at the „Moer“, Bornem (Belgium) based on pitfall trapping of Staphylinidae, Carabidae (Coleoptera) and Araneae. Biol. Jb. Dodonaea, 50: 202–216.

Došlo 18. 2. 1997

iting substitute forest communities with a dominant position of birch in an air-polluted area.

B u c h a r (1972) classified the separate species of spiders into three basic categories with respect to their relationship to the site with anthropic impacts:

Relicts of 1st order (R1) – species occurring on sites, the nature of which is approaching the original state most of all, that means e.g. original and natural forests relatively without any anthropic impacts. These species are specialized to the relatively narrow-defined ecological conditions, they are stenobiotic species.

Relicts of IInd order (R) – species bound to the prevailing type of Central European climate, that means to the contemporaneous natural forest ecosystems. Their demands for the forest nature are not so specific as in the group of RI spiders. They are present in all types of cultural forest, in game refuges and on clearcut areas.

Expansive species (E) – they are able to penetrate to artificially deforested landscapes and to colonize sites with heavy impacts of human activities such as managed meadows, fields, anthropic land forms (spoil banks, dumps).

Forest species (w), nonforest species (n) and species inhabiting both forest and nonforest communities (a) were identified within the biotope. The niche classifies epigeal spiders, spiders of the soil surface (e), tree spiders (a) and the species occurring on the soil surface and at the same time ascending to shrubs and tree crowns (x). Spider size was assessed according to Sechťerová-Špičáková (1989), who classified them into four groups by the size of the cephalothorax: 1st group < 1.30 mm; 2nd group 1.31–2.00 mm; 3rd group 2.01–3.20 mm; 4th group > 3.21 mm.

Ground traps and photoelectors were installed and the method of shaking down was used to make a sufficiently representative survey of the spider fauna (number of their species and individuals). Photoelectors and ground traps were checked in a 7-day interval and the method of shaking down was practised in a 14-day interval throughout the whole growing season (15th April – 30th October) in the years 1987–1988 and 1992–1993.

Surveys were conducted in six birch stands that were laid down in the years 1981–1983 and that were situated in the area with an average annual temperature of 6 °C, annual total precipitation 800 mm, height 450–600 m above sea level, length of the growing season 110–120 days and average annual SO₂ concentration above 60 µg.m⁻³ in the long run (Kula, 1997).

Long-term observations of the arachnofauna structure did not show any changes in the size, the species of the 3rd and 2nd categories having the crucial position. The 3rd and 4th categories had a dominant position by the number of individuals. If these categories

showed a 69–70% share in the years 1987, 1988 and 1992, this share increased to 79% in 1993, implying a reduction in the share of the smallest individuals (Fig. 1).

The spider size structure showed that even with the lapse of 5 years dominant individuals in birch stands were medium-large and large spiders because the stands maintained extensive herbaceous undergrowth, while the sufficiently high humus and litter layer was not produced which offers a beneficial environment for small representatives of arachnofauna (Fig. 2).

General development and situation in the particular locations did not show any changes with respect to the representation of spiders according to the niche (epigeal, tree spiders and any spiders). The niche exhibited an explicit dominant position of epigeal spiders inhabiting the soil surface layer and herbaceous layer. Specialized tree species of spiders were represented at low abundance in all locations with birch stands. The method of shaking down yielded the higher number of crown spiders or spiders ascending to tree crowns (Fig. 3).

The area was characterized by a slight decrease in forest species on the example of spider individuals in view of biotope development. A considerable recession of individuals of nonforest representatives and a shift of dominance to the species capable to inhabit forest and nonforest biotopes are considered as positive (65.6% – 19887 and 81% – 1993) (Fig. 4).

In view of the relict nature, an overall positive shift in development was observed in the investigated area of Sněžník Forest District. The shares of relicts of 2nd order (R) as well as of relicts of 1st order (RI) in total increased while the share of the individuals of expansive spiders decreased. The particular locations exhibit the specific situation of the site and their individual development, which can be derived from the arachnofauna character (Fig. 5).

The ratio of spider individuals in the group of relicts of order I and II to the expansive spiders showed that the area under observation had maintained its forest character even though it was impaired by anthropic activities to a certain extent.

Kontaktní adresa:

Doc. Ing. Emanuel Kula, CSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno, Česká republika

MOŽNOSTI ZVÝŠENÍ ALOKAČNÍ EFEKTIVNOSTI LESNÍ VÝROBY

POSSIBILITIES OF INCREASING THE ALLOCATIVE EFFICIENCY OF FOREST PRODUCTION

J. Bartuněk

Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno

ABSTRACT: Forest enterprises provide forests for the use of their non-wood producing functions mostly without any compensation, but their commercial use is possible, that means their economic activation which will make it possible to express these functions in market prices. Net present value can be used for objectivization of financial support of the forest production sector as well as a basis of determining payments for forest use.

realizable production; multifunctional character and profitability of forest production; public goods; recreational function of forests; business activities; production conditions of forest production sector; stumpage price

ABSTRAKT: Lesní podniky poskytují k užívání mimoprodukční funkce lesa většinou bez náhrady, je však možné jejich komerční využití, tedy jejich ekonomická aktivizace, která umožní vyjádření těchto funkcí v tržních cenách. Čistá současná hodnota (net present value) může být využita k objektivizaci finanční podpory lesní výroby i jako východisko ke stanovení úhrady za užívání lesa.

zpeněžitelná produkce; polyfunkčnost a rentabilita lesní výroby; veřejný statek; rekreační funkce lesa; podnikatelské aktivity; výrobní podmínky lesní výroby; cena dřeva na pni

ÚVOD

Alokační efektivností rozumíme optimální kombinaci výstupů pomocí nejúčinnější kombinace vstupů (Brodway, Bruce, 1984). Optimální výstup může být určen různě, obvykle se za takový považuje kombinace výstupů, pro kterou se rozhodli spotřebitelé za předpokladu dokonalého trhu a cen, jež reprezentují výrobní náklady. Nejúčinnější kombinace vstupů je ta, která produkuje výstup s nejnižšími oportunitními náklady, tj. částkou peněz, která je ztracena, když práce a kapitál nejsou použity na nejlepší možnou alternativu.

Považujeme-li lesní výrobu za polyfunkční, tzn. že ji posuzujeme jako výrobní činnost, která poskytuje jednak materiální produkci zpeněžitelnou na trhu, jednak služby, které lesní podniky většinou poskytují bez finanční úhrady, tak můžeme pojem alokační efektivnosti lesní výroby chápat v co nejširším smyslu. Za cíl lesní výroby nebudeme tedy mít buď maximalizaci zpeněžitelné produkce, nebo plnění některých mimoprodukčních funkcí lesa, ale spíše uspokojování potřeb veřej-

nosti s vědomím nejednoznačnosti tohoto cíle zejména z hlediska podnikové ekonomiky. Možnost využívání lesa jako místa umožňujícího jeho vlastníkově monopolní poskytování užitků a služeb za monopolní ceny nabízí významné možnosti zvýšení výnosů a zlepšení rentability lesních podniků jako nejdůležitějšího finančního ukazatele hospodářské činnosti v tržní ekonomice (Holécý, 1996). Pro další úvahy o dosahování nejvyšší sociálně ekonomické úrovně lesní výroby, tedy maximalizaci uspokojování potřeb společnosti na úseku produkčních i mimoprodukčních funkcí lesa, jsou nezbytné dva předpoklady.

Prvním předpokladem je, že většina lesů bude mít povahu veřejného majetku, tzn. že bude ve vlastnictví státu, měst a obcí. Druhým předpokladem je, že trvalost lesní výroby – tak jak ji zajišťují ustanovení zákona – je podmíněna finanční podporou lesních podniků z veřejných zdrojů. Smyslem této podpory je kompenzace ztrátovosti lesní výroby, jejíž příčiny lze rozdělit do dvou skupin. Do první skupiny můžeme zařadit příčiny, které vyplývají jednak z povahy lesní výroby, např. vel-

ký podíl nízkých věkových tříd (obvykle vzniklých v důsledku kalamit), nízké bonity dřevin způsobené nepříznivými stanovištními podmínkami, jednak z nedostatečného vybavení investičním majetkem, např. malou hustotou sítě lesních cest, nízkou technickou vybaveností práce a nedostatečným technickým zabezpečením řídicí činnosti. Druhou skupinu pak tvoří podmínky na trhu s produkty lesní výroby, např. převažující poptávkový monopol, který způsobuje nízké ceny; v případě dříví je to obvyklé zejména v období likvidace kalamit. Do této skupiny lze rovněž zařadit např. vysoké ceny vstupů do lesní výroby, které nejsou v relaci s cenami výstupů, neúplnost informací o trhu apod.

RENTABILITA LESNÍ VÝROBY A MIMOPRODUKČNÍ FUNKCE LESA

Lesní podniky se v hospodářsky vyspělých zemích dostávají do ekonomicky svízelné situace tím, že náklady na hlavní výrobu nemohou uhradit z tržeb za vytěžené dřevo. Pro lesní hospodářství v těchto zemích je příznačné, že:

- klesá podíl lesního hospodářství na tvorbě národního důchodu,
- v zájmu úspor se snižuje počet pracovníků lesních podniků,
- spotřeba dřeva je ve významné míře kryta importem ze zemí s levnou pracovní silou,
- lesní podniky jsou podstatně méně finančně podporovány ze státních zdrojů než zemědělské podniky,
- cena dřeva je na rozdíl od zemědělských výrobků mnohem více výsledkem nabídky a poptávky.

Naproti tomu se zvyšují nároky obyvatelstva na plnění mimoprodukčních funkcí lesa. Lesní podniky zaznamenávají zvýšený počet požadavků organizací ochrany přírody a životního prostředí, směřujících ke zvýšení stability a biodiverzity lesních porostů. Vzniká požadavek přírodě blízkého obhospodařování lesů. Tyto potřeby jsou pak zahrnovány do zákonných norem, což ovšem v praxi přináší ekonomické důsledky – zpravidla nepříznivé pro lesní podniky.

Je zřejmé, že lesní podniky nemohou z dlouhodobého hlediska za uvedených podmínek zabezpečit rentabilitu hlavní lesní výroby, zejména budou-li muset v širším rozsahu zvyšovat biodiverzitu lesních porostů a uskutečňovat požadavky na ekologické obhospodařování lesů. Případná protekcionistická opatření na úseku importu dřeva, která by mohla zvýšit cenu této komodity tuzemské produkce, mají v tržním prostředí jen krátkodobou účinnost, protože obchodní partneři si většinou najdou způsob, jak je obejít.

Důležitost mimoprodukčních funkcí lesa se v budoucnu bude zřejmě zvyšovat. Pro jejich oceňování byly navrženy různé metody; výsledkem jejich aplikace však nejsou tržní ceny, ale údaje spíše použitelné např. pro územní kategorizaci lesů podle úrovně plnění jednotlivých funkcí. Tyto výsledky jsou zajímavé z hlediska lesnické politiky, avšak z hlediska podnikové eko-

nomiky problém neřeší. I když výsledky získané použitím některé z těchto metod udávají, že např. funkce lesa několikrát převyšují produkční funkci, tak lesní podnik z toho nic nezíská, protože uživatelé této služby většinou za její plnění nic nezaplatí; výsledky takového oceňování totiž většinou trh neuznává.

Majitel lesa považuje za nespravedlivé, že poskytuje bez úhrady užítky, které jsou imanentní součástí výroby dřeva, a přitom rentabilita této výroby je nejen nízká, ale má tendenci přejít k nerentabilitě, a to dokonce v nedaleké budoucnosti. Přitom nelze pominout, že stát např. z titulu ochrany životního prostředí formou legislativních a administrativních opatření rozhodovací pole lesních podniků zužuje.

Rostoucí zájem veřejnosti na plnění mimoprodukčních funkcí lesa vytváří politické předpoklady pro finanční podporu lesních podniků, tedy pro ochotu podporovat plnění těchto služeb. Z ekonomického hlediska jsou tyto služby většinou veřejným statkem, tzn. že všichni lidé mají z něho stejný prospěch, který je nedělitelný a nikdo nemůže být z jeho užívání vyloučen. Mimoprodukční funkce lesa jsou specifickým výkonem, jejich potenciální charakter a schopnost obnovy z nich činí zvláštní jev.

Posuzujeme-li ekonomické aspekty mimoprodukčních funkcí lesa – a pro zjednodušení se omezíme pouze na rekreační funkce lesa –, musíme tuto službu z hlediska podnikové ekonomiky považovat za výnosově latentní. Vstup do lesa je u nás ze zákona volný a tedy bezplatný; z užívání rekreační funkce lesa nemůže být proto nikdo vyloučen. Přitom je mimo jakoukoliv pochybnost, že rekreační využívání lesa zvyšuje náklady lesní výroby, které hradí lesní podnik. Tuto okolnost lze přehlížet v případě ziskovosti výroby dřeva, nelze ji ale nechat nepovšimnutou v případě její ztrátovosti. Řešení tohoto problému formou vymáhání vstupného do lesa je nereálné, snad systém daňových úlev a dotací by mohl být jistým řešením. Předpokladem účinnosti takových opatření ale je jejich důsledné diferencování. Nelze přitom zamlčet, že zvyšování tržeb lesních podniků touto cestou by v národohospodářském měřítku bylo vykoupeno ztrátami na prestiži lesního hospodářství jako výrobního odvětví.

Uvedený stav však lze ekonomicky aktivizovat podnikatelskou činností, jejíž výsledky mohou být nezanedbatelným zdrojem tržeb lesních podniků. Cena těchto aktivit může být monopolní. Rozdíl mezi touto monopolní cenou a cenou oligopolní lze pak s vědomím jistého zjednodušení označit za veličinu, jejíž rozměr je do jisté míry úměrný úrovni rekreační funkce lesa na konkrétní lokalitě. Takto definovaný finanční ekvivalent rekreační funkce lesa bude uznáván trhem. S jistou tolerancí můžeme za analogický případ považovat tržby plynoucí z turistického využívání historických objektů. Např. příjmy pražských ubytovacích a stravovacích zařízení jsou v rozhodující míře ovlivňovány uměleckými památkami tohoto města. Do příjmů těchto zařízení se tedy rovněž promítá služba, kterou návštěvník vnímá jako estetický zážitek z uměleckého objektu. Podnika-

telské využívání památek je běžnou záležitostí, nad kterou se nikdo nepozastavuje. Není proto důvod, proč by se obdobně nemohlo postupovat i v případě rekreačního využívání lesa. Rekreační funkci lesa lze tedy chápat jako výrobní možnost, tedy jako příznivou podmínku pro podnikatelské aktivity. Přitom využívání této funkce naznačeným způsobem nevylučuje možnost jejího zintenzivnění, ale naopak.

Z uvedeného vyplývá, že k rekreační funkci lesa – resp. i k některým dalším mimoprodukčním funkcím lesa – nelze v tržní ekonomice přiřadit cenu jako ekonomickou kategorii. To lze učinit pouze v případě, že se funkce transformuje ve výrobek nebo službu. Tím se hodnota veřejného statku stává součástí ceny výrobku nebo služby, a je tedy uznávána trhem. O vztahu některých dalších mimoprodukčních funkcí lesa a jejich případné hodnoty – zejména v oblasti fyzikálně-chemického a psychologicko-fyziologického působení lesa v krajině – lze analogicky uvést to, co bylo vysloveno v případě rekreační funkce.

Lesní hospodářství je v soudobém pojetí výrobní činností, která je kapitálově značně náročná. Kapitál lesního podniku zahrnuje zejména lesní půdu, porosty lesních dřevin, odpisovaný investiční majetek a oběžný majetek. Výjimečnost lesní výroby z hlediska lesního majetku spočívá v tom, že jeho nejvýznamnější část – tj. lesní porosty – není součástí účetně evidovaného majetku podniku; obrát této části kapitálu je vzhledem k dlouhodobosti lesní výroby mimořádně dlouhý. Proto v případě lesního podniku nabývá v poslední době na významu alokace volného kapitálu mimo hlavní lesní výrobu s cílem jeho efektivnějšího zhodnocení. Tuto tendenci je nutné považovat za opodstatněnou, protože i výrobní podniky jiných odvětví nacházejí zdroj lepšího využití volného kapitálu mimo svou hlavní náplň. V případě lesních podniků by bylo účelné tuto tendenci podporovat a překonávat tak tradiční lesnický konzervatismus. Rozdíly ve výši dosahovaného zisku v jednotlivých podnikatelských aktivitách jsou běžnou záležitostí.

Pro zjednodušení dalších úvah předpokládáme, že všechny výnosy jsou před zdaněním a jsou reálné – tj. po očištění inflace – a že jednotlivé podnikatelské aktivity mají stejné riziko. Předpokládáme rovněž, že volný kapitál je investován tak, aby poslední peněžní jednotka vložená do vybrané podnikatelské aktivity – tj. na hranici rentability – přinesla stejný zisk jako peněžní jednotky předcházející. Dodržení tohoto principu znamená, že bude zachována maximalizace rozdílů mezi velikostí příjmů a nákladů. Jestliže tomu tak je ve stejném čase, tak se tento rozdíl označuje jako tzv. čistá současná hodnota – NPV (net present value), která je rozšířeným kritériem při posuzování efektivnosti investic. Výpočet tohoto ukazatele vychází z předpokladu, že investice i výnosy z nich se uskutečňují v delších časových obdobích. Proto je nutné je přepočítat na stejný časový základ, kterým obvykle bývá rok zahájení investiční akce. Výpočet lze provést podle vzorce (S y n e k et al., 1996):

$$NPV_i = \sum_{t=1}^n \frac{CF_t}{(1+k)^t} - IN \quad (1)$$

kde: NPV_i – čistá současná hodnota investice,
 CF – očekávaná hodnota cash flow (výnos z investice) v období t ,
 IN – investiční náklady,
 k – kapitálové náklady na investice (diskontní sazba),
 t – období 1 až n ,
 n – doba životnosti investice.

Obnova, resp. založení lesního porostu je dlouhodobou investicí, jejíž efektivnost lze posoudit pomocí kritéria NPV_p . Postupujeme přitom tak, že zjistíme rozdíl mezi současnou hodnotou výnosů z předemýšlných těžeb i z mýtní těžby a současnou hodnotou nákladů pěstební činnosti, přičemž výnosy i náklady se obvykle diskontují do roku, ve kterém byl porost obnoven (založen). Jedná se tedy o aplikaci vzorce (1) na výrobu dřeva na pni:

$$NPV_p = \sum_{t=1}^u \frac{V_t}{(1+k)^t} - \sum_{t=1}^u \frac{N_t}{(1+k)^t} \quad (2)$$

kde: NPV_p – čistá současná hodnota investice (obnoveného porostu),
 V_t – výnosy z předemýšlných těžeb a z mýtní těžby,
 N_t – náklady pěstební činnosti,
 u – doba obmytní.

Z rovnice vyplývá, že projekt je ekonomicky nevýhodný, jestliže NPV_p je menší než 0, nebo úroková míra (k) je nižší než je požadováno, resp. než je obvyklé. Dodržení těchto požadavků v hlavní lesní výrobě znamená, že prostředky vynaložené na obnovu a výchovu lesních porostů by měly poskytovat kladnou čistou současnou hodnotu při stanovené (obvyklé) úrokové míře. Znamenalo by to vytěžit porost v době, kdy jeho výnos klesá pod hodnotu, která je obvyklá při stejném riziku v jiných podnikatelských aktivitách, což značí, že kapitál reprezentovaný lesním porostem by měl přinášet konkurenčně schopnou míru návratnosti. V lesnické praxi by uplatnění tohoto principu způsobilo upouštění od intenzivního lesního hospodářství tam, kde výrobní podmínky neumožňují splnění uvedeného požadavku, tj. dosahování kladné čisté současné hodnoty a naopak. Je třeba připomenout, že výrobními podmínkami lesní výroby zde rozumíme:

- výrobní podmínky dané charakterem lesní biocenózy (např. matečná hornina, vodní režim, srážky, reliéf terénu, druhová, věková a prostorová skladba porostů),
- technická vybavenost a technologická úroveň lesní výroby (např. hustota, kategorie a typy lesních komunikací, počet a technické parametry používaných strojů),
- ekonomické a sociální podmínky lesní výroby (např. obdoby podmínky, úroveň organizace a řízení, počet a kvalifikace pracovníků).

Uvedené přístupy k posuzování alokační efektivnosti lesní výroby jsou limitovány dvěma okruhy problémů:

1. neznalostí cenových relací vstupu do lesní výroby a vstupu z ní v dlouhodobém časovém rámci, jejichž přesnost je přijatelná v podnikové ekonomice,

2. porosty lesních dřevin plní mimoprodukční funkce lesa, tedy služby, které mají pozitivní ekologické účinky, avšak které většinou nelze vyjádřit cenou uznávanou trhem, a tedy je nelze bezprostředně zahrnout do hospodářského výsledku lesních podniků. Tento problém legislativně řeší lesní zákon, jehož ustanovení zajišťují trvalost lesní výroby i v případech, kdy je tato výroba z hlediska produkce dříví nerentabilní. Je tomu tak proto, že společnost má zájem na plnění mimoprodukčních funkcí lesa i v těchto případech. V podmínkách tržní ekonomiky je ale za těchto okolností opodstatněná státní finanční podpora této činnosti, kterou lesní podnik provádí ne pro sebe, ale v zájmu veřejnosti.

PODPORA LESNÍCH PODNIKŮ

V návaznosti na úvahy o alokační efektivnosti kapitálu vkládaného do lesní výroby lze považovat za oprávněné požadovat finanční podporu lesním podnikům z veřejných zdrojů v případech, kdy výrobní podmínky (zejména přírodní povahy) neumožňují dosažení kladných hodnot čisté současné hodnoty (NPV_p), ale kde trvalost lesní výroby je žádoucí z hlediska plnění mimoprodukčních funkcí lesa. V případě, že rentabilita obnoveného lesního porostu je záporná, by lesní podnik, který porost obhospodařuje, měl dostat finanční podporu alespoň ve výši, která by vyrovnala zápornou NPV_p na nulovou hodnotu. Je nutné ovšem posoudit, zda lze tuto podporu z hlediska požadavků na plnění konkrétních mimoprodukčních funkcí lesa na dané lokalitě pokládat za přijatelnou. Proto lze uvedený postup považovat pouze za rozhodovací pomůcku a nikoliv za obecně platný postup stanovení finanční podpory lesní výroby v konkrétním lesním porostu.

Kromě obtíží spojených se započítáváním nezpěnitelné části produkce lesní výroby – zejména mimoprodukčních funkcí lesa – do hospodářského výsledku lesního podniku je třeba ještě upozornit na další omezení při používání ukazatele čisté současné hodnoty, se kterými je nutné počítat zejména při budoucích prodejkách dříví. Jsou to např. neúplné informace o vývoji cen a o budoucích podmínkách na dřevařských trzích. Metodickou pomůckou pro odhad budoucího vývoje nákladových cen dříví na pni (P_r) může být použití vícenásobné regresní analýzy. Bylo by tak možné odhadnout tuto cenu jako funkci nezávisle proměnných:

$$P_r = f(c_1, c_2, \dots, c_n) \quad (3)$$

kde: c_1 – objem prodáváného dříví ($m^3 \cdot ha^{-1}$),
 c_2 – průměrná výčetní tloušťka těžných stromů (cm),
 c_3 – velkoobchodní cena řeziva (Kč),
 c_4 – hustota sítě lesních cest ($m \cdot ha^{-1}$),
 c_5 – odvozní vzdálenost (km),
 c_6 – průměrný sklon svahu těžného porostu (%).

Výběr nezávisle proměnných je nutné považovat za příklad, nikoliv za definitivní rozhodnutí. Pro výpočet regresních koeficientů by bylo nutné sestavit dostatečně reprezentativní počet ukazatelů (nezávisle proměnných)

s potřebnou vypovídací schopností a získat statisticky významný soubor vstupních údajů. Předpokladem úspěšného používání této metody je, že v období, pro které se provádí předpověď, budou působit stejné podmínky jako v referenčním období a že zůstanou zachovány směr i síla jejich působení. Mějme za to, že takto sestavená regresní rovnice bude dávat statisticky významné výsledky. Získané údaje lze pochopitelně v praxi používat pouze jako východisko k jednání s obchodním partnerem, není možné je chápat jako kategorické určení ceny.

Cenu dřeva na pni (P_k) lze rovněž stanovit takto:

$$P_k = P_l - N_1 - N_2 \quad (4)$$

kde: P_l – cena řeziva,

N_1 – náklady na pořez a distribuci řeziva,

N_2 – náklady na těžbu, přibližování a odvoz.

Prodejní cenu řeziva lze členit podle jednotlivých dřevin a sortimentů, které bude možné získat pořezem, což zvýší přesnost, a tím i použitelnost takto zjišťované ceny dříví na pni. Také v tomto případě lze získaný výsledek považovat pouze za východisko k obchodnímu jednání.

MOŽNOSTI STANOVENÍ ÚHRADY ZA UŽÍVÁNÍ LESA NA ZÁKLADĚ ČISTÉ SOUČASNÉ HODNOTY

Pronajímatel lesu nájemci pro uskutečňování jeho podnikatelských záměrů není u nás obvyklé. Nicméně dlouhodobé smlouvy na obhospodařování lesních celků nejsou z věcného i ekonomického hlediska příliš vzdálené vztahu, který vzniká mezi pronajímatelem a nájemcem.

Použití čisté současné hodnoty ke stanovení úhrady za užívání lesa předpokládá, že tato úhrada by se měla rovnat čisté současné hodnotě příjmů z výrobní činnosti v lese při určité (obvyklé) míře zúročení kapitálu. To za podmínky, že čistá současná hodnota úhrady za užívání lesa bude vyrovnána čistou současnou hodnotou zpeněžitelné produkce, tj. vytěženého dříví. Popsaný postup je nutné považovat pouze za jednu z možných metod stanovení východiska pro jednání o výši úhrady za užívání lesa. Každá ze smluvních stran má v takovém případě rozdílnou vyjednávací pozici, proto velikost úhrady bude kompromisem obou partnerů. Majitel lesa bude při jednání zřejmě vycházet z vypočítané minimální úhrady za užívání lesa a podnikatelský subjekt pak z maximálně možné platby za toto užívání.

ZÁVĚR

Naznačený postup posuzování ekonomické efektivnosti lesní výroby je pokusem o posouzení výhodnosti alokace kapitálu. Cílem příspěvku je posoudit možnost použití čisté současné hodnoty ke kvantifikaci efektivnosti kapitálu vynakládaného na hlavní lesní výrobu. Těžištěm úlohy je takové umístění kapitálu, které ma-

ximalizuje jeho současnou hodnotu nejen pro majitele lesa, ale i pro společnost. Řešení takto zadané úlohy je ztíženo účastí mimoprodukčních funkcí lesa, které lesní hospodářství poskytuje veřejnosti, dosud mimotržní formou, tedy bezplatně. Možnost částečného zmírnění této asymetrie nabízí myšlenka komerčního využití mimoprodukčních funkcí lesa, tedy podnikatelských aktivit, jejichž podmiňující součástí by byly tyto funkce. Výsledkem takových aktivit ovšem musí být produkce a poskytované služby realizovatelné na trhu. Tím se dosáhne toho, že ve výstupech bude zúčastněna cena mimoprodukčních funkcí lesa uznávaná trhem.

Kromě komerčního využití mimoprodukčních funkcí lesa může být dalším zdrojem zvýšení efektivity hlavní lesní výroby zlepšení odbytu dříví, zejména zvýšení objemu cen. Přispělo by k tomu zejména zvýšení konkurenceschopnosti finálních výrobků ze dřeva, např. exportovaného nábytku, což by v obchodování s dřívím mohlo přispět k vytvoření trhu prodávajících. Takový

trend by se příznivě projevil v ekonomických výsledcích lesních i dřevařských podniků.

Zajištění rentability hlavní lesní výroby je mimořádně náležitým úkolem, který musí pracovníci lesního hospodářství řešit. Nelze proto opomenout žádné z možných opatření, které povede k dosahování kladných hospodářských výsledků lesních podniků.

Literatura

BRODWAY, R. W. – BRUCE, N., 1984. Welfare Economics. London, Macmillan: 336.

HOLÉČY, J., 1996. Vplyv aktivovania lesného majetku v súvahe na finančnú rentabilitu lesných podnikov. In: Financovanie v lesníctve. Zvolen, TU: 71–80.

SYNEK, M. et al., 1994. Ekonomika a řízení podniku. Praha, VŠE: 446.

Došlo 30. 4. 1997

POSSIBILITIES OF INCREASING THE ALLOCATIVE EFFICIENCY OF FOREST PRODUCTION

J. Bartuněk

Mendel University of Agriculture and Forestry, Faculty of Forestry and Wood Technology, Lesnická 37, 613 00 Brno

Forest enterprises in industrialized countries cannot pay the cost of stumpage production from removals revenues. The people's requirements for non-wood producing functions to be fulfilled have become more frequent. Measures aimed at an increase in forest stand stability and biodiversity are demanded to be taken. A claim for the nature friendly forest management has been formulated. These needs are consequently embodied in legal regulations, which regularly have negative impacts on the economics of forest enterprises. The use of the forest as a place that enables the owner to provide benefits and services at monopoly prices offers opportunities for increases in proceeds and improvement of forest enterprise profitability.

The forest management sector in terms of the contemporary concept is a capital-intensive production activity. The capital of a forest enterprise involves especially forest land, tree species stands, fixed assets and their depreciation, and short-term assets. The exclusivity of forest production with respect to forest property consists in the fact that its most important component, i.e. forest stands, is not a part of the booked property of the enterprise; the turnover of this capital component

is extraordinarily long due to the long-term character of forest production. Therefore the allocation of free capital outside the main forest production sector has recently become more and more important in forest enterprises in order to achieve its more efficient valuation.

Besides the commercial use of forest non-wood producing functions, enhancement of wood sales, especially increases in volumes and prices, can be another source of higher effectiveness of the main forest production sector. An increase in the competitiveness of final products made of wood, e.g. of exported furniture, could contribute to such effectiveness, and it could help to establish sellers' market in wood trade. Such a trend would be positively reflected in the economics of forest enterprises and wood-working operations.

The indicator net present value can be used to evaluate the effectiveness of capital allocation to the forest production sector. If this value is negative, it is substantiated to fund the forest production sector from public resources in those spheres where its continuation is desirable with respect to the non-wood producing functions of forests. Net present value can also be a basis of determining compensations for forest use.

Kontaktní adresa:

Prof. Ing. Jiří Bartuněk, DrSc., Mendelova zemědělská a lesnická univerzita, Fakulta lesnická a dřevařská, Lesnická 37, 613 00 Brno, Česká republika

INFORMACE

DRUHÉ MEZINÁRODNÍ FÓRUM O LESNICKÉ POLITICE – PRŮBĚH A ZÁVĚRY

IIND INTERNATIONAL FOREST POLICY FORUM – ACTIVITIES AND CONCLUSIONS

L. Šišák

Česká zemědělská univerzita, Lesnická fakulta, 165 21 Praha-Suchbát

Druhé mezinárodní fórum o lesnické politice se konalo ve španělské Solsoně ve dnech 11.–15. 3. 1997. Bylo organizováno Evropským lesnickým institutem (EFI), Lesnickým technologickým centrem v Solsoně a univerzitou v Leidě. Symposiu byla věnována velká pozornost, oficiálně bylo otevřeno zástupcem španělské vlády C. del Álame a katalánské vlády F. X. Marimónem. Bylo přihlášeno celkem 70 účastníků ze 17 zemí, kteří vystoupili se 24 obsáhlými referáty. Konference se nesla v duchu kritické analýzy stavu lesů a lesního hospodářství s usilovným hledáním dalších cest rozvoje.

Zásadním přínosem nebylo jen přednesení referátů, ale zejména aktivní diskuse k řešeným otázkám: vztahu společnosti a státu k majitelům lesů včetně legislativy, problematiky vlastnictví lesů, finančních podpor, ekologické certifikace, pozice lesa, lesního hospodářství a lesníků v národním hospodářství a ve společnosti vůbec s ohledem na různé zájmové skupiny včetně ekologických hnutí, podpora spotřeby dřeva jako obnovitelného ekologického zdroje, ochrana lesa a zkvalitnění jeho obhospodařování a stavu.

Průběh a výsledky fóra, které pojednávalo o lesnictví v širším než jen národním či regionálním rámci, mají co říci i odborníkům v České republice. Závěry z jednání jsou poměrně rozsáhlé, platné obecněji ve světovém měřítku, ale přitom v řadě momentů s přihlédnutím spíše k evropským poměrům. Uvádím závěry a argumenty druhého mezinárodního fóra o lesnické politice ve španělské Solsoně, členěné do několika bloků.

Blok A: Principiální výzvy lesnímu hospodářství ve světovém rámci (moderátor R. Sedjo)

1. Lesy jako základní přírodní zdroj jsou ve světovém měřítku klíčovou součástí mezinárodní politiky. Tato skutečnost se významně projevuje ve změně úlohy a poslání lesnické politiky. Růst významu meziná-

rodního obchodu ve světovém hospodářství a tlak nevládních mezinárodních organizací nutí lesnickou politiku působit nejen v místním, ale i v mezinárodním rámci.

2. Hlavní činitele ohrožující les mají původ mimo vlastní les a lesní hospodářství, a nemohou být tedy zvládnuty klasickými prostředky pouze lesnické politiky. Klíčové negativní vlivy působící na lesy, jako je rozšiřování zemědělsky obdělávaných ploch a odlesňování, jsou důsledky procesů v odvětvích, jakými jsou zemědělství, doprava a zajišťování energie.
3. Prvotní pojetí principu trvalosti – jak teoretické, tak praktické – se zrodilo v evropském lesnictví. Nepopiratelné zlepšení stavu evropských lesů během posledních dvou staletí zvyšuje význam lesnické politiky stejně, jako má poznání generací vlastníků lesa a lesníků rozhodující význam pro obecnou strategii trvalého rozvoje v planetárním měřítku.
4. Objektem lesnické politiky nejsou jen lesy, ale také vztahy mezi lesy a společností.
5. Rozdílná situace v jednotlivých regionech nutně vyžaduje tomu uzpůsobenou specifickou lesnickou politiku a politiku ochrany přírody. Ta opatření, která ve světovém rámci nerozlišují konkrétní případy nebo jim nejsou přizpůsobována, mohou dosáhnout zcela opačného účinku, než jakému měla původně sloužit.
6. Růst lesů v Evropě během posledních desetiletí je pozitivní, současně se ale v tuto dobu zvýšily škody (větem, požáry, atd.).
7. Odlesňování v tropech a subtropích je kromě dalších faktorů spojeno zejména s nedostatečnou organizovaností společnosti, s malým růstem produktivity zemědělské výroby, s nedostatkem dřeva jako paliva a s chudobou.
8. I když jsou uvedené problémy analyzovány po dlouhou dobu, spočívají základní obtíže stále v nedostatečné aplikaci vhodných opatření.

Pojetí:

1. Trvalost je pojem spojený v dnešní době s velkými problémy jak pokud jde o vlastní pojetí, tak o způsob jejího měření.
2. Trvalost lze chápat jako zdokonalení principu polyfunkčnosti tak, jako se ve své době jednalo o princip rentability.
3. Existuje jistý obecný soulad v tom, že se nejedná o konečný cíl, účel sám o sobě, ale o cestu, způsob, jak zajistit budoucnost; jde spíše o sociálně-ekonomický a politický nástroj, než o pojem v technickém slova smyslu.
4. Princip trvalosti vstoupil do současného povědomí na světové konferenci o životním prostředí člověka ve Stockholmu v r. 1972. Od té doby dominuje v diskusích. Uvedené pojetí je však jedním z historických základů rozvoje lesnické vědy v celosvětovém měřítku.
5. Je žádoucí vypracovat specifické pojetí jdoucí nad rámec mezinárodní rétoriky, je třeba přepracovat místní a regionální politiky a rovněž vypracovat systém indikátorů a kontrolních kritérií trvale udržitelného hospodaření navzdory obtížím, které to s sebou nese. Přestože daná kritéria nejsou sama o sobě garancí (rozvoje trvalosti), je třeba pokročit dále.
6. Z uvedeného plyne, že trvale udržitelné lesní hospodářství je náročná a obtížná činnost, multidimenzionální politický cíl. Mělo by vycházet z lesnické politiky, která podporuje lesnické principy, jež jsou v souladu s trvalým rozvojem. Nemělo by se chápat jako něco izolovaného, ale meziodvětvového. Samotná lesnická politika by měla spojoval prvky ekonomické a ekologické se zřetelem k mezigeneračním zájmům a pojetí.

Aplikace:

7. Interakce mezi lesnickou politikou a výzkumem je zásadní věcí. Nynější redukce pomoci a grantových prostředků na výzkum může ztížit pochopení důsledků lesnické politiky a politiky životního prostředí, protože pokud jde o aktuální údaje, budou informace nedostatečné.
8. Některé navrhované ekonomické nástroje vycházejí ze systému certifikace nebo označení původu, principu subsidiarity nebo kompenzace investic majiteli lesa. Zavádění certifikace jako jedné z alternativ pro prokázání trvale udržitelného obhospodařování lesa vyvolalo velké spory v lesnických kruzích, a to zvláště na kontinentu s nejvyšším stupněm trvale udržitelného obhospodařování – v Evropě. Tato certifikace by však měla být chápána jako nástroj komunikace mezi producenty a spotřebiteli a její koncepní rámec odvozen z dohod v Helsinkách a z programu Evropské unie (EU).
9. Certifikace produktů založená na certifikovaných lesních porostech s sebou nese riziko, pokud existují

pouze některé trvale obhospodařované lesy. V souvislosti s certifikací je nutné splnit následující požadavky:

- vytvořit mezinárodní rámec, v němž by bylo možné řídit bez zkrácení celou škálu situací;
- najít odpověď na problém velikosti jednotky lesa a lesních plantáží;
- vypracovat transparentní systém jednoduchého a nákladově nenáročného řízení vyvíjejícího se vytváření problémů v obchodě, vycházejícího ze zásady dobrovolnosti a neprosazovaného legislativou.

Komunikace:

10. V dnešní době vyvolává les ve společnosti pocit, že je pro ni přínosem. Současně však existuje problém důvěryhodnosti lesnického sektoru, který neuspěl v komunikaci se společností. Přes složitost problematiky je nutné vytvořit podmínky pro pomoc v komunikaci a její zkvalitnění, vypracovat strategie pro lepší pochopení lesnického sektoru a pro skutečně participativní postup, který by zahrnoval všechny články výchovně-vzdělávací sféry. Je zřejmé, že konzervace lesa není cílem, který sám o sobě zajistí trvalost. Kromě toho existují rozdílné koncepce a přístupy. V případě, kdy odborníci nemají k dispozici odpovědi, je možné ptát se na názor veřejnosti.

Blok C: Alternativy pro zlepšení organizace lesnického sektoru (moderátor N. Guardia)

1. Lesy představují základní prvek rozvoje venkova a jsou dnes v centru pozornosti (světové) společnosti. V důsledku toho bylo vypracováno několik obdobných univerzálních zásad (základů) polyfunkčnosti a trvale udržitelného obhospodařování lesů, které musí být respektovány.
2. Existuje obecná shoda v názorech na lesy a na legitimitu společenské zájmy definující evropský lesnický sektor, který byl a je v širším slova smyslu formován vlastníky, lesníky, podniky lesních služeb, výzkumnými pracovišti, odbornými společnostmi, školami, atd.
3. Velmi důležitá je pro organizaci lesnického sektoru existence takových subjektů s úzkými vazbami, které by byly schopny vzájemně diskutovat a řešit problémy, poznávat veřejné mínění a hájit své oprávněné zájmy před určitými administrativními orgány a politickou mocí.
4. Organizace lesnického sektoru je mezi některými evropskými zeměmi značně odlišná, neboť vychází z rozdílných kulturních, sociálně-ekonomických a přírodních faktorů. Je nutné vyvíjet velké úsilí, aby organizace v méně rozvinutých zemích dosáhla obdobné formy jako v zemích vyspělejších.
5. Do budoucna je nutné zvýšit konkurenceschopnost lesního hospodářství a dřevozpracujícího průmyslu na bázi kritérií trvalého růstu tak, aby bylo dosaženo úrovně rentability nezbytné pro posílení cyklu les-

nického sektoru. Výzkum, technologický rozvoj a inovace jsou základními prvky pro uvedený proces.

6. Nevládání organizace zabývající se životním prostředím a lesnický sektor mají zřetelný společný zájem na lesích a množství společných idejí, ale existují mezi nimi rovněž významné rozdíly v určitých aspektech. Je nutné podporovat iniciativy zaměřené na snižování rozdílů a dosažení hlubší spolupráce.
7. V každém lese, jak veřejném, tak soukromém, je nutné určit, zda převládají zájmy veřejné nebo soukromé. Pro lesy soukromé, v nichž převládají zájmy veřejné (sociální), je třeba vypracovat postupy řízení lesního hospodářství s důrazem na kontraktární bázi (práce a činnosti za úhradu). V každém případě musí být respektována vlastnická práva a odškodňovány vzniklé ztráty. Pro lesy veřejné, ve kterých má převládající význam produkční funkce, je třeba uvažovat o celkové nebo dílčí privatizaci.

Blok D: Polyfunkční lesní hospodářství a jeho důsledky pro evropskou lesnickou politiku (moderátor H. Steinlin)

1. Jak z pohledu historie, tak současnosti bylo a je lesní hospodářství polyfunkční. Polyfunkčnost znamená, že rozdílné potřeby společnosti musí být uspokojovány na daném místě v daném čase.
2. Potřeby společnosti určovaly a určují cíle lesního hospodářství. Tato skutečnost vede ve většině případů ke kombinaci cílů, které by mělo být dosaženo komplexní optimalizací.
3. Není pochyb o tom, že se v posledních decenních potřeby společnosti velmi změnily zejména v tom smyslu, že produkce dřeva ztratila relativní význam ve srovnání s dalšími službami, jako jsou ochrana, rekreace, účinky na životní prostředí, biodiverzita, atd. Lesnický sektor se musí přizpůsobit této nové situaci a formulovat nové návrhy (východiska).
4. V minulosti mohl důchod získaný z produkce dřeva pokrýt náklady na poskytování dalších služeb. V mnoha případech to již není možné, a to tím spíše, že se důchod z produkce dřeva snižuje, zatímco mimotržní služby nabývají na významu.
5. Z diskuse vyplývá, že uvedená situace vyvolává velké znepokojení, že vlastníci lesa nebudou schopni sami nést tíhu těchto nákladů a zajišťovat trvalé poskytování mnohých služeb vyžadovaných společnostmi. Je nutné hledat cesty pro řešení uvedených problémů – to je jedna z velkých výzev pro dnešní lesnickou politiku.
6. Typ polyfunkčního lesního hospodářství závisí na konkrétní situaci v daném místě a čase. Polyfunkční lesní hospodářství musí být navrhováno v souladu s konkrétní ekologickou, sociálně-ekonomickou a politickou situací.
7. Návrh způsobu řízení polyfunkčního lesního hospodářství v adekvátní formě a volba nástrojů a metod pro dosažení stanovených cílů je úkolem pro celou společnost. To znamená, že všechny zainteresované společenské sektory se musí účastnit daného procesu a konečně odpovědné politické orgány všech úrovní

od místních zastupitelstev a rad přes regionální shromáždění až po národní parlamenty a další mezinárodní orgány musí přijmout politická rozhodnutí.

8. Existuje velký výběr možných nástrojů a opatření, kterých se může využít pro dosažení cílů charakterizujících polyfunkčnost. Volba odpovídajících opatření musí zohledňovat politickou kulturu, ústavní a legislativní specifika každé země; mohou se tedy v jednotlivých zemích lišit.

Blok E: Jakou roli by měla plnit Evropská unie v lesnické politice? (moderátor T. J. Peck)

1. O evropských lesích a lesním hospodářství pojednávalo několik generálních směrnic evropské komise (EK). Lesnické otázky byly aktivně projednávány v Evropském parlamentu. Je zřejmé, že lesnická problematika bude diskutována i nadále s aktivní podporou uvnitř EU.
2. Na fóru byly přesto prezentovány různé přístupy v tom smyslu, že by uvedená podpora lesnické problematiky měla být ještě aktivnější, měla by být rámcově organizována a aplikována, což je spojeno rovněž s jejím dosahem. Jeden přístup se nesl v duchu principu subsidiarity, byl orientován na to, aby bylo jednotlivým zemím umožněno rozvíjet a zavádět národní lesnické politiky v souladu s jejich vlastními potřebami a možnostmi. Další směr se zaměřil na tvorbu jednotné obecné lesnické politiky s nezbytnými institucionálními kompetencemi uvnitř EK, nutnými pro její zavedení. Ostatní přístupy se pohybovaly mezi těmito dvěma krajními názory.
3. Fórum ukázalo, že i když se o lesích nepojednává v Římské smlouvě, jsou aktivity EU týkající se lesů realizovány pod jinými programy, jako je např. společná zemědělská politika. Jedna dílčí strategie pro rozvoj lesnického sektoru sama o sobě již v EU existuje. Lesnický sektor však nemá zastoupení na nejvyšších úrovních v EK.
4. Za situace růstu významu lesnické politiky na národní a mezinárodní úrovni, jak je zřejmé z mezinárodních jednání a dokumentů, by měly být studovány buď možnosti tvorby jedné strategie, nebo národních předloh v EU.
5. Silnější lesnické politické zastoupení by rovněž pomohlo zajistit objektivní integraci lesnictví do širšího kontextu rozvoje hospodářství, životního prostředí, venkova a sociálního rozvoje a do politik o využití půdy; přispělo by tak k významnější roli lesnictví v blahobytu společnosti.

Literatura

- ANONYMOUS, 1997. Conclusiones del „II Fórum Internacional de Política Forestal“: 267–276. In: Aportaciones a la Ordenación, Uso y Gestión de los Espacios Naturales Protegidos. AGRENA. Menorca: 277.
- ŠÍŠÁK, L., 1997. Zpráva ze zahraniční cesty do Španělska – Solsony. Praha, ČZU, LF: 9.

RECENZE

CONIFERS – MORPHOLOGY AND VARIATION

(Jehličnaté dřeviny – morfologie a proměnlivost)

M. Vidaković

Graficki zavod Hrvatske, 1991, 760 s., 463 obrázků, fotografií, mapek

Autor monografie je významným profesorem dendrologie a lesnické genetiky na Lesnické fakultě Záhřebské univerzity. Na základě své dlouholeté praxe došel postupně k závěru, že by bylo užitečné zvolit nový přístup k dendrologii – i k současným druhům (species) a dalším kategoriím. Důraz by se měl položit na jejich proměnlivost podmíněnou dědičnou, prostředím i lidskými zásahy, na konstituování nových typů, mezidruhových a vnitrodruhových hybridů, hybridních rojů, tak i člověka vytvářet nové kategorie. Zde má Vidaković zřejmě na mysli konstituování nových taxonů včetně kultivarů. Z uvedených důvodů zdůrazňuje v názvu své nové dendrologie „morfologii a proměnlivost“.

Autor dále předpokládá, že nový metodologický přístup by umožnil dosáhnout hlubšího pohledu dovnitř příbuzností skupin taxonů. Tak např. smrk (*Picea*) je považován za rod pocházející ze severovýchodní Asie. Severní Ameriky měl dosáhnout v několika migračních vlnách. Stále se však liší názory na příbuznost mezi asijskými a severoamerickými smrkem. Někteří badatelé za spojovací článek považují druh *Picea jezoensis*, jiní *P. glauca* nebo vymyšlený *P. banksia*. Pro smrk je charakteristické, že v rámci areálu rozšíření svého rodu nemají zcela žádné ostré přechody, na jejichž základě by mohly být tvořeny přirozené taxonomické sekce. Spíše mají sklon tvořit nedokonalé odstupňované série. Hybridizace, introgrese a extenzivní rozšíření tak vedou ke značné variabilitě, ale i k adaptabilitě. Protože toto vše přímo souvisí s problémem klasifikace a diferenciací v rámci rodu, autor publikace se domnívá, že musí být popsán větší počet druhů více či méně úzce příbuzných, aby mohlo být dosaženo vytčeného cíle. Vidaković proto u jednotlivých druhů uvádí také výsledky studií variability včetně provenienčních výzkumů – i výsledky hybridizace. Jeho cílem je dát užitečné informace i čtenáři zabývajícím se pěstováním a šlechtěním jehličnatých dřevin, tedy lesníkovi, event. i sadaři. Autor dosti podrobně popisuje také okrasné kultivary. Kniha proto zahrnuje větší počet taxonů než bývá v lesnické dendrologii zvykem. Autor je přesvědčen, že intenzivní rozvoj lesnictví, zahradnictví, hospodářství příměstských lesů, rekreačních oblastí apod. s sebou přináší potřebu introdukce a experimentu s novými druhy dřevin, o nichž toho zatím mnoho nevíme, ale které se zdají více či méně slibné.

O těchto názorech je možné buď diskutovat, nebo s nimi polemizovat. Z uvedeného by se však dalo předpokládat, že autor dává přednost tzv. malým druhům (mikrospecies) před druhy velkými (makrospecies, linneón). Avšak podíváme-li se namátkově např. na komplex borovice horské *Pinus mugo*, popis v knize tomu nenasvědčuje. Komplex je pojatý v tradičním širokém slova smyslu jako jeden druh. Navíc poněkud překvapuje, že borovici blatku, v poslední Květeně ČR-1 (1988) vedenou už na úrovni malého druhu, uvádí jen jako kultivar *Pinus mugo* Rotunda.

Ale podívejme se podrobněji na obsah knihy. Po úvodním slově autor řadí kapitoly věnované klasifikování rostlin, konceptu a definici druhů, specií a vzniku nových druhů, vyšším taxonomickým jednotkám, botanické nomenklatuře, morfologickým charak-

teristikám, zeměpisnému rozšíření a systematickému přehledu recentních nahosemenných rostlin. Po klasickém klíči rodu a po klíči pro určování nejdůležitějších taxonů semenáčků následuje krátký systematický přehled řádů, čeledí a rodu rostlin nahosemenných (*Pinophyta*), jejichž druhy jsou uvedeny v dalším textu knihy.

Hlavní část publikace zahrnuje popisy a další důležité informace o jednotlivých taxonech. Jsou uspořádány abecedně podle rodu, uvnitř nich pak podle druhu, event. i nižších jednotek včetně kultivarů. Jejich výčet zahajuje rod *Abies* (jedle). Popis obsahuje základní morfologické údaje včetně děložních lístků (cotyledon) a počtu chromozomů. Následují údaje o polyploidii, chromozomální struktuře, jsou uvedeny vybrané karyotypy, nepravidelnosti meiózy, počty dosud popsáných druhů, areály přirozeného rozšíření rodu včetně mapky a základní ekologické informace. Značná pozornost je věnována křížení mezi jednotlivými druhy – spontánnímu i kontrolovanému. Uvádí se na 35 úspěšných hybridních kombinací. Následuje přehled podrodů, sekci a série rodu *Abies* a klíč k určování jeho druhů. Za ním je uveden přehled hlavní literatury pojednávající o rodu jedle. Je potěšitelné, že mezi 12 citovanými tituly čtyři pocházejí z bývalého Československa.

Pak už jsou abecedně řazeny jednotlivé druhy podle vědeckých jmen počínaje jedlí bělokorou (*Abies alba*) včetně nejdůležitějších synonym. Základní morfologické informace jsou doplněny údaji semenáčskými, areálem přirozeného rozšíření, vertikálním rozšířením, informací o porostech, matečných hromádách, půdách, klimatu, toleranci ke škůdcům, době rašení a celkovému hodnocení. Stručně je uvedeno na 17 kultivarů. Stať o *Abies alba* je uzavřena opět literaturou (32 titulů, z toho sedm z bývalého Československa).

Toto schéma, uvedené na příkladu rodu *Abies* a druhu *A. alba*, je více či méně dodržováno i u ostatních taxonů. Ne o všech však existuje dostatek informací, dostatek vědecké literatury – a tak hloubka jejich zpracování je tímto stavem poznamenána.

Je pochopitelné, že se takto široce pojatá monografie nemohla ubránit drobnějším nepřesnostem. Ani ty však nemohou snížit hodnotu tohoto dendrologického kompéria. První vydání vyšlo v roce 1982 v chorvatštině. Revidované a rozšířené vydání v angličtině, které je předmětem recenze, bylo vydáno s podporou Forest Service USDA. Publikace není určena pouze pro posluchače lesního inženýrství, ale i pro studenty přírodních věd, pro postgraduální studium a v neposlední řadě i pro výzkum a praxi. Protože vedle vlastních „konifer“ – tj. „šiškonosných“ dřevin patřících do třídy *Pinidae* (dnes zřejmě správněji *Pinopsida*) – obsahuje i „nešiškonosné“ taxonomické skupiny s rody *Ginkgo*, *Taxus*, *Torreya*, *Cycas*, *Ephedra* aj., jde přesněji řečeno o dendrologii rostlin nahosemenných (divisio či phylum *Pinophyta*, dříve *Gymnospermae*). Publikaci je možné doporučit všem zájemcům o tuto skupinu dřevin. Je však třeba počítat s tím, že nomenklatura zachycuje stav před rokem 1991 a nemůže tedy reflektovat poslední platný Kód botanické nomenklatury z roku 1993, resp. 1994 [International Code of Botanical Nomenclature (Tokyo Code)].

Doc. Ing. Ivan Musil, CSc.,
Lesnická fakulta České zemědělské univerzity, Praha

POKYNY PRO AUTORY

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 oběma stranami) včetně tabulek, obrázků, literatury, abstraktů 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 rukopisu musí obsahovat anglický souhrn o rozsahu 3 strany. Autor odpovídá za správnost anglického textu. Rukopisy mají být napsány na papíře formátu A4 (60 úhlozů 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 používat jednotky odpovídající soustavě měřových jednotek SI. V části Výsledky je třeba být přesné 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. Současně 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. **S e p a r á t y.** Z každého článku obdrží autor 40 separátů zdarma.

INSTRUCTIONS TO AUTHORS

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.

O f f p r i n t s. 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 1998, No. 1, uveřejní tyto příspěvky:

Kula E., Hrdlička P: Monitoring živinových a cizorodých prvků v listech bříz rostoucích v imisní oblasti – Monitoring of nutrient and extraneous elements in the foliage of birch-trees growing in an air-pollution area

Puhlová I., Šmelková L.: Vplyv hydroabsorbentu TerraCottem na rast semenáčikov smreka obyčajného (*Picea abies* L. Karst.) a buka lesného (*Fagus sylvatica* L.) – The effect of the hydroabsorbent TerraCottem on the growth of Norway spruce (*Picea abies* L. Karst.) and beech (*Fagus sylvatica* L.) seedlings

Emmer I. M.: Methodology of humus form research – Metodika výzkumu forem humusu

Valtýni J.: Príspevok k poznaniu vplyvu lesnatosti malého povodia na odtok – Study of the effect of forest percentage on runoff rates in a small watershed

Prudič Z.: Růst a rozšíření jeřábu oskeruše a břeku v Moravských Karpatech – Growth and distribution of *Sorbus domestica* L. and *Sorbus torminalis* (L.) Crantz in the Moravian Carpathians

REFERÁT

Šindelář J.: Technika pěstování lesů a jakost dřeva – Technology of forest cultivation and wood quality