

VĚDECKÝ ČASOPIS



LESNICTVÍ

8

ROČNÍK 29 (LVI)
PRAHA
SRPEN 1983
CENA 12 Kčs

ČESKOSLOVENSKÁ AKADEMIE ZEMĚDĚLSKÁ
ÚSTAV VĚDECKOTECHNICKÝCH INFORMACÍ
PRO ZEMĚDĚLSTVÍ

LESNICTVÍ

Redakční rada: člen korespondent ČSAV prof. Dr. Ing. Miroslav Vyskot, DrSc. (předseda), Ing. Zdeněk Bludovský, CSc., prof. Dr. Ing. Václav Douda, CSc., prof. Dr. Ing. Ján Halaj, DrSc., prof. Dr. Ing. Václav Korf, DrSc., Ing. Jan Materna, CSc., prof. Dr. Ing. Josef Pelíšek, DrSc., člen korespondent ČSAV prof. Ing. Adolf Priesol, DrSc., genmjr. Ing. Václav Růžička, prof. Ing. Miroslav Stolina, DrSc.

Za vedení časopisu odpovídá člen korespondent ČSAV prof. Dr. Ing. Miroslav Vyskot, DrSc.

© Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, Praha 1983

CS ISSN 0024-1105

LESNICTVÍ uveřejňuje vědecká pojednání o vyřešených výzkumných úkolech ze všech oborů lesnické vědy, studie a rozborů. Vydává Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství. Vychází měsíčně. Redakce: 120 56 Praha 2, Slezská 7, telefon 257541. Celoroční předplatné Kčs 144,—.

LESNICTVÍ публикует научные статьи о решенных заданиях по научному исследованию в области лесохозяйственной науки, обзоры и анализы. Издает Институт научно-технической информации по сельскому хозяйству. Выход в свет ежемесячно. Редакция: 120 56 Прага 2, Слезска 7.

LESNICTVÍ publishes scientific treatises about the solved research tasks in the line of forest science, studies and analyses. Published by the Institute of Scientific and Technical Information for Agriculture. Issued monthly. Editorial office: 120 56 Prague 2, Slezská 7.

VLIV ZNEČIŠTĚNÉHO OVZDUŠÍ NA LESY

V současné době se les opět prokazuje jako významný a citlivý indikátor změn v kvalitě prostředí. Znepokojivý vývoj stavu lesů v řadě evropských zemí i v jiných světadílech upoutal pozornost a donutil se více zabývat podstatou nepříznivého vývoje i dalším výhledem. Posuzujeme-li dosavadní postup poškozování lesů, je jasné, že se v současné době dostáváme do kvalitativně nového stadia vývoje. První stádium bylo charakterizováno jasnou vazbou intenzivně poškozených lesů na malé ploše na zdroj nebo soubor zdrojů emisí a končilo v období druhé světové války. Ve druhém stadiu vývoje byly postiženy větší lesní komplexy v širokém okolí průmyslových aglomerací nebo mohutných zdrojů s převážně chronickým poškozením různé intenzity. Tato etapa byla spojena s úspěšnou snahou zvýšit rozptyl emisí stavbou vysokých komínů. Třetí etapu vývoje vyznačuje přechod z latentní fáze ovlivnění lesních porostů do vyšších stupňů chronického poškození na velkých plochách, bez zřetelné vazby na průmyslové zdroje a průmyslové aglomerace. Jde především o poškození koncentracemi na úrovni pozadí (zvýšeného) z dálkového přenosu. Současně s tím se počínají projevovat důsledky dlouhodobého vlivu emisí na půdu a zpětný vliv půdních změn především na výživu lesních porostů. Mimoto se však dále šíří plocha intenzivně poškozených lesů v okolí zdrojů emisí a aglomerací.

Tento stav, který ohrožuje existenci lesů v teritoriálním až kontinentálním měřítku, je velkým nebezpečím, jehož si je lesní hospodářství vědomo. Důsledky širokého poškození a devastace lesů budou ve stoupající míře postihnout další zájmy společnosti zejména ve vodním hospodářství. Proto je poškození a ohrožení lesů podnětem k širším úvahám o tom, zda je na dnešní úrovni technických možností nutné, aby exhalace ničily v takovém měřítku naše životní prostředí včetně lesů. Rychle se rozvíjejí různé technické postupy snížení škodlivin v exhalacích a postupně se začínají instalovat zařízení k redukci koncentrací SO_2 u významných zdrojů, i když na různé technické úrovni a s různou účinností. To je rozhodující řešení. Nelze však očekávat, že účinnost těchto zařízení se projeví výrazně v nejbližších letech. Problémy se znečištěným ovzduším v lesním hospodářství budou přetrvávat ještě řadu desetiletí a některé složky jejich působení — především půdní změny — ještě delší dobu.

Změny v charakteru a intenzitě působení vyžadují další rozšíření našich poznatků, a to jak obecných o cestách, kterými jsou lesní ekosystémy souborem látek obsažených v imisích ovlivňovány, tak o specifických podmínkách jednotlivých imisních oblastí specifických co do imisních i ekologických podmínek.

Toto tematické číslo Lesnictví je sestaveno z několika příspěvků, které se z různých aspektů zabývají působením imisí na lesní porosty v našich podmínkách.

Ing. Jan Materna, CSc.

CÍLE, PODKLADY A MOŽNOSTI PROGNOZY VLIVU ZNEČIŠTĚNÉHO OVZDUŠÍ NA LESY A LESNÍ HOSPODÁŘSTVÍ

J. Materna

MATERNA, J. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady). *Cíle, podklady a možnosti prognózy vlivu znečištěného ovzduší na lesy a lesní hospodářství*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 649-657.

Prognóza dalšího vývoje imisemi ovlivněných a poškozených lesů je jedním ze základních podkladů při hospodářských rozhodnutích v narušených lesních komplexech i pro posuzování celkových možností našich lesů uspokojovat požadavky společnosti. V práci se vylišují nezbytné podklady pro prognózu vývoje, uvažují hlavní mechanismy nepříznivého vlivu imisí na lesy, jsou uvedeny možnosti získání takových podkladů a jejich spolehlivost.

imise; odumírání lesních porostů; lesní půdy; prognóza

Je zřejmé, že znečištěné ovzduší se stalo významným faktorem, který ovlivňuje a ještě několik desetiletí bude ovlivňovat stav a vývoj lesů na velkých plochách. Mimořádně velký význam má pro osud lesů ve střední Evropě. Zejména v poslední době se rozvíjí řada úvah o tom, zda střeoevropské lesy jsou vůbec schopny obstát, zda nejsou určeny k zániku (H. Hatzfeldt 1982). Lesní hospodářství proto musí mít zájem na objektivní prognóze dalšího vývoje poškození lesů imisemi. Z takové předpovědi se musí odvíjet další úvahy o vývoji přírůstu, zásob a možnostech lesního hospodářství zásobovat národní hospodářství dřevní surovinou, o vývoji dřevinného složení, zastoupení věkových tříd apod. Nesporně je taková prognóza podkladem nejen pro lesní hospodářství, ale i pro celkovou koncepci řešení krajiny a jejího využití i pro další obory, především pro vodní hospodářství, protože narušení nebo dokonce zničení lesních komplexů se promítne nejen do rozložení odtoků vody, ale i do její kvality.

Nejde však jen o ovlivnění celkových koncepcí lesního hospodářství, ale i o bezprostřední úpravu hospodaření, tj. např. vymezení nutných změn v dřevinném složení při obnově, změněné přístupy k výchově porostů, podklady pro meliorační zásahy apod. Detailní prognóza je i podkladem pro vylišení lesů zvláštního určení, v jejichž rámci jsou možné odchylky od zásad hospodaření v oblastech imisemi neohrožených.

Odchylné cíle není pochopitelně možno sladit v jedné prognóze. V prvním případě půjde o podklady pro závažná národohospodářská rozhodnutí, protože je nutno existující rizika a nebezpečí porovnat s nutnými opatřeními, která by tato rizika měla snížit nebo vyloučit, tedy především s náklady na likvidaci škodlivin u zdrojů. V druhém případě o podklady pro hospodářské plánování i konkrétní hospodářské rozhodování na úrovni lesních hospodářských celků. Logicky by měla celková prognóza vycházet ze souboru informací, které poskytují detailní

posouzení dalšího vývoje podle základních organizačních jednotek lesního hospodářství. To zatím z časových důvodů není možné.

Na obou úrovních se však posouzení dalšího vývoje musí opírat o dva soubory informací, a to:

- informace o reakci lesních dřevin, porostů a ekosystémů na znečištění ovzduší;

- informace o míře a výhledu změn v kvalitě ovzduší a celkovém spadu.

Vzhledem k aktuálnosti předpovědi vývoje a ohrožení lesů analyzujeme v dalším podklady, které jsou v obou souborech informací k dispozici, jejich hodnotu a spolehlivost.

PŘEHLED DOSAVADNÍCH PRACÍ

Je zatím velmi málo pokusů o zpracování výhledu poškození lesů imisemi. Za první považujeme Flemingovu práci o vývoji poškození borových porostů na základě grafického znázornění očekávaných imisí (Fleming 1964). Nemůžeme posoudit, do jaké míry se předpověď vyplnila. U nás byla první prognóza zpracována pro jednání o výstavbě chomutovských elektráren (Materna 1966). Byla zpracována na základě poměrně velmi jednoduchého modelu rozptylu emisí v širším okolí plánovaných zdrojů, s využitím starších údajů o reakci lesních porostů na určitou úroveň znečištění ovzduší oxidem siřičitým. Úspěšnost prognózy je možno posoudit s přihlédnutím k tomu, že brala v úvahu jen první etapu chomutovských elektráren, která byla připravena (Tušimice I, Pruněřov I). O druhé nebylo ještě v té době rozhodnuto. Porovnáme-li stav porostů a jeho vývoj do zahájení provozu elektráren II. etapy, je jedinou výraznější odchylkou od předpokládaného vývoje míra poškození porostů v hřebenové, východní části LZ Horní Blatná, kde je poškození porostů výraznější. Stav lesů na ostatních lesních závodech severozápadních Čech, pro které se prognóza zpracovávala, odpovídá předpovědi. Další studií byla prognóza vlivu plánované elektrárny Šabina v Sokolovské pánvi, která měla podstatně zvýšit celkovou emisi SO_2 v tomto prostoru a přenést exhalace vysokým komínem do větších vzdáleností, tj. intenzivněji zasáhnout hřebenové polohy Slavkovského lesa i západního Krušnohoří (Materna 1973). Předpověď se opírala o výpočet očekávaných přízemních koncentrací SO_2 , o výsledky krátkodobého měření přízemních koncentrací škodliviny a o novější poznatky reakce smrkových porostů na koncentrace SO_2 , které jsme mohli odvodit z dlouhodobějších měření škodliviny. Předpověď vypracovaná pro setrvalý stav exhalací odpovídá současnému stavu a vývoji poškození. Vzhledem k reálnému nebezpečí, že zvýšení emisí z nového zdroje (elektrárna Šabina) zvýšenou měrou ohrozí porosty, hlavně ve vyšších polohách Slavkovského lesa, bylo od výstavby upuštěno. V tomto případě jsme již uvažovali i možnost půdních změn. Podrobnou prognózu dotaženou až do vyčíslení očekávaných ekonomických ztrát zpracoval Skýpala (1977) až do roku 2000. Výpočty se opírají o extrapolaci vývoje stavu porostů a ztrát ve vztahu k emisím. Na detailnější studie navazují i celkové prognózy vývoje poškození v rámci ČSR (Materna 1980) i s odhadem očekávaných přírůstových ztrát ke konci tisíciletí.

PROCESY, KTERÉ VEDOU K POŠKOZENÍ LESNÍCH DŘEVIN, POROSTŮ A EKOSYSTÉMŮ

Základem pro volbu postupu při zpracování prognózy je charakteristika procesů probíhajících v lesních dřevinách, porostech a ekosystémech při vlivu jednotlivých složek znečištěného ovzduší i v jejich celém komplexu. Jestliže oprávněně odmítneme představy, které byly základem pro některé „modelové“ pokusy, že totiž existuje přímý vztah mezi ovlivněním asimilačních orgánů imisemi a poškozením lesa, je otázka, zda jsme dnes vůbec schopni celý soubor dílčích procesů popsat, zejména však kvantifikovat. Tato otázka je živá, zejména v poslední době, jednak vzhledem k celkovému rozvoji poznání, jednak proto, že byly publikovány zcela jednoznačné teorie o tom, jaké procesy vyvolávají poškození porostů lesních dřevin, jak jsou ohroženy lesní ekosystémy a konečně jak je do budoucnosti ohrožena existence středoevropských lesů. Jde především o to rozhodnout o významu dvou hlavních mechanismů vlivu imisí na les, a to:

1. přímého vlivu toxických látek z ovzduší nebo látek, které jsou zde ve vyšších koncentracích než v čisté atmosféře, na lesní dřeviny;
2. zpětného vlivu změn, které znečištěné ovzduší vyvolává v prostředí, na lesní porosty.

V naší konkrétní situaci je nutno především rozlišit, jak se na poškození podílejí přímo koncentrace oxidu siřičitého, ev. dalších složek imisí ze spalovacích procesů (včetně spadu) a změny, které jsou vyvolány imisemi v půdě.

Z poznatků a závěrů získaných na ploše Mezinárodního biologického programu v Solingu (NSR) se odvozují představy, že rozhodující pro vývoj poškození porostů jsou zpětné vlivy změn, které se odehrávají v půdě. Mezi rozhodující změny se počítá extrémní okyselení půdy, uvolnění hliníku do půdního roztoku až do toxických koncentrací a vysoký spad těžkých kovů, které jsou schopny intoxikovat dřeviny. Tyto procesy postihují především kořenový systém, druhotně se projevují na habitu korun a celkovém stavu stromu. Narušení kořenového systému otvírá cestu houbové infekci, oslabuje se zakotvení stromů v půdě, zvyšuje ohrožení polomy apod.

Z této představy pak vyplývá stanovisko, že koncentrace škodlivin v ovzduší nejsou významným faktorem poškozování, a proto jejich ohraničení [stanovení nejvyšší přípustných koncentrací] nemůže porosty ochránit. Rozhodující je spad, kumulace škodlivin v půdě, té musí být zabráněno (Ulrich 1981).

Je to zásadní změna proti převažující tendenci v posledních 20 až 30 letech, která se projevovala v tom, že se poškození přičítalo téměř výhradně přímému vlivu škodlivin na asimilační orgány — narušení asimilace a dalších životních procesů v listech, jejich předčasné stárnutí a odumírání. To ovlivní růst stromu a ev. vede k jeho zániku.

Ulrichova teorie i závěry z ní jsou zřejmě jednostranné. Kromě zřetelného posunu směrem ke kyselejší reakci, které je potvrzeno z různých míst, doklady k ostatním tvrzením chybí. Chybí doklad o tom, že by vysoká kyselost půdy působila tak závažné změny kořenového systému, není doložena toxicita hliníku v přirozených podmínkách, v koncentracích, které přicházejí v úvahu. Jsou pozorování, která tako-

vý vliv vylučují (Zöttl 1983). Konečně není ani doloženo to, že spad těžkých kovů se v půdě hromadí až do toxické výše. Závěr, že koncentrace škodlivin v ovzduší není vhodným kritériem zatížení prostředí neobstojí ani v Ulrichově teorii, protože absorpce SO_2 půdou má významný podíl na celkovém spadu sloučenin síry (Materna, Kóhout 1978) a je pravděpodobně zvláště nebezpečná pro půdní život (Lettl a Langkammer 1983).

Existují i jiné pokusy o popis postupu a příčin poškození lesů ve střední Evropě, vycházející z kombinace půdních změn a změn v úrovni výživy a přímého působení SO_2 a oxidačních látek (Rehfuess 1983). Oxidační látky — především ozón — se poměrně často uvádějí jako jedna z možných příčin rychlého zhoršení stavu lesů.

Z rozboru dostupných poznatků, výsledků pokusů měření a sledování vývoje poškozených porostů a lesů předpokládáme tyto hlavní cesty, které nakonec vyústí v poškození porostů, ev. jejich zkáze:

1. Přímý vliv škodlivin, v našich podmínkách především SO_2 , na dřeviny. Zahrnuje: stárnutí asimilačních orgánů a jejich předčasný opad, snížení odolnosti vůči dalším škodlivým činitelům, narušení korelačních vazeb mezi činnostmi jednotlivých orgánů dřevin.

2. Nepřímý vliv — především půdní změny: ztráta živin a změny v rozkladu organické půdní hmoty, změny pH, ev. další změny půdních vlastností.

Přímý vliv závisí na koncentraci škodlivin a době působení samozřejmě v závislosti na dalších ekologických faktorech. Změny v organismech mají omezený kumulativní charakter a jakmile koncentrace klesnou nebo vymizí, dochází k rychlé regeneraci. Takových případů zatím není mnoho (např. okolí hrudkovny Ejovice). Částečná regenerace se může projevit i v důsledku meteorologických podmínek snižujících přízemní koncentrace v některých letech (rok 1978).

Nepřímý vliv závisí především na celkovém množství kyselých i alkalických složek ve spadu (včetně sorpce), jde o proces, který má vysloveně kumulativní charakter.

Přímý vliv SO_2 , jako v současné době u nás nejvýznamnější škodliviny, byl prokázán i při koncentracích na současné úrovni (cca $20 \mu\text{g SO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ vzduchu) v pokusu za přírodních podmínek a výsledky jsou tedy plně reprodukovatelné (Materna 1972). Je ovšem řada dalších dokladů, které mohou sloužit alespoň jako nepřímé důkazy — např. vztah mezi koncentrací a poškozováním za shodných ekologických podmínek, výsledky listové analýzy — vazba mezi koncentrací SO_2 v ovzduší a obsahem síry v jehličí apod. Ve smrkových porostech reakce na určitou koncentraci SO_2 zřetelně závisí na nadmořské výšce, přičemž pravděpodobně je to proudění vzduchu, které je rozhodujícím činitelem (Materna 1982), na vodním režimu půd, rovněž s vyšší půdní vlhkostí stoupá citlivost smrku k imisnímu zatížení SO_2 . U borovice je závislost poškození na dalších ekologických faktorech nižší.

Pokud jde o zvýšení citlivosti dřevin imisemi vůči dalším stresovým faktorům, je nejvíce poznatků o spolupůsobení mrazu. Zvýšení citlivosti závisí na intenzitě působení, tj. na koncentracích škodlivin.

Jestliže jsou tedy známy očekávané koncentrace, je již dnes na současné úrovni poznání možno předpovědět průběh přímého poškození, pokud se neuplatní některé mimořádně výrazné stressové faktory.

Naproti tomu obecně nelze předpovědět vliv půdních změn na stav porostů, protože variabilita množství i kvality spadu je velmi značná a střetává se s výraznou variabilitou půdních vlastností. Ještě problematičtější je určení zpětného vlivu na porosty. Ovlivnění výživy porostů je zatím nejpatrnějším důsledkem půdních změn, lze počítat s interakcí těchto změn a přímým vlivem plyných složek imisí. Důsledky pro vývoj poškození ve starých porostech nelze zatím hodnotit, je však možno odhadnout vliv na obnovu jehličnatých i listnatých dřevin.

ZMĚNY V KVALITĚ OVZDUŠÍ A VÝVOJ ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

Vzhledem k tomu, že vývoj poškození porostů (zejména stálezelených jehličnatých dřevin) není při chronickém vlivu imisí dán jen vlivem na asimilační orgány posledního ročníku, je zpravidla mezi vzrůstem znečištění ovzduší a stavem porostů určitý nesoulad, který se projevuje buď tím, že vnější příznaky poškození se projeví teprve několik let po zhoršení kvality ovzduší, nebo v tom, že při nezměněné hladině imisí se poškození dále vyvíjí. Toto zpoždění reakce závisí na intenzitě vlivu imisí, tj. na koncentracích škodlivin v ovzduší. Proto je pro předvídaní dalšího vývoje nezbytné posuzovat i dosavadní vývoj. Přímá měření koncentrací jsou k dispozici jen pro část území, která nás zajímají, a to teprve počínaje rokem 1970. Proto je nutno vycházet z pravděpodobného stavu znečištění na základě údajů o emisích. Ty se pro lesní hospodářství začaly v některých postižených oblastech zjišťovat od roku 1963, protože to bylo podkladem pro žádost o náhrady za poškození porostů od průmyslových podniků.

I když je údaj o množství emisí jedním ze spolehlivějších podkladů, nelze jej používat nekriticky. Údaje o nich pro jednotlivé zdroje jsou odvozovány především z bilancí látek ve spalovaném palivu nebo ve zpracovávaných surovinách a množství zpracovávaných surovin (paliva). Pro bilanci je pak důležité zjistit, jaký podíl z celkového množství škodliviny se dostává do ovzduší. V některých případech to lze zjistit poměrně přesně (síra, fluór), protože během spalování se do ovzduší dostává převážná část jejich obsahu ve zpracovávaných surovinách, jindy je to zatíženo značnými chybami a nejasnostmi — např. u těžkých kovů a oxidů dusíku, jejichž množství v emisích závisí na velmi mnoha variabilních faktorech.

Právě při analýze údajů, ze kterých vycházely organizace státních lesů při rozúčtování náhrad za škody na lesích, se ukazuje, že i u oxidu siřičitého, jehož emise lze kalkulovat nejspolehlivěji, jsou difference jednotlivých odhadů velmi značné. V některých případech činí chyba až 50 %. Podstatné zpřesnění přináší až Registr emisí a zdrojů znečištění ovzduší, ve kterém se publikují již prověřené údaje. I tak se však vychází z podkladů průmyslových podniků, které velmi často nemají zájem podávat jasný obraz o množství jednotlivých škodlivin, které vypouštějí do ovzduší. Pro obecnější prognózu jsou k dispozici v rámci REZZO údaje o emisích podle jednotlivých okresů a krajů — údaje o emisích SO₂, N oxid., pevných částic a uhlovodíků.

To je současný stav. Další vývoj bude záviset především na kvalitě a množství spalovaného uhlí. To zůstane u nás i v příštích desetiletích

hlavním zdrojem energie. Vzhledem ke stavu zásob uhlí, jejich kvalitě a uložení se nepočítá s dalším výraznějším vzestupem těžby energetického uhlí pro narůstající potíže a snižující se efektivnost těžby. Pro perspektivu vývoje emisí je důležité posouzení, jak dlouho zásoby uhlí vydrží a jak dlouho je možno počítat s těžbou na dosavadní výši. Při využití všech uhelných zásob (tedy i těch, s jejichž těžbou se pro jejich nízkou kvalitu nebo nepříznivé uložení nepočítalo), by bylo možno dosavadní výši těžby udržet ještě několik desetiletí (Elman, Staněk 1979).

Málo spolehlivé a nejasné jsou údaje o složení paliva, zejména o obsahu látek, které jsou pro znečištění ovzduší a poškození porostů důležité — tj. o obsahu síry, fluóru, ev. těžkých kovů a stopových prvků vůbec.

Konečně je v současné době nutno uvažovat i další faktor ovlivňující výši emisí, a to vývoj a uplatnění technologie odsiřování, rozsah v jakém se bude uplatňovat fluidní spalování a zda skutečně bude znamenat snížení emisí. Odsiřování je dnes již technicky dořešeno natolik, že v provozních podmínkách znamená snížení úrovně zatížení oblastí imisemi. Administrativní rozhodnutí v některých zemích o snižování emisí SO₂ svědčí o technické zralosti postupu. V současné době se vyvíjí i tlak v mezinárodním měřítku, a to zejména ve střední Evropě, aby jednotlivé státy emise snížily. Jde proto o jeden faktor, který bude vývoj emisí zřetelně ovlivňovat a ovlivní vývoj kvality ovzduší i u nás. Rychlost, jak se bude uplatňovat, představuje v současné době další prvek nejistoty pro příští desetiletí (Kurfürst 1982).

Údaje o emisích dalších škodlivin jsou ještě labilnější než údaje o emisích SO₂. Zejména jsou nedostatečné údaje o škodlivinách důležitých pro lesní ekosystémy — především jde o obsahy fluóru v uhlí a o obsahy těžkých kovů.

IMISE

Údaje o emisích jsou výchozími údaji pro řadu úvah, pro nás jsou však rozhodující údaje o přízemních koncentracích jednotlivých škodlivin. Vazba mezi množstvím emisí a jejich kvalitou a imisemi závisí na velikosti oblasti, ve které se posuzuje, a je poměrně volná. Jednak dochází během transportu ke kvalitativním změnám ve složení — především k postupné oxidaci oxidu siřičitého a ev. ke vzniku některých zcela nových sloučenin (ozónu, peroxyacetylnitrátu), jednak k rozptylu a snižování výchozích koncentrací. Obojí dalekosáhle závisí na podmínkách rozptylu, a proto nejsou zpravidla změny v přízemních koncentracích přímo úměrné změnám v emisích.

Údaje o koncentracích škodlivin v přízemní vrstvě atmosféry jsou výsledky přímých měření, v některých případech jsou vypočteny na základě rozptylových studií — matematických modelů, které vycházejí z řady zjednodušujících předpokladů. Toto zjednodušení je nezbytné, aby bylo možno výpočet vůbec zvládnout, je však jedním z důvodů, proč se mezi skutečností a výpočtem vyskytují rozdíly. V prognóze vycházíme buď ze stabilizovaného stavu imisí odpovídajícího podstatně nezměněné skladbě a množství emisí, které danou oblast charakterizují (podle

výsledků měření), nebo jde o zásadnější změny v emisích v dosahu sledované oblasti a pak nezbyvá než sáhnout v prognóze k výpočtům. Je však nezbytné přistupovat k tomu s vědomím, že výsledky výpočtu se mohou od skutečnosti dosti značně lišit. Určitým nedostatkem takových výpočtů je i to, že většinou vystihují předpokládané zatížení přízemních vrstev atmosféry na poměrně malém počtu bodů, a proto zejména v členitějším terénu nemohou podat podrobnější popis očekávané situace. Tento nedostatek se však týká spíše podrobnějších rozborů očekávaného vývoje.

Prognózy vývoje přízemních koncentrací, zpracovávané pro řadu oblastí především Hydrometeorologickým ústavem, Terplanem i řadou dalších organizací (Energoprojekt, Chemoprojekt), jsou přes určitá omezení své spolehlivosti základním podkladem pro posouzení vlivů změn v kvalitě ovzduší.

Prognózy spadů nejsou v současné době k dispozici. Zde však jsou určité jiné možnosti kalkulací změn, vzhledem k existujícím výpočtům rozptylu exhalací v regionálním měřítku (Z á v o d s k ý 1980), ze kterých je možno odvodit podíl celkového spadu připadající na lesy a zejména jeho změny při změnách emisí.

Souhrn skutečností týkajících se druhého komplexu podkladů, tj. údajů o perspektivních změnách v míře znečištění přízemních vrstev atmosféry, je možno charakterizovat tak, že výpočty lze odvodit přibližný vývoj, že však prognóza se může od skutečnosti poměrně značně odchylovat. Údaje jsou k dispozici pro určité oblasti jen pro emise a imise SO_2 , o ostatních škodlivinách není představa.

CELKOVÉ ZHODNOCENÍ PODKLADŮ

Podklady, které v současné době jsou využitelné pro prognózu vlivu imisí na lesní ekosystémy, lze podle jejich spolehlivosti hodnotit takto:

Vzhledem k tomu, že působení imisí na les je velmi komplikovaný proces, na kterém se podílí řada mechanismů, jejichž váha je rozdílná podle složení dřevin, stanovištních podmínek, imisního zatížení i složení imisí a jejich časových změn, nelze za všech podmínek spolehlivě posoudit reakci porostů na imisní zatížení na základě dosavadních znalostí.

Značné nejasnosti jsou i v prognóze emisí i imisí. Jednak je vývoj celkového množství škodlivin v emisích ovlivněn nedostatečnou znalostí změn ve složení surovin i paliva i nedostatečnou znalostí technologií pro odstranění škodlivin zdrojů, zejména jejich časového nasazení. Při stanovení změn v přízemních koncentracích se všechny nepřesnosti v posouzení emisí ještě zvýrazňují nepřesnostmi ve výpočtu očekávaných imisí. Je tedy i tato část podkladů pro prognózu dosti labilní.

Konečně velmi silně mohou do celkového obrazu a vývoje poškození zasáhnout extrémy počasí, které mohou postup poškození mimořádně urychlit.

Ke zvýšení úrovně prognózy mohou tedy přispět jen další poznatky o cestách, kterými je poškození za různých podmínek vyvoláváno, i další poznatky o vývoji znečištění ovzduší jednotlivými škodlivinami.

CELKOVÉ ZHODNOCENÍ SITUACE U NÁS

Vzhledem k různým obavám o osud středoevropských lesů, je vhodné obecnou informaci doplnit některými poznámkami k naší situaci.

Pokud jde o emise škodlivin, je pravděpodobné, že u SO₂ dojde v příštích dvou desetiletích jen k mírnému vzestupu, pokud se intenzivněji neuplatní odsiřování spalin. Snižovat se budou emise v Západočeském kraji, stagnovat budou v Severočeském kraji, v ostatních krajích lze počítat s mírným nárůstem. Emise SO₂ se proti dosavadnímu stavu významně nezmění. Současné pozadí ve výši cca 20 $\mu\text{g} \cdot \text{m}^{-3}$ vzduchu zůstane přibližně zachováno, protože ev. zvýšení emisí se do něj promítne těžko měřitelným způsobem, mimoto lze počítat s intenzivnějším odlučováním emisí SO₂ v sousedních státech, jejichž zdroje kvalitu ovzduší a zejména výši pozadí u nás ovlivňují. Totéž platí o množství spadu. Změny v celkovém množství síry ve spadu, které lze dnes v lesích odhadnout na cca 250 000 t ročně, se pravděpodobně významně nezvýší ani při zvýšení emisí. Snižuje se totiž celkově zachycení smrkových korun, které podstatnou měrou zvyšují množství spadu pod porosty. Mimořádně vysoké koncentrace a mimořádně vysoké spady sloučenin síry, které postihují především Krušné hory, se mohou ještě poněkud zvýšit uplatněním emisí z Pruněrova II, nezvýší se však na původně předpokládanou výši. Z toho pro lesy ČSR jako celek vyplývá:

Nejrychlejší postup poškození v horských oblastech, kde se kromě přímého vlivu nejvýrazněji uplatní i vliv půdních změn, zejména při obnově porostů. Postup může být dále zhoršen jak extrémní počasí, tak zvýšeným rizikem výskytu vyšších koncentrací ozónu, vzhledem k očekávaným vyšším emisím oxidů dusíku (spalování zemního plynu).

Přechod z latentního do chronického poškození ve středních polohách i při znečištění ovzduší na úrovni pozadí, zejména v severní polovině Čech, na Českomoravské vrchovině, v Českém lese i v Pošumaví.

Celkově zhoršená výživa porostů, disproporce mezi dusíkatou výživou a dostupností draslíku, hořčíku a vápníku pro výživu porostů. Z toho vyplývající produkční ztráty a zvýšená citlivost porostů i tam, kde jde zatím o poškození latentní.

Na otázku, zda je ohrožena podstata lesa na velkých plochách, je možno odpovědět, že v současné době přímý vliv emisí nikde nevylučuje obnovu lesa, byť i jen náhradními dřevinami a půdní změny nedosáhly kritického charakteru. Setrvání emisí na dosavadních vysokých úrovních v příštích desetiletích by však vedlo ke vzniku kritických situací.

Došlo dne 29. 3. 1983

Literatura

- ELMAN, J. — STANĚK, L.: Ke koncepci modelování palivoenergetického komplexu. Informace SEI, 1979, č. 10, s. 1-13
FLEMMING, G.: Rechnerische Kartierung von Schwefeldioxidreaktivwerten im Rauchschadengebiet Dübener Heide. Ztschr. Angew. Meteorologie, 1964, 4, s. 44-49
HATZFELDT, H.: Stirbt der Wald? Alternative Konzepte 41. Verl. C. F. Müller Karlsruhe, 1982, 230 s.
KURFÜRST, J.: Zdroje znečišťování ovzduší. SZN Praha, 1982, 152 s.
MATERNA, J.: Pravděpodobný vliv exhalací elektrárn budovaných na Chomutovsku na lesní hospodářství. Zprávy les. výzkumu 12, 1966, č. 4, s. 14-19

MATERNA, J.: Einfluß niedriger Schwefeldioxidkonzentrationen auf die Fichte. Mitt. Forstl. Bundesvers. Anst. Wien. 97, 1972, s. 219-231
 MATERNA, J.: Ohrožení lesních porostů Slavkovského lesa znečištěním ovzduší. Zprávy les. výzkumu 19, 1973, č. 4, s. 23-24
 MATERNA, J.: Celková prognóza vlivu znečištění ovzduší na lesy a lesní hospodářství v ČSR a jeho následky. Závěrečná zpráva VÚLHM, 1980
 MATERNA, J. — KOHOUT, R.: Sorpce kyslíčnicku siřičitého lesním humusem. Práce VÚLHM, 56, 1980, s. 111-127
 REHFUESS, K. E.: Zum Fichtesterben in Bayern. Allg. Forststztschr., 9, 1983, s. 218
 SKÝPALA, J.: Prognóza vývoje poškození lesních porostů ČSR imisemi a výhled ekonomických ztrát do r. 2000. Kandidátská disertační práce VÚLHM, 1977
 ULRICH, B.: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. Mitteilungen. Landesanst. für Ökologie, Landschaftsentwicklung und Forstplanung NRW, 1982, s. 9-25
 ZÁVODSKÝ, D.: Prenos škodlivín na veľké vzdialenosti. Ochrana ovzduší 13, 1981, 10, s. 145-147
 ZÖTTL, H.: Zur Frage der toxischen Wirkung von Aluminum auf Pflanzen. Allg. Forststztschr. 8, 1983, s. 206-208

МАТЕРНА, Й. (Вýzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady). Цели, данные и возможности прогноза влияния загрязненного воздуха на леса и лесное хозяйство. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 649-657.

Prognóza dalšího rozvoje podléhajících vlivu a poškození průmyslovými výfukovými lesy je jednou z hlavních předpokladů při přijetí hospodářských rozhodnutí v poškozených lesních komplexech, a také při oceňování obecných možností našich lesů uspokojovat požadavky společnosti. V práci určují se potřebné údaje pro prognózu rozvoje, předpokládají se hlavní mechanismy negativního vlivu průmyslových výfuků na lesy, uvedeny možnosti získání takových údajů a jejich spolehlivosti.

průmyslové výfuky; úhyn lesních porostů; lesní půdy; prognóza

MATERNA, J. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady). *The Objectives, Sources and Possibilities of the Prognosis of the Effect of Air Pollution on Forests and Forestry.* Lesnictví, 29, 1983 (8) : 649-657.

Prognosis of further development of forests affected and damaged by immissions is one of the basic sources of data for making economic decisions in damaged forest complexes and for evaluating the general potential of our forests for meeting the requirements of the society. The data and information needed for the prognosis of development are pointed out, the main mechanisms of the adverse effect of immissions on forests are evaluated, and the possibilities of obtaining the needed data are mentioned, including their reliability.

immissions; withering of forest stands; forest soils; prognosis

Adresa autora:

Ing. Jan Materna, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady, 255 01 Praha 5 - Zbraslav

DYNAMIKA A ZÁSoba NĚKTERÝCH TĚŽKÝCH KOVŮ A HLINÍKU V PŮDÁCH SMRKOVÝCH POROSTŮ V OBLASTECH ROZDÍLNÉHO STUPNĚ ZNEČIŠTĚNÍ OVZDUŠÍ

V. Lochman

LOCHMAN, V. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady). *Dynamika a zásoba některých těžkých kovů a hliníku v půdách smrkových porostů v oblastech rozdílného stupně znečištění ovzduší*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 659-672.

Výzkum složení vody byl konán v porostu a na holé seči v objektu Želivka (na ilimerizované hnědé lesní půdě) v oblasti slabě znečištěného ovzduší, bez zjevných příznaků poškození smrku a v silně poškozeném porostu a na holé seči v oblasti znečištění ovzduší na Moldavě v Krušných horách (na podzolované hnědé lesní půdě). V práci je také hodnocen celkový obsah některých těžkých kovů a hliníku v humusu zmíněných ploch i z dalších porostů s různým stupněm poškození jehličí. V humusovém horizontu a minerální půdě je též na plochách Želivka a Moldava stanoven obsah těžkých kovů a hliníku, vyluhovatelných 1% kyselinou citrónovou. Poměrně vyrovnané obsahy některých těžkých kovů v humusu výzkumných ploch odpovídají i relativně málo odlišným hodnotám mokřých spadů Cr, Cu, Mn a Pb v oblastech rozdílného znečištění ovzduší spalováním především hnědého uhlí. Vyšší spad Zn je spojen se zvýšeným spadem kyselých komponentů, které ovlivňují jeho dynamiku. I při silném působení spadů na dynamiku a zásobu těžkých kovů se uplatňují podstatně přírodní pedogenetické faktory.

imise; smrk; lesní půdy; železo; mangan; zinek; hliník

Působení spadů ze znečištěného ovzduší na vývoj lesních půd je předmětem zájmu lesnické praxe, ochranářů, vodohospodářů i veřejnosti. Z hlediska lesního hospodářství je především zapotřebí sledovat změny v úrodnosti půd, základní podmínce produkce dřeva i obnovy již zničených porostů. Prokázaným důsledkem spadu imisních látek do lesních ekosystémů je okyselování lesních půd, změna v zásobě hlavních živin i mikroprvků (Lochman 1981, Lochman a kol. 1980, Ulrich a kol. 1981) a v současnosti je v popředí zájmu i zvyšování přítomnosti pohyblivých forem prvků, které při zvýšené koncentraci v prostředí působí toxicky. Chemismus půdy a složení vody při jejím odtoku do vodních zdrojů se vzájemně bezprostředně ovlivňují. Z hlediska tvorby životního prostředí jsou důležité znalosti o filtrační a akumulační schopnosti lesních půd pro imisní látky. Předložená práce se zabývá částí koloběhu Fe, Mn, Zn a Al ve smrkových ekosystémech a podává informaci o zásobě těžkých kovů v humusu a půdě těchto ekosystémů, jež jsou vzhledem k velikosti svého rozšíření a citlivosti vůči znečištění ovzduší předmětem hlavního zájmu výzkumu.

Výzkumem znečištění srážek v ČSR a zatížení krajiny spady se v sedmdesátých letech zabývala řada pracovišť. Nejrozsáhlejší informace o spadu těžkých kovů jsou k dispozici ve zprávách VÚV Praha (Škoda 1980) a ÚKE Průhonice (Preiningero vá 1980). Jejich

koloběh ve smrkových porostech byl sledován ve výzkumných objektech VÚLHM Jíloviště — Strnady (Želivka, Moldava, Slavkovský les) a lesnické fakulty VŠZ v Brně, z nichž pro hodnocení smrkových ekosystémů dává cenné výsledky objekt v Rájci — Jestřebí.

V některých průmyslových zemích je výzkum tohoto charakteru prováděn již po delší časové období. Pro řešení problematiky koloběhu těžkých kovů v lesních ekosystémech mají zásadní význam práce ve výzkumných objektech Solling v NSR (Heinrichs a Mayer 1977, 1980, Mayer a Heinrichs 1980, Ulrich a kol. 1981). Citování autoři uvádějí výsledky výzkumu rozložení dynamiky těžkých kovů ve smrkovém a bukovém lese, a to v nadzemní i podzemní biomase. Změnou hladiny Pb, Cu, Zn v humusu lesních porostů na severovýchodě USA se zabývají Andresen a kol. (1980) a Siccama, Smith (1980). Intoxikace vegetace a půd v okolí střediska metalurgie těžkých kovů Sudbury (Kanada) popisují Hutchinson a Whitby (1980). Tito autoři se také zabývají odolností bylinné vegetace vůči vysokým koncentracím těžkých kovů, stejně tak i Hiland a Oftedal (1980). Touto problematikou se zabývá řada polských autorů.

POPIS PRACÍ A OBJEKTŮ

Výzkum složení vody při průchodu smrkovými ekosystémy na výzkumném povodí Želivka je prováděn od roku 1972. Dynamika prvků je sledována pod zapojeným smrkovým porostem (I), pod clonnou sečí (II), na holé seči (III) a v mladém porostu (IV). Na výzkumných plochách Moldava v Krušných horách, v porostu a na holé seči, bylo zahájeno měření v roce 1977. Půdním typem na Želivce je ilimerizovaná hnědá lesní půda a na Moldavě podzolovaná hnědá lesní půda. Bližší údaje o těchto plochách i o plochách ve Slavkovském lese uvádí (Lochman (1980, 1981).

Srážkové i okapové vody byly jímány do novodurových koryt, půdní gravitační vody do lyzimetrů typu Šilovové, ke svodu a shromažďování vody byly použity hadice a nádoby z PVC. Při dostatečném množství zachycené vody byly analyzovány měsíční sumy. V bezdeštivých obdobích nebo při promrznutí povrchu půdy byly analyzovány sumy získané i za delší časové období.

Ke stanovení kovů bylo použito AAS Varian Techtron. Jejich celkový obsah v pokryvném humusu po mineralizaci při 450 °C a vyhluhování popela, při odpařování s HCl. Přístupné formy kovů byly stanoveny ve vyluzích půdního materiálu 1% kyselinou citrónovou.

DOSAŽENÉ VÝSLEDKY A JEJICH HODNOCENÍ

Míru znečištění ovzduší a filtrační působení porostů smrku dokládají údaje v tabulce I. Ve srážkové vodě byla největší průměrná koncentrace rozpuštěného Fe a Zn zjištěna na holé seči v objektu Želivka, a na holé seči u Moldavy a v bezlesí u Šabiny byly koncentrace podstatně nižší. Obsahy Al měly měřitelné hodnoty $> 0,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ ve srážkové vodě z ploch Šabina a Moldava, které nevykazují podstatný rozdíl průměrných hodnot. Koruny stromů obohacují srážkovou vodu především o Mn, méně o Fe, Zn a Al. Údaje z dílčích výzkumných ploch na Želivce ukazují působení korunového zápoje a exponovanosti porostu na intercepci srážek a spadů. Velikost listové plochy je zřejmě určující pro vymývání Mn, exponovanost korun vůči proudícímu vzduchu ovlivňuje množství Zn.

I. Průměrný obsah kovů ve srážkové, okapové a půdní gravitační vodě smrkových ekosystémů na výzkumných plochách VÚLHM. — Average contents of metals in precipitation, dripping and soil gravitational water in the spruce ecosystems on the research areas of the Research Institute of Forest and Game Management

Plocha	Místo odběru	Sledované období	Al	Fe mg.l ⁻¹	Mn	Zn	
Želivka holá seč	srážková	1973—1979	—	0,033	0,039	0,092	
porost	okapová	1973—1979	—	0,206	1,120	0,368	
clonná seč	okapová	1973—1979	—	0,076	0,690	0,193	
mladý porost	okapová	1973—1979	—	0,083	1,537	0,176	
Šabina mimo les	srážková	1978—1979	0,604	0,016	0,044	0,027	
porost	okapová	1978—1979	1,463	0,167	0,860	0,103	
Moldava holá seč	srážková	1978—1979	0,535	0,018	0,013	0,064	
porost	okapová	1978—1979	1,431	0,209	0,110	0,251	
Želivka holá seč	gravitační pod A ₀ [×]	1972—1979	—	0,526	0,540	0,095	
	pod A ₀ ^{xx}		—	0,444	0,477	0,099	
	pod A	1973—1979	—	0,082	0,069	0,083	
	pod B	1973—1979	—	0,064	0,034	0,058	
	porost	gravitační pod A ₀ ⁺	1972—1979	—	0,837	3,807	0,196
		pod A ₀ ⁺⁺	1974—1979	—	0,354	2,014	0,216
		pod A	1973—1979	—	0,094	0,617	0,126
		pod B	1973—1979	—	0,033	0,071	0,042
Moldava holá seč	gravitační pod A ₀	1977—1979	1,056	0,325	0,071	0,127	
	pod A	1977—1979	4,064	0,136	0,273	0,242	
	pod B	1977—1979	7,724	0,039	0,675	0,262	
	porost	gravitační pod A ₀	1977—1979	2,196	0,392	0,271	0,276
		pod A	1977—1979	10,024	0,224	0,279	0,217
		pod B	1977—1979	19,204	0,043	0,296	0,362

× střed seče
+ blíž kmene

xx okraj seče
++ okraj koruny

Humusový horizont A₀ na holé seči spolu s paseční vegetací, zvyšuje v gravitační vodě Fe, Mn, Al a na holých sečích i Zn. V minerální půdě ploch na Želivce klesala v gravitační vodě koncentrace všech sledovaných kovů s hloubkou půdního profilu. Také na Moldavě se již v horizontu A snižovaly koncentrace Fe a tento trend pokračoval až do hloubky 50 cm. U Mn a Zn se snížení průměrných koncentrací nepro-

II. Tok těžkých kovů a hliníku přes hranice půdních horizontů výzkumných ploch (transport srážkovou, okapovou a půdní gravitační vodou) — průměrné roční hodnoty. — The flow of heavy metals and aluminium across the borders of soil horizons on the research areas (transport by precipitation, dripping and soil gravitational water) — average values per annum

Plocha	Hranice horizontů	Sledované období	Al	Fe kg na ha za rok	Mn	Zn
Želivka holá seč	ovzduší – přízemní vegetace	1973 – 1979	—	0,191	0,227	0,541
	A ₀ – A	1973 – 1979 [×]	—	2,381	2,446	0,430
		1973 – 1979 ^{xx}	—	1,929	2,071	0,429
	A – B	1973 – 1979	—	0,187	0,159	0,188
	B – Cd	1973 – 1979	—	0,056	0,027	0,046
porost	ovzduší – pokryvný humus	1973 – 1979	—	0,673	3,658	1,217
	A ₀ – A	1972 – 1979 ⁺	—	1,591	7,238	0,372
		1975 – 1979 ⁺⁺	—	1,282	7,298	0,782
	A – B	1972 – 1979	—	0,057	0,374	0,076
	B – Cd	1974 – 1979	—	0,020	0,042	0,025
Moldava holá seč	ovzduší – přízemní vegetace	1978 – 1979	5,286	0,173	0,131	0,629
	A ₀ – A	1978 – 1979	5,352	1,648	0,358	0,642
	A – B	1978 – 1979	11,379	0,382	0,764	0,679
	B – Cd	1978 – 1979	12,551	0,064	1,096	0,425
porost	ovzduší – pokryvný humus	1978 – 1979	9,120	2,045	1,080	2,460
	A ₀ – A	1978 – 1979	9,298	1,662	1,147	1,169
	A – B	1978 – 1979	33,845	0,756	0,942	0,733
	B – Cd	1978 – 1979	40,813	0,091	0,630	0,769

× střed seče

xx okraj seče

+ blíže kmeni

++ okraj korun

jevilo a v půdě pod holou sečí naopak probíhalo v gravitační vodě zvýšení koncentrací Mn, stejně jako na obou plochách u Al.

Koruny stromů obohacují srážky natolik, že celková množství zachycených prvků v okapové vodě jsou vyšší i při intercepci (tabulka II). Humusové horizonty A₀ na Želivce i na holé seči v Moldavě uvolňují do perkulující vody Fe a Mn. Pod porostem na Moldavě je v pokryvném humusu Fe zadržováno. Zachycování Zn v humusovém horizontu probíhalo v porostech a na seči objektu Želivka. Celkové množství Al vynášené do minerální půdy je o málo vyšší než jeho příliv srážkovou a okapovou vodou. V minerálním půdním profilu ploch v objektu Že-

livka je zřetelně snižován transport Fe, Mn, Zn. Na plochách u Moldavy se tento trend projevuje jen u Fe. Na holé seči je Mn dokonce vymýván z prokořeněné části půdního profilu do větší hloubky než 50 cm, stejně jako Al na obou plochách.

Porovnáním množství Fe, Mn, Zn přinášených do lesních ekosystémů na Želivce srážkami s množstvím odnášeným gravitační vodou z půdy je možno zjistit proces akumulace těchto kovů. Obdobný trend je patrný na Moldavě u Fe. Ochuzování půdního profilu do hloubky 50 cm se projevuje u Al a na holé seči i u Mn.

Celkový obsah těžkých kovů a hliníku v humusu výzkumných ploch je uveden v tabulce III. Jsou zde výsledky analýz vzorků pokryvného humusu ze smrkových porostů ve Slavkovském lese, na Moldavě a z výzkumného povodí Želivka a z porostu v blízkosti Kvildy na Šumavě. Obsahy Cu, Cr, Fe, Ni, Pb v humusových vrstvách stoupají se stupněm humifikace organických zbytků, naopak Mn vykazují největší koncentraci ve vrstvě L (A₀₁), popř. F (A₀₂). U Zn není vývoj zásoby v profilu humusového horizontu zřetelný.

Pod nejvíce poškozeným porostem na Moldavě obsahuje pokryvný humus nejnižší celkovou zásobu Mn, Zn, Pb a ani u dalších kovů nelze pozorovat jejich hromadění. V oblasti relativně čistého ovzduší Šumavy, na Kvildě, byly oproti Moldavě zjištěny poněkud vyšší obsahy Mn, Zn a Pb. Nápadně vysoké koncentrace Mn na Želivce překračují hodnoty z Moldavy o dva řády.

DISKUSE

Předložené výsledky výzkumu obohacování lesních ekosystémů spady z ovzduší je možno konfrontovat s údaji získanými jinými pracovišti v naší republice i v zahraničí a posoudit tím reprezentativnost a postavení našich ploch.

Koncentrace Fe ve srážkových vodách zachycovaných na stanicích VÚV (Škoda 1980) jsou vyšší než námi získané hodnoty (z oblastí čistého ovzduší 0,220 mg.l⁻¹, ze SHP 0,536 mg.l⁻¹). Preiningerová (1980) uvádí koncentrace Fe ve srážkách z Čech v setinách a desetínách mg. Obsahy Mn uváděné Škodou (průměr ze všech stanic 0,035 mg.l⁻¹) i Preiningerovou (0,05 mg.l⁻¹) jsou přibližně na stejné úrovni jako z výzkumných ploch VÚLHM. Koncentrace Zn (1,0–1,8 mg.l⁻¹ v SHP a 0,5–1,0 mg.l⁻¹ na stanicích mimo tuto oblast) ukazují vyšší znečištění ovzduší tímto prvkem na stanicích VÚV.

Obsah dalších těžkých kovů ve vodě na plochách Želivka, Šabina a Moldava nebyl sledován, ale pro posouzení míry zatížení lesních porostů a jejich půd poslouží výsledky výzkumu VÚV v tabulce IV. Průměrné hodnoty ze souborů stanic různého znečištění ovzduší SO₂ ukazují, že na stanicích s relativně čistým ovzduším bylo ve srážkové vodě zjištěno více Pb než v oblastech se středně znečištěným ovzduším. Také množství Cu ve srážkách nevykazuje větší rozdíly v souvislosti se znečištěním ovzduší. Průměrné množství Cu ze všech stanic bylo 0,018 mg.l⁻¹, na stanicích „čistých“ oblastí 0,015 mg.l⁻¹ (Škoda 1980). Podle téhož autora dosahovaly průměrné koncentrace Cr všech stanic VÚV 0,003 mg.l⁻¹ a na málo znečištěných lokalitách

III. Celkový obsah mikroprvků v povrchovém humusu výzkumných ploch s porosty smrku (odběry byly provedeny v roce 1980).
— Total contents of microelements in the surface humus on the research areas with spruce stands (samples were taken in the year 1980)

Plocha	Vrstva	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Fe
		ppm						
Hrušková — 620 m n. m.	L	6,2—15,6	375—800	10—15,6	38—70	100—130	46—100	3500—9750
	F	22	250	13	63	102	95	12 250
	H	19	275	25	43	111	110	10 000
	A	16	300	19	18	130	38	13 750
Prameny — 835 m n. m.	L ⁺	2,5	240	10	15	70	63	1 500
	F	16—19	200—360	19—75	16—63	83—100	84—165	6880—8130
	H	22	150	25	162	56	135	7 750
Kladská — 870 m n. m.	L	5	760	7,5	16	100	30	1 500
	F	16—19	300—1360	13—16	28—30	37—90	52—195	3500—10 630
	H	25	325	22	33	102	175	19 380
Trstěnice — 540 m n. m.	L ⁺	1,2	800	10	7	100	12	400
	F	6,2	750	75	14	80	108	5 000
	H	13	250	28	18	74	110	6 250
Moldava — 830 m. n.	L	3,1	50	7,5	15	40	9	1 650
	F	9,4	50	11	31	50	17	5 800

Pokračování tab. III

Plocha	Vrstva	Cr	Mn	Ni	Cu	Zn	Pb	Fe
		ppm						
Želivka — 430 m n. m. porosty smrku holá seč	L	6,3—9,4	800—2400	12—22	10—20	56—65	40—75	380—1630
	F	9,4—16	300—3200	19—31	10—15	93—120	110—165	3130—7250
	H	2,9—22	250—2250	16—28	11—18	74—130	45—150	4380—15 630
	L++	1,2—11	1300—3500	7,5—17	6—15	100—190	46—143	400—7800
	F/H	5,0—25	360—3450	15—31	14—20	90—190	94—166	10 000—13 750
Kvilda — 840 m n. m.	L	3,1—15,6	160—260	5,0—9,4	13—18	60	40—50	1280—1700
	F	6,3	80	7,5	18	100	200	2 900

* V porostu se vyvinulo bylinné patro s *Deschampsia flexuosa* a ovlivňuje složení L a F vrstvy

++ Na holé seči v humusovém materiálu převažují zbytky paseční vegetace

Stupeň poškození smrku:

0 — plochy mimo oblasti Severočeské a Sokolovské hnědouhelné pánve, Želivka, Kvilda;

1 — plochy ve Slavkovském lese, Prameny, Kladská; 2 — Trstěnice u Mariánských Lázní;

3 — Hrušková, okraj Slavkovského lesa; 3—4 — Moldava v Krušných horách.

IV. Množství spadů těžkých kovů a hliníku ve srážkách v různých znečištěných oblastech ČSR a v Sollingu — volné plochy. — Deposition of heavy metals and aluminium by rainfall in several areas of the CSR with different degrees of air pollution and at Solling — open areas

Lokalita	Období	Al	Cr	Cu	Fe kg na ha za rok	Mn	Ni	Pb	Zn	Autor	Poznámka
ČSR „čisté“	1974–1980	—	0,013	0,120	2,08	0,27	—	0,150	4,0	Škoda 1980	
SHP	1974–1980	—	0,006	0,140	3,47	0,30	—	0,200	14,0	Škoda 1980	
Rájec-Jestřebí	1978–1979	—	—	—	0,62	0,66	—	—	0,41 ⁺	Koch 1980	+ od r. 1979
Solling	1969–1975	2,0	0,022 ⁺	0,224 ⁺	1,60	0,20	0,015 ⁺	0,405 ⁺	3,90	Heinrichs-Mayer 1977	+ od r. 1972

V. Množství těžkých kovů v okapové vodě zachycené pod porosty smrku v Rájci - Jestřebí a v Sollingu. — The contents of heavy metals in dripping water intercepted under the spruce stands at Rájec - Jestřebí and at Solling

Lokalita	Období	Al	Cr	Cu	Fe kg na ha za rok	Mn	Ni	Pb	Zn	Autor	Poznámka
Rájec-Jestřebí	1978–1979	—	—	—	2,221	5,388	—	—	1,957 ⁺	Koch 1980	+ od r. 1979
Solling	1969–1975	3,80	0,022 ⁺	0,153 ⁺	0,99	6,90	0,069 ⁺	0,756 ⁺	5,70	Heinrichs-Mayer 1977	+ od r. 1972

0,002 mg.l⁻¹. Š k o d a hodnotí rozdíly obsahu těžkých kovů ve srážkách z oblastí velmi znečištěného i čistého ovzduší jako relativně malé, zejména u Cu a Mn. Větší rozdíly byly zjištěny u Zn a Fe. Přítomnost Pb závisela i na jiných zdrojích než na spalování uhlí.

Obsah kovů ve srážkové vodě zachycené v Sollingu (Heinrichs a Mayer 1980) je podobný výsledkům VÚV, pouze koncentrace Pb byly vyšší (0,038 mg.l⁻¹). Ve srážkách jímáných na Šabině a Moldavě bylo zjištěno vyšší množství Al.

Rozhodující pro zatížení ekosystémů je celkové množství imisních spadů. Průměrné roční hodnoty ve srážkových vodách různých oblastí jsou uvedeny v tabulce V a porovnány s našimi údaji ze Želivky a Moldavy (tab. II). V Rájci - Jestřebí byl zachycen vyšší spad Fe, Mn a nižší Zn (K o c h 1980). Celkový spad na stanicích VÚV byl u Mn, Fe a Zn vyšší (řádkově), hodnoty zjištěné u dalších kovů slouží pro posouzení míry zatížení ekosystémů v ČSR ve srovnání s poměry v Sollingu. Je zřejmé, že mokrá spad většiny sledovaných prvků je v oblasti výzkumného objektu Solling vyšší, pouze u Zn a Fe vykazují stanice VÚV vyšší hodnoty.

Změny zásoby prvků v půdě a celém ekosystému je možno předpokládat z bilance jejich toku. Výsledky získané ve smrkovém porostu na Želivce je možno konfrontovat s údaji z porostu v Rájci-Jestřebí, který leží ve stejném vegetačním stupni. Humusový horizont obdobně zvyšoval tok Mn, poutal Zn a na rozdíl od Želivky poutal i Fe. Celkové působení porostu a půdy se projevilo akumulací Fe a Zn a ochuzováním ekosystému o Mn. Ve smrkovém ekosystému v Sollingu přináší vyšší srážky do půdního subsystému i více Fe, Mn a Zn (tab. V). Horizont A₀ snižoval tok Fe a především Zn a vázal i další kovy jako Cr, Ni, Pb, Cd a naopak působil na zvýšení pohybu Al. Působení celého ekosystému ukazuje na vymývání Al a Mn a na akumulaci Fe, Zn a dalších těžkých kovů (Heinrichs a Mayer 1977).

Vstup Fe, Mn, Zn do smrkového porostu na Moldavě a také jejich ztráty pod horizontem B jsou nižší než v Sollingu. Al projevuje naopak vyšší dynamiku (Heinrichs a Mayer 1977).

V odběrech humusu a půdy z let 1972 až 1977 nebyly většinou těžké kovy stanoveny. Proto nám nemohou starší výsledky rozborů posloužit pro posouzení vývoje jejich zásoby. Vliv znečištění ovzduší na dynamiku zásoby těchto prvků můžeme odvozovat ze srovnání údajů získaných ve smrkových porostech rozdílného stupně zasažení spady.

Pro porovnání poměrů v zásobě těžkých kovů v půdách našich ploch mohou sloužit také údaje ze smrkových porostů v Sollingu (Heinrichs a Mayer 1977). V humusovém horizontu na Želivce byly stanoveny podstatně vyšší koncentrace Mn a v porostech s podzolovanými půdami na Moldavě a Kvildě naopak nižší. Koncentrace Cr, Cu, Zn a především Pb byly zjištěny v jednotlivých humusových vrstvách vyšší v Sollingu (A₀₁ 300 ppm, A₀₂ 450 ppm, A₀₃ 465 ppm Pb). Fe a Ni jsou zastoupeny přibližně ve stejném množství. Vyšší obsahy Cr, Cu a Pb odpovídají i vyšším spadům v Sollingu oproti hodnotám uváděným ze stanic VÚV (Š k o d a 1980).

Zajímavé výsledky výzkumu vývoje zásoby Pb, Zn a Cu v pokryvném humusu porostů vejmutovky ve státě Massachusetts (USA) uvádějí S i c c a m a a kol. (1980). V letech 1962 až 1978 se v humusovém ho-

rizontu této dřeviny průkazně zvýšily koncentrace i celkový obsah Pb a průkazně poklesly koncentrace Zn a Cu. Průměrné hodnoty u Pb dosáhly stejné výše jako námi zjištěné koncentrace, u Zn a Cu byly nižší než v humusech porostů smrku ve Slavkovském lese nebo na Želivce. Autoři vysvětlují tento trend vývoje omezením spalování uhlí před 30 až 40 roky a přechodem na využívání ropných produktů a růstem spotřeby paliv motorových vozidel. Tento zvrát ve znečištění ovzduší USA dokládají též změnou obsahu dotyčných kovů v usazeninách na dnech jezer.

Z oblasti relativně čistého ovzduší, z Valdaje v SSSR, uvádějí výsledky rozborů humusu a půdy Bělicyna a Jepišina (1976). V pokryvném humusu drnopodzolové oglejené půdy byly koncentrace Cr 15 ppm, Ni 752 ppm, Cu 10 ppm a Mn 1452 ppm. V humusu hnědé lesní půdy 20 ppm Cr, 404 ppm Ni, 16 ppm Cu a 1374 ppm Mn. Tyto výsledky jsou nejbližší koncentracím v humusu ze Želivky, pouze obsah Ni je udáván o jeden řád vyšší.

Údajů o obsahu přístupných forem kovů v humusu a půdách lesních porostů je poměrně málo. Aubert a Pinta (1977) podávají přehled o obsahu těžkých kovů shromážděním literárních pramenů z celého světa, výsledků dotýkajících se lesních půd je však relativně málo. V podzolovaných půdách je obsah přístupného Cr, Cu, Ni v setinách nebo desetínách ppm, což činí z celkového obsahu u Cr 0,01–0,04 %, u Cu 0,8–1,2 %. Vyšší obsahy byly zjištěny u Mn, Zn a Pb, podíl rozpustných forem dosahoval u Mn 16–88 %, u Zn 5–25 % (i více) a u Pb 4–12 % celkového množství. Maximální koncentrace Mn a Zn se vyskytují v humusových a podzolových akumulacích horizontech. Ve slabě diferencovaných půdách je rozložení Mn prakticky stejné ve všech horizontech.

Vyluhování Mn z pokryvného humusu, pohyb Fe v zóně pohybu humusových látek, tendence k zadržování Zn v povrchových horizontech půdy a současně i rozdíly v zásobě těžkých kovů v humusu a půdách jednotlivých sledovaných ploch vysvětlují práce zabývající se mechanizmy vazby těchto prvků v půdním materiálu. Zyrin a kol. (1979) uvádějí, že vazba těžkých kovů na jílové minerály je slabá. Oxidy Fe a Al mají podle téhož autora schopnost výměnné vazby s Co, Cu, Mn, Zn, avšak při nízkých hodnotách pH půdního prostředí silně poklesá. U zinku začíná při pH 5, takže se v kyselých povrchových půdních horizontech téměř neuplatňuje a Zn je velmi mobilní. Naopak největší pohyblivost Cu probíhá podle Zyrina a kol. (1979) při pH 5 až 6.

Četné jsou práce pojednávající o vazbě těžkých kovů na humusové látky. Irwing a Williams (1948) uvádějí kovy podle pevnosti vazby v půdními organickými látkami do popředí $Cu > Ni > Co > Zn > Fe > Mn$. S humínovými kyselinami má Cu největší pevnost vazby při pH 2,5 až 3,5 (Manskaja a Drozdová 1964). Podle Bremnera a kol. (1946) se Mn váže na bílkoviny, aminokyseliny a s organickými kyselinami na základě iontové vazby, tyto sloučeniny jsou lehce rozpustné ve vodě. Vazbu kovů v humusových látkách zkoumali Schnitzer a Kerndorff (1980), kteří zjistili v humínových kyselinách sedimentů znečištěných oblastí vyšší obsahy kovů ve srovnání s nezasazenými oblastmi. Největší zastoupení Fe, Cu, Zn a nejnižší Hg, Pb, Mn vykazovaly humínové kyseliny, podobně i fulvokyseliny.

ny obsahovaly relativně vyšší koncentrace Al, Fe, Cr a pouze malá množství Hg a Mn. Také v humínových kyselinách izolovaných z půd neznečištěných oblastí je Fe vázáno ve velkém množství. Rovněž koagulační křivky ukazovaly, že největší schopnost k vysrážení humínových kyselin mají Cu, Cr, Fe, oproti tomu Mn, Co, Ni tuto schopnost téměř nemají, a proto jsou jejich komplexy snadněji rozpustné ve vodě. Vazba a dynamika těžkých kovů v půdě závisí na jejím pH a redoxpotenciálu (Heinrichs a May'er 1977). Moore (1973) uvádí, že rozpustnost Pb vzrůstá na čtyřnásobek při poklesu pH prostředí z hodnoty 6 na 4. Zvýšené vymývání Al v půdách na Moldavě je způsobeno okyselením rhizosférických částí profilů. V oblasti pH 4,2–2,8 narůstá s poklesem pH koncentrace Al v půdní vodě, takže tento kov je převládajícím kationtem (Ulrich a kol. 1981).

Pohyb Fe je spojen s pohybem humusových látek, vysoký podíl přístupného Fe v půdních výluzích je zapříčiněn tvorbou komplexů ve vodě nerozpustných oxidů Fe s kyselinou citrónovou (Schwertmann a kol. 1968).

ZÁVĚRY

Výzkum dynamiky těžkých kovů byl konán v půdách pod smrkovými porosty a sečemi na výzkumných objektech Želivka a Moldava. Obsahy těžkých kovů a hliníku v humusu a půdě byly stanoveny i na dalších výzkumných plochách.

Ve srážkové vodě byly zjištěny nejvyšší koncentrace Fe a Zn na Želivce. Celkové množství obou prvků ve srážkách je vzhledem k vyššímu ročnímu úhrnu srážek na Moldavě na obou plochách vyrovnané. Příliv Mn byl vyšší na Želivce. V okapové vodě pod korunami smrku bylo zachyceno více Fe a Zn na ploše Moldava, vlivem vyššího suchého spadu obou prvků. Celkové množství Mn přinášené okapovou vodou do půdy bylo vyšší pod smrkovým porostem na Želivce. Při hodnocení okapové vody pod porosty s rozdílným zápojem korun a věkem se projevil vliv listové plochy na vymývání Mn a znečištění prostředí spolu s exponovaností porostů na obohacování srážkové vody Fe a Zn.

Pod porostem na Želivce je z pokryvného humusu vymýván gravitační vodou Mn a Fe a v tomto horizontu je poután Zn. V minerální půdě nastává intenzivní snižování dynamiky všech tří sledovaných kovů. Stejný proces probíhá i na holé seči. V humusovém horizontu pod porostem na Moldavě jsou zadržovány Fe a Zn a je vymýván Mn. V minerální půdě je s hloubkou profilu intenzivně snižován tok Fe s gravitační vodou a méně zřetelně i tok Mn a Zn. Na holé seči vyluhuje gravitační voda z humusového horizontu s paseční vegetací Fe, Zn i Mn a v minerální půdě je poutáno pouze Fe. Dynamika Al se zvyšovala pod porostem i na seči v pokryvném humusu a půdě.

V pokryvném humusu silně poškozeného porostu na Moldavě byla nejnižší koncentrace Mn, Zn, Pb, Ni. Nízký obsah těžkých kovů byl také v humusu z Kvildy. Největší koncentrace Mn jsou obsaženy v humusovém horizontu půd na Želivce, u Cr, Cu, Fe, Zn na Hruškové, ve zřetelně poškozovaném porostu relativně blízko zdrojům imisí. Obsahy kovů vyluhovaných 1% kyselinou citrónovou ukazují též nízkou zásobu

přístupného Mn na Moldavě (i Kvildě), vysoký obsah rozpustného Fe při povrchu půdního profilu a Al v hlubších horizontech.

Relativně vyrovnané obsahy těžkých kovů v humusu výzkumných ploch VŮLHM odpovídají i relativně málo odlišným hodnotám mokrých spadů Cr, Cu, Mn, Pb v oblastech rozdílného znečištění ovzduší. Vyšší spád Zn je spojen i s přílivem kyselých spadů, které ovlivňují jeho dynamiku. Nižší vyluhování Mn z korun na Moldavě je zřejmě podmíněno i podstatně nižším zastoupením tohoto prvku v ekosystému. Obsah těžkých kovů ve vodách a půdách na našich plochách nepřekračují hodnoty zjišťované na jiných pracovištích v oblasti globálního znečištění ovzduší severní části Evropy a východní části Severní Ameriky. Je samozřejmé, že v okolí větších zpracovatelských závodů těžkých kovů a hliníku existují jiné poměry v dynamice a zásobě těchto prvků v lesních ekosystémech než v oblastech znečišťovaných spalováním převážně hnědého uhlí.

Došlo dne 20. 9. 1982

Literatura

- ANDRESEN, A. M. — JOHNSON, A. H. — SICCAMA, T. G.: Levels of lead, copper, and zinc in the forest floor in the northeastern United States. *J. Environ. Qual.* 9, 1980, s. 293-296
- AUBERT, H. — PINTA, M.: Trace elements in soils. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam - Oxford - New York 1977
- BĚLICYNÁ, G. D. — JEPIŠINA, L. B.: Mikroelementnyj sostav počv jėlnikov-kysličníkov Valdajskovo stacionara. Počvy i produktivnost rastiťelnych soobčestv, s. 97-107, Izd. Mosk. univ., 1976
- BREMNER — HEINTZE — MANN in Zyrin a kol., 1979
- HEINRICHS, H. — MAYER, R.: The role of forest vegetation in the biogeochemical cycle of heavy metals. *J. Environ. Qual.* 9, 1980, s. 111-118
- HEINRICHS, H. — MAYER, R.: Distribution and cycling of major and trace elements in two central European forest ecosystems. *J. Environ. Qual.* 6, 1977, s. 402-407
- HØILAND, K. — OFTEDAL, P.: Lead tolerance in *Deschampsia flexuosa* from a naturally lead polluted area in S Norway. *Oikos* 34, 1980, s. 168-172
- HUTCHINSON, T. C. — WHITBY, L. M.: A study of airborne contamination of vegetation and soils by heavy metals from the Sudbury, Ontario, copper-nickel smelters. Symposium Trace Substances in Environmental Health — VII., University of Missouri, Columbia, 1974, s. 175-178
- IRWING — WILLIAMS in Zyrin a kol., 1979
- KOCH, M.: Některé aspekty dynamiky manganu a zinku v lesním ekosystému. Autoreferát disertace k získání vědecké hodnosti kandidáta věd. Vysoká škola zemědělská, fakulta lesnická Brno 1980
- LOCHMAN, V.: Dynamika biogenních prvků v půdě smrkového porostu a na holé seči. *Lesnictví* 26, 1980, s. 577-586
- LOCHMAN, V.: Změny půdních ekologických podmínek, zejména chemismu půd, v lesích zasažených průmyslovými imisemi. *Lesnictví* 27, 1981, s. 699-714
- LOCHMAN, V. — LANGKRAMER, O. — LETTL, A.: Okyselování vody a lesní půdy kyselými srážkami. *Lesnictví* 27, 1981, s. 577-590
- MANŠKAJA — DROZDOVA in Zyrin a kol., 1979
- MAYER, R. — HEINRICHS, H.: Gehalte von Baumwurzeln an chemischen Elementen entschliesslich Schwermetallen aus Luftverunreinigungen. *Z. Pflanzenern. Bodenkund.* 144, 1981, s. 637-646
- MOORE, M. R.: Plumbosolvency of wastes. *Nature Lond.* 243, 1973, s. 222-223
- PEIRSON, D. H. — CAWSE, P. A.: Trace elements in the atmosphere. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B* 288, 1979, s. 41-49
- PREININGEROVÁ, B.: Migrace prvků atmosférou. Etapová závěrečná zpráva ÚKE ČSAV Průhonice 1980

- SCHNITZER, M. — KERNDORFF, H.: Effects of pollution on humic substances. J. Environ. Sci. Health, B 15, 1980, s. 431-456
- SCHWERTMANN, U. — FISCHER, W. R. — PAPENDORF, H.: The influence of organic compounds on the formation of iron oxides. Int. Congr. Soil Sci. Trans. 9th Adelaide 1968, I, s. 645-665
- SICCAMA, T. G. — SMITH, W. H.: Changes in lead, zinc, copper, dry weight, and organic matter content of the forest floor of white pine stands in central Massachusetts over 16 years. Environmental Sci. Technol. 14, 1980, s. 54-56
- ŠKODA, J.: Výzkum látkového obsahu srážkových vod s přihlédnutím k obsahu stopových prvků. Závěrečná zpráva etapového úkolu VÚV Praha-Podbaba, 1980
- ULRICH, B. — MAYER, R. — KHANNA, P. K.: Deposition von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt Bd 58, Frankfurt am Main, 2. Auflage 1981
- ZYRIN, N. G. — MOTUZOVA, G. V. — SIMONOV, A. I.: Mikroelementy B, Mn, Cu, Zn v počvach Zapadnoj Gruzii. Soděržaniye i formy mikroelementov v počvach, s. 3-159, Izd. Mosk. Univ., 1979

ЛОХМАН, В. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady). Динамика и запас некоторых тяжелых металлов и алюминия в почвах еловых насаждений в областях с разной степенью загрязнения атмосферы. Lesnictví, 29, 1983 (8): 659-672.

В работе оценивается динамика Fe, Mn, Zn и Al в связи с движением атмосферной и гравитационной воды в еловых насаждениях и их почвах. Исследования состава воды производили в насаждении и на площади сплошной рубки в объекте Желивка (на илиммеризованной бурой лесной почве) в области слабо загрязненной атмосферы, без явных признаков повреждения ели, а также в сильно поврежденном ельнике и на площади сплошной рубки в области загрязнения атмосферы на Молдаве в Крушных горах (на подзолистой бурой лесной почве). В работе упоминается также общее содержание некоторых тяжелых металлов и алюминия в гумусе упомянутых площадей, а также других насаждений с разной степенью повреждения хвой.

Общее количество железа, марганца и цинка, которое попадает в почву в виде мокрых имисий с осадками на обеих площадях особенно не отличается. В скапывающей воде проявились влияния размера листовой поверхности на вымывание марганца и степень загрязнения атмосферы и экспонируемости насаждения в отношении направления воздушного течения на обогащение железом и цинком. Под пологом насаждения и на сплошной лесосеке в объекте Желивка из гумусного горизонта выделяется больше марганца и железа, чем сколько попадает в почву с осадочной и скапывающей водой, цинк, наоборот, задерживается. В минеральной почве динамика приведенных металлов сильно сокращается. В гумусном горизонте под сильно поврежденным насаждением на Молдаве улавливаются железо и цинк и гравитационной водой вымывается только марганец. В минеральной почве интенсивно снижается поток Fe, движения Mn и Zn гораздо выше. На сплошной лесосеке на Молдаве из гумусного горизонта с вегетацией на сплошной лесосеке гравитационной водой вымывается больше Fe, Mn, Zn, чем сколько в почву попадает с мокрыми имиссиями, и в минеральном почвенном профиле связывается только Fe. Динамика Al на обеих экспериментальных площадях на Молдаве повышалась с глубиной почвенного профиля.

Общее содержание тяжелых металлов в покровном гумусе (A_0) имиссиями сильно поврежденных площадей в бассейне Молдавы было ниже, чем на остальных площадях. Низкое содержание тяжелых металлов было установлено также в гумусном горизонте из Квилянды. Наибольшие концентрации Mn содержатся в гумусном горизонте на Желивке, у Cr, Cu, Fe и Zn на Грушковой в отчетливо повреждаемом насаждении, находящемся относительно близко от источников имиссий. В гумусе и почвах площадей на Молдаве установлены также низкий запас доступного Mn, высокое содержание доступного Fe при поверхности почвы и Al в более глубоких горизонтах.

Относительно выравненные содержания некоторых тяжелых металлов в гумусе научно-исследовательских площадей отвечают также сравнительно мало отличающимся значениям мокрых имиссий Cr, Cu, Mn, Pb в областях разного загрязнения атмосферы, прежде всего, в результате сжигания бурого угля. Повышенные имиссии Zn связаны с повышенными имиссиями кислотных компонентов, влияющих на их динамику. Даже при сильном действии имиссий на динамику и запас тяжелых металлов проявляются по существу природные почвенно-генетические факторы.

имиссия; ель; лесные почвы; железо; марганец; цинк; алюминий

LOCHMAN, V. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště-Strnady). *Dynamics and Reserve of Heavy Metals and Aluminium in the Soils of Spruce Stands at Localities with Different Degrees of Air Pollution*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 659-672.

Dynamics of Fe, Mn, Zn and Al is evaluated in relation to the circulation of precipitation and gravitational water in spruce stands and the percolation in the soils of these stands. Research on water composition was conducted in a forest stand and on a clearing at the Želivka locality (on illimerized brown forest soil) in the area with weak air pollution, without any symptoms of spruce damage, and in a heavily damaged stand and on a clearing in the area with air pollution at Moldava in the Ore Mts. (podzolized brown forest soil). The total content of heavy metals and aluminium is also evaluated in the humus on the above areas and from other forest stands with different degrees of needle damage.

There were observed no great differences in the total contents of Fe, Mn, Zn from wet deposition by rainfall on both areas. In the water dripping from the foliage of trees, Mn leaching was influenced by the leaf area size, the enrichment with Fe and Zn was influenced by a degree of air pollution and exposure of trees to the air flow. More Mn and Fe is transported from the humus horizon in the forest stand and on the clearing at the Želivka locality than is supplied by precipitation and dripping water, Zn is retained. Dynamics of the metals slows down strongly in mineral soil. In the humus horizon under the heavily damaged forest stand at Moldava Fe and Zn are intercepted, only Mn is leached by gravitational water. In the mineral soil, the flow of Fe is intensively reduced, Mn and Zn transport is much higher. In the clearing at Moldava, higher amounts of Fe, Mn, Zn are leached by gravitational water from the humus horizon covered with clearing vegetation than are the amounts supplied by wet deposition, in the mineral soil profile only Fe is bound. Al dynamics accelerated on both research areas at Moldava with the lower depth of soil profile.

The total content of heavy metals in the surface humus (A_0) on the areas exposed to immissions near Moldava was lower than on the other areas. A low content of heavy metals was also recorded in the humus horizon from Kvilda. The highest Mn concentrations were found in the humus horizon at the Želivka locality, the highest concentrations of Cr, Cu, Fe and Zn at Hrušková were recorded in the severely damaged forest located relatively near the emission sources. In the humus and soils of the areas at Moldava, the reserve of available Mn is at low layers, the high content of available Fe is in the surface soil and Al content in deeper horizons.

Relatively balanced contents of heavy metals in the humus of the research areas correspond to relatively little different values of wet depositions of Cr, Cu, Mn, Pb in the areas with different degrees of air pollution caused mainly by brown-coal burning. Higher Zn deposition relates to higher deposition of acid components influencing its dynamics. Even though the action of emissions on the dynamics and reserve of heavy metals is strong, natural pedogenetic factors play a decisive role.

immissions; spruce; forest soils; iron; manganese; zinc; aluminium

Adresa autora:

Ing. Václav Lochman, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jíloviště - Strnady, 255 01 Praha 5 - Zbraslav

OKYSELOVÁNÍ LESNÍCH PŮD KYSELÝMI SRÁŽKAMI V OBLASTI ŽDÁRSKÝCH VRCHŮ NA ČESKOMORAVSKÉ VRCHOVINĚ

J. Pelíšek

PELIŠEK, J. (Lesnická fakulta VŠZ, Brno). *Okyselování lesních půd kyselými srážkami v oblasti Ždárských vrchů na Českomoravské vrchovině*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 673-682.

Ve vrcholovém pásmu Českomoravské vrchoviny v oblasti Ždárských vrchů byly sledovány změny aktivní půdní kyselosti (reakce) pH-H₂O v letech 1940—1982, tedy za období 42 let v souvislosti s problematikou kyselých srážek. V nadmořských výškách 720—837 m bylo otevíráno vždy 28 půdních sond a odebráno vždy 94 půdních vzorků pro laboratorní měření. Měřeno v půdách pod smrkovými porosty v roce 1940, 1965, 1973 a 1982. Změny acidity zjišťovány v lesních oblastech v měsících červenci nebo v srpnu. Výzkumné práce byly konány na železitých podzolech, rezivých (hnědozemních) lesních půdách, rendzinách, semiglejích a půdách rašeliništních. Byly to půdy kyselé až velmi kyselé. V období 1940—1965 bylo jen malé zvýšení kyselosti, a to ve vrstvách povrchového humusu v průměru o 0,09—0,17 pH-H₂O, tj. 2,0—4,4 ‰. V letech 1965—1973 došlo k náhlému zvýšení kyselosti, a to v povrchových vrstvách o pH-H₂O 0,34—0,56, tj. 6,6—8,0 ‰. V období 1973—1982 bylo zjištěno jen mírné zvyšování kyselosti v rozmezí 1,3—3,3 ‰. Nápadně silné zvýšení kyselosti v letech 1965—1973 ukazuje na náhlý a silný spad kyselých srážek (exhalátové formy) s mírným stoupáním okyselování v dalším období (1973—1982) jen o 1,3—3,3 ‰. Je to prvé zjištění škodlivého okyselování lesních půd působením spadu kyselých dešťů ve vrcholové oblasti Českomoravské vrchoviny.

imise; pedologie lesnická; okyselování lesních půd; smrk

Reakce půd (aktivní i výměnná) je velmi důležitou složkou půdního prostředí jak pedogeneticky, tak i ekologicky. Je ovlivňována řadou činitelů přírodních (mateční hornina, vegetace, lesní porosty, vodní a teplotní režim půd aj.) i různými zásahy člověka, jako minerální hnojení, obdělávání půd různými agrotechnickými způsoby aj.

V posledních letech výrazně ovlivňují a pozměňují půdní reakci zejména plynné průmyslové exhaláty, které jsou pak atmosférickými srážkami strhovány na lesní půdy, porosty, do řek, vodních nádrží aj. Jsou dnes označovány jako kyselé srážky a jejich účinky jsou intenzívně studovány, zejména v zahraničí. Tyto kyselé deště obsahují hlavně sloučeniny síry, dusíku, fluóru, bóru, dále pak některé těžké kovy (olovo, zinek, měď, kadmium aj.) a organické látky, zejména s podíly dusíku. Větrnými proudy se dostávají na velké vzdálenosti u nás i v zahraničí jako škodlivé produkty průmyslového rozvoje. Ze zahraničí je např. popsáno okyselování jezer v Norsku a Švédsku a jako příčiny jsou uváděny hlavně exhaláty ve formě kyselých srážek z průmyslových oblastí Anglie, NSR, NDR, ČSSR a PLR. Československo dostává také značné dávky těchto exhalátových škodlivin zejména ze západu působením západních větrů

Donedávna se uvádělo, že ČSSR je jen lokálně postihováno kyselými srážkami exhalátového typu, ale poslední výzkumné práce na

půdách a lesních porostech ukazují, že celé území ČSSR je již postižováno, i když v různé intenzitě. Oblast Československé vrchoviny byla považována na území neovlivňované nebo jen velmi slabě zasažené exhaláty ve formě kyselých srážek. Dílčí studie však ukazují, že tato oblast je také v posledních letech již postižována těmito kyselými dešti exhalátového typu.

METODIKA A POPIS OBLASTI

Na Českomoravské vrchovině v oblasti Žďárských vrchů (dnes Chráněná krajinná oblast Žďárské vrchy) byla sledována dynamika průběhu změn půdní kyselosti v lesních oblastech pod smrkovými porosty. První měření byla konána v roce 1940 zároveň s výzkumem lesních půd této oblasti. Otevřeno bylo tehdy celkem 28 půdních sond v nadmořských výškách 720–837 m a odebráno pro měření 94 půdních vzorků. Další měření kyselosti byla uskutečňována v letech 1965, 1973 a 1982 na stejných místech. Údaje o změnách kyselosti byly získány v letech 1940–1982, tj. za 42 let a představují 376 měření.

Studovaná oblast Žďárských vrchů tvoří část vrcholového pásma Českomoravské vrchoviny v nadmořských výškách asi 700–837 m. Geologicky je tvořena hlavně krystalinickými horninami s převahou rul. Jako ostrůvky nalézají se tu amfibolity a amfibolické břidlice, serpentinity, krystalinické vápence, sprašové hlíny a aluviální sedimenty podél vodních toků. Roční průměrné teploty jsou v rozmezí 5,0–6,3 °C a průměrné roční množství srážek je asi 800–900 mm. Jako hlavní půdní typy jsou zde zastoupeny železité a humusoželezité podzoly, okrové a rezivé (hnědozemní) lesní půdy, hnědé rendziny na serpentinitech, dále pak půdy semiglejové, glejové a rašeliništní.

VÝSLEDKY

POMĚRY PŮDNÍ AKTIVNÍ KYSELOSTI pH-H₂O V ROCE 1940

V srpnu 1940 byl konán výzkum lesních půd v oblasti Žďárských vrchů, přičemž byla také měřena aktivní i výměnná kyselost. Zvýšená pozornost byla věnována hlavně aktivní aciditě, protože je to důležitá ekologická hodnota půdního prostředí lesních půd, která ovlivňuje i koloběh živin v přírodním systému půda – lesní porost, a tím do značné míry i výživu lesních porostů.

Otevřeno bylo celkem 28 půdních sond a pro laboratorní zpracování odebrány 94 půdní vzorky. Pro charakteristiku železitých podzolů na rulách bylo otevřeno 6 půdních sond a odebrány 24 vzorky. Aktivní acidita povrchových humusů A₀ byla v rozmezí pH-H₂O 3,42–3,69, podložní humózní horizont A_h měl reakci 3,63–3,75, spodní vybělené horizonty vykazaly reakci v rozmezí 3,92–4,08 a v podložních rezivých horizontech B 4,23–4,42. Jsou to tedy půdy silně kyselé. Také humusoželezité podzoly na rulách jsou silně kyselé s malými rozdíly v aktivní reakci od železitých podzolů. Maximální kyselost byla v povrchových humusových vrstvách a dospodu relativně mírně ubývala.

Ze skupiny hnědých lesních půd byla měřena kyselost rezivých lesních půd. Otevřeno bylo celkem 10 půdních sond a pro laboratorní rozbor bylo odebráno 25 půdních vzorků. Aktivní acidita povrchových humusů byla naměřena 3,51–3,64 pH-H₂O, v podložních humózních vrstvách A_h 3,74–3,82 a v dalších podložních rezivých horizontech (B) 4,12–4,36. Jsou to opět půdy silně kyselé.

Na serpentinitech s vysokým obsahem hořčíku jsou zde vyvinuty

hnědé rendziny. Otevřeny byly 4 sondy a odebráno 12 půdních vzorků. Povrchové humusy vykazaly aktivní aciditu pH-H₂O 4,34—4,51, podložní horizonty A pH-H₂O v rozmezí 6,37—6,49. Povrchové humusové horizonty jsou kyselé, podložní pak mírně kyselé až neutrální. Výrazně se tu projevila vliv silného chemismu půdotvorné horniny, serpentinitu s obsahem hořčíku.

Z hydromorfních půd byly studovány semigleje. Povrchové humusy A₀ měly aktivní reakci pH-H₂O 3,68—3,90, podložní oglejené horizonty A_g 5,12—5,30 a mokré podložní zelenošedé glejové horizonty G 5,26—5,46. Povrchové humusové horizonty jsou silně kyselé, podložní horizonty oglejené a glejové jsou kyselé.

V rašeliništních půdách byly otevřeny 2 sondy; svrchní vrstvy měly aktivní reakci 5,10—5,42, podložní pak 5,54—5,81. Byly to půdy kyselé až mírně kyselé.

POMĚRY AKTIVNÍ PŮDNÍ KYSELOSTI pH-H₂O V ROCE 1965

V roce 1965, tedy po 15 letech, byly měřeny půdní vzorky z uvedených půdních typů na stejných místech jako v roce 1940.

Vrstvy povrchových humusů u železitých podzolů vykazaly aktivní reakci pH-H₂O v rozmezí 3,34—3,58, tj. zvýšení acidity oproti roku 1940 o 0,08—0,11, tj. v průměru o 2,5 %. V podložních humózních horizontech A_h bylo zjištěno zvýšení kyselosti o 0,50—0,06 pH-H₂O (zvýšení v průměru o 1,3 %, ve vybělených a ochuzených vrstvách A₂ zvýšení jen o 0,03—0,05 pH-H₂O [tj. v průměru zvýšení o 1 %] a nejmenší zvýšení acidity se projevilo v podložních horizontech B o 0,02—0,04 pH-H₂O, což je v průměru zvýšení o 0,8 %. Maximální zvýšení acidity se objevilo ve vrstvách povrchového humusu v průměru o 2,5 % a nejmenší pak ve spodinových horizontech B v průměru o 0,8 %.

U rezivých lesních půd bylo zjištěno průměrné zvýšení kyselosti v povrchových humusech v průměru o 0,14 pH-H₂O, tj. o 3,9 %, v podložním humózním horizontu A_h o 0,10 [tj. 2,6 %] a v dalším horizontě (B) o 0,06, což je zvýšení o 1,4 %. Kyselost se v těchto půdách od shora do spodin zvýšila v rozmezí 3,9—1,4 %.

U půd typu rendzin na serpentinitech bylo zjištěno zvýšení kyselosti v povrchových vrstvách o 0,15 pH-H₂O [2,0 %] a v podloží o 0,06 pH-H₂O, tj. 0,9 %. Zvýšení profilové kyselosti činilo jen 0,9 až 2,0 %.

U semiglejových půd se objevilo ve vrstvách povrchových humusů zvýšení kyselosti o pH-H₂O 0,17, tj. 4,4 %, v podložních oglejených horizontech zvýšení o 0,13 [tj. 2,5 %] a ve spodinových mokrých glejových horizontech G jen 0,09, což je zvýšení o 1,5 %. Celkové zvýšení kyselosti se pohybovalo u těchto půd v rozmezí 1,5—4,4 %.

U rašeliništních půd se zvýšila aktivní půdní kyselost o pH-H₂O 0,11—0,15, tj. o 2,0—2,8 %. Nejmenší zvýšení acidity bylo zjištěno u půd na serpentinitech v rozmezí 0,9—2,0 % a u půd rašeliništních o 2,0 až 2,8 %.

POMĚRY AKTIVNÍ PŮDNÍ KYSELOSTI pH-H₂O V ROCE 1973

V roce 1973, tj. po 33 letech, byla opět zjišťována kyselost půdních typů na stejných lokalitách jako v letech 1940 a 1965.

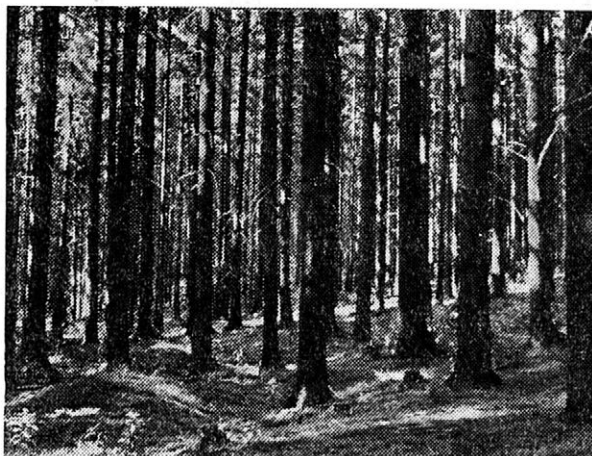
I. Výsledky měření aktivní kyselosti lesních půd v oblasti Žďárských vrchů na Českomoravské vrchovině za leta 1940 až 1982.
— The results of the measurement of the active acidity of forest soils in the region of the Žďárské Hills in the Bohemian-Moravian Uplands for the period from 1940 to 1982

Půdy	Horizont	1940 pH	1965		1973		1982		
			pH	rozdíl 1940—1965	pH	rozdíl 1940—1973	pH	rozdíly 1973—1982	1940—1982
Podzoly železité	A ₀	3,42—3,69	3,34—3,58	0,08—0,11	3,10—3,32	0,32—0,37	2,99—3,20	0,11—0,12	0,34—0,49
	A _n	3,68—3,75	3,63—3,69	0,05—0,06	3,48—3,51	0,20—0,24	3,38—3,39	0,10—0,12	0,30—0,36
	A ₂	3,92—4,08	3,89—4,03	0,03—0,05	3,76—3,89	0,16—0,19	3,68—3,80	0,08—0,09	0,24—0,28
	B	4,23—4,42	4,11—4,38	0,02—0,04	4,13—4,30	0,10—0,12	4,09—4,23	0,04—0,07	0,14—0,19
Rezivé lesní půdy	A ₀	3,51—3,64	3,39—3,48	0,12—0,16	3,15—3,22	0,36—0,42	3,05—3,11	0,10—0,11	0,46—0,53
	A _n	3,74—3,82	3,66—3,70	0,08—0,12	3,49—3,50	0,25—0,32	3,40—3,47	0,03—0,09	0,28—0,35
	(B)	4,12—4,36	4,08—4,26	0,04—0,08	3,98—4,16	0,14—0,20	3,80—4,06	0,08—0,10	0,22—0,30
Rendziny	A ₀	4,34—4,51	4,24—4,43	0,08—0,10	4,16—4,30	0,18—0,21	4,11—4,25	0,05—0,06	0,23—0,26
	A	6,37—6,49	6,30—6,44	0,05—0,07	6,23—6,03	0,14—0,19	6,22—6,29	0,01—0,02	0,15—0,20
Semigleje	A ₀	5,68—3,90	3,53—3,71	0,15—0,19	3,28—3,46	0,40—0,44	3,23—3,40	0,05—0,66	0,45—0,50
	A _g	3,12—5,30	5,01—5,15	0,11—0,15	4,81—4,94	0,31—0,36	4,78—4,92	0,02—0,03	0,34—0,38
	G	5,26—5,46	5,18—5,36	0,08—0,10	5,16—5,31	0,10—0,15	5,14—5,30	0,01—0,02	0,12—0,16
Rašeliništní půdy	A ₀	5,10—5,42	4,97—5,25	0,13—0,17	4,56—4,84	0,54—0,58	4,50—4,76	0,06—0,09	0,60—0,66
	A	5,54—5,81	5,44—5,69	0,10—0,12	5,04—5,28	0,50—0,53	4,99—5,23	0,04—0,05	0,55—0,58

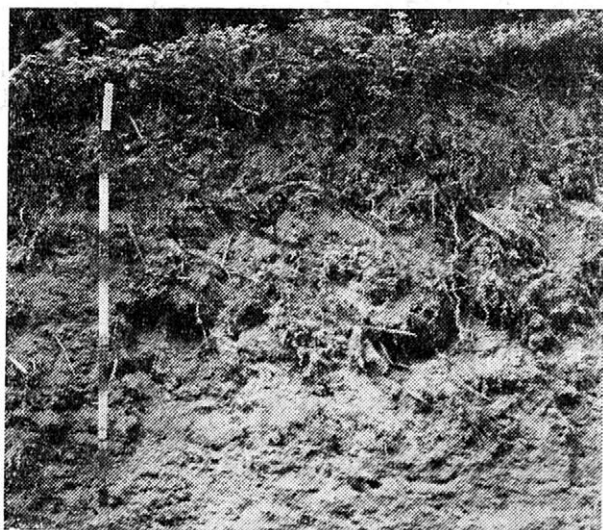
1. Oblast Žďárských vrchů postihovaná kyselými srážkami. — The region of the Žďárské Hills affected by acid rains



2. Smrčina na pokusné ploše v oblasti Žákovy hory pro měření účinků kyselých srážek v letech 1940—1982. — A spruce stand at the test site in the region of the Žákova hora used for the measurement of the effect of acid rains in 1940—1982



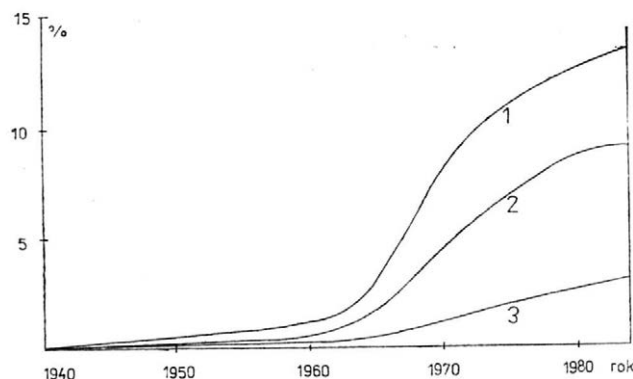
3. Rezivá lesní (hnědozemní) půda na rule na pokusné ploše v oblasti Nového Města na Moravě. — Rusty (brown) forest soil on gneiss at the test site in the area around Nové Město in Moravia



II. Zvyšování aktivní kyselosti v ‰ v lesních půdách Žďárských vrchů na Českomoravské vrchovině v letech 1940—1982. — The increase in the active acidity (‰) of the forest soils of the Žďárské Hills in the Bohemian-Moravian Uplands in 1940—1982

Půdy	Horizonty	Zvýšení kyselosti pH – H ₂ O v letech 1940—1982 v ‰			
		1940—1965	1965—1973	1973—1982	1940—1982
Železité podzoly	A _o	2,5	7,2	3,3	13,6
	A _h	1,3	4,7	3,0	9,0
	A ₂	1,0	3,5	1,5	6,0
	B	0,8	1,7	1,4	3,9
Rezivé lesní půdy	A _o	3,9	6,9	2,8	13,6
	A _h	2,6	4,5	1,3	8,4
	(B)	1,4	2,7	2,2	6,3
Hnědé rendziny	A _o	2,0	2,5	0,7	5,2
	A	0,9	1,6	0,3	2,8
Semigleje	A _o	4,4	6,6	1,6	12,6
	A _g	2,5	3,5	0,6	6,7
	G	1,5	1,7	0,4	2,6
Rašeliništní půdy	A _o	2,8	8,0	1,3	12,1
	A	2,0	7,2	0,9	10,1

Vrstvy povrchových humusů u železitých podzolů měly aktivní kyselost v rozmezí 3,10—3,32 pH-H₂O, tj. zvýšení acidity od roku 1940 v průměru o 9,7 ‰ a od roku 1965 o 7,2 ‰. U podložních humózních horizontů A_h činilo zvýšení acidity od roku 1940 v průměru 6 ‰ a od roku 1965 4,7 ‰. Ve vybělených horizontech A₂ byla kyselost zvýšena od roku 1940 o 6,0 ‰ a od roku 1965 o 3,5 ‰. Ve spodinových horizontech B se ukázalo zvýšení okyselení od roku 1940 jen o 2,5 ‰, od roku 1965 jen o 1,7 ‰. Celkové zvýšení kyselosti v celých těchto podzolvých



4. Průběh okyselování železitých podzolů na rulách kyselými srážkami ve vysočině oblasti Žďárských vrchů v letech 1940—1982 (Českomoravská vrchovina). — The course of the acidification of iron podzols on gneiss as a result of acid rains in the upland area of the Žďárské Hills in 1940—1982 (Bohemian-Moravian Uplands)

1 — A_o, 2 — A_h, 3 — B

profilech bylo od roku 1940 v rozmezí 2,5–9,7 % a od roku 1965 v rozmezí 1,7–7,2 %. Výsledky měření kyselosti ukazují, že v období 1965 až 1973 došlo k náhlému silnému působení kyselých srážek exhalátového typu na lesní půdy a tedy i k velkému spadu těchto kyselých srážek ve sledované oblasti Žďárských vrchů. Je možné, že tento silný a náhlý spad postihnul i širší okolí této vysočinné oblasti.

U rezivých hnědozemních lesních půd bylo zjištěno celkové průměrné zvýšení kyselosti od roku 1940 v povrchových humusech o 10,8 % (od roku 1965 o 6,9 %). V podložních humózních horizontech A_h činilo zvýšení acidity od roku 1940 7,1 % (od roku 1965 4,5 %) a v rezivých hlubších horizontech zvýšení od roku 1940 4,1 % (od r. 1965 2,7 %). Celkové zvýšení kyselosti v celých profilech rezivých lesních půd bylo od roku 1940 v rozmezí 4,1–10,8 %, od roku 1965 v rozmezí 2,7–6,9 %. Také v těchto půdách se ukázalo náhlé značné zvýšení okyselení v letech 1965–1973, což ukazuje opět na náhlý spad a působení kyselých srážek exhalátového typu.

V rendzinových půdách na serpentinitech se ukázalo zvýšené okyselení v povrchových vrstvách od roku 1940 o 4,5 % (od roku 1965 o 2,5 %) a v podloží zvýšení od roku 1940 o 2,5 % (od roku 1965 o 1,6 %). Chemismus těchto půd podmínil jen menší stupeň okyselení oproti předešlým půdám vytvořeným na minerálně chudých rulových substrátech.

Ve svrchních humusových vrstvách semiglejových půd bylo zjištěno zvýšení kyselosti od roku 1942 o 11,0 % a od roku 1965 o 6,6 %. V podložních oglejených vrstvách A_g činilo zvýšení od roku 1940 6,1 % (od roku 1965 3,6 %) a v bazálních glejových vrstvách od roku 1940 2,2 % a od roku 1965 1,7 %. Celkové profilové zvýšení acidity v těchto hydromorfních půdách od roku 1940 bylo v rozmezí 2,2–11,0 %, od roku 1965 pak v rozmezí 1,7–6,6 %. Také v těchto hydromorfních půdách se objevil nápadný vzrůst okyselení v letech 1965–1973.

Ve svrchních vrstvách rašeliništních půd se ukázalo zvýšení kyselosti od roku 1940 o 10,8 % (od roku 1965 o 8,0 %) a ve spodinách o 9,2 % (od roku 1965 o 7,2 %).

Maximální zvýšení kyselosti těchto půd od roku 1940 bylo v rozmezí 9,7–11,0 % a ve spodinách jen v rozmezí 2,2–4,1 %. U rendzin na serpentinitech bylo zvýšení kyselosti jen v rozmezí 4,5 %. V období 1965–1973 došlo k náhlému vysokému zvýšení acidity v povrchových vrstvách železitých podzolů, rezivých lesních půd a půd semiglejových v rozmezí 6,6–7,2 %, v rendzinách jen v rozmezí o 1,6–2,5 %.

POMĚRY AKTIVNÍ PŮDNÍ KYSELOSTI pH-H₂O V ROCE 1982

V roce 1982 byla opět měřena aktivní kyselost půd na stejných lokalitách jako v letech 1940, 1965 a 1973.

U železitých podzolů byla v povrchových humusových horizontech naměřena aktivní acidita v rozmezí 2,99–3,20 pH-H₂O, což bylo zvýšení od roku 1940 o 13,0 % a od roku 1973 o 3,3 %. V podložních humózních horizontech se ukázalo zvýšení kyselosti od roku 1940 o 9,0 % (od roku 1973 o 3,0 %). V ochuzených a světlých horizontech A_2 bylo zjištěno zvýšení acidity od roku 1940 o 6,0 % a od roku 1973 o 1,5 %. Podložní vrstvy B vykazaly zvýšení acidity od roku 1940 o 3,9 % (od

roku 1973 o 1,4 %). Za období 1973—1982 se projevilo zvýšení acidity ve svrchních vrstvách o 3,0—3,3 %, v podložních vrstvách pak od roku 1973 jen v rozmezí 1,4—1,5 %. Zvýšení kyselosti za leta 1940—1982 v celých podzolových profilech činilo 3,9—13,0 %, za leta 1973—1982 1,4—3,3 %.

Humusové horizonty v rezivých lesních půdách vykazovaly zvýšení acidity od roku 1940 o 13,6 % a od roku 1973 o 2,8 %. Podložní humózní horizonty ukázaly zvýšení acidity od roku 1940 o 8,4 % a od roku 1972 o 1,3 %. Spodinové horizonty (B) byly kyselejší od roku 1940 celkem o 6,3 % a od roku 1972 o 2,2 %.

U hnědých rendzin na serpentinitech (hadcích) bylo zjištěno zvýšení okyselení od roku 1940 o 5,2 % a od roku 1973 jen o 0,7 % a ve spodinách jen 0,3 %.

U semiglejových půd bylo naměřeno zvýšení okyselení od roku 1940 v povrchových humusových vrstvách celkem v průměru o 12,6 % a od roku 1973 o 1,6 %. Oglejené podložní vrstvy A_g byly kyselejší od roku 1940 o 6,7 % a od roku 1973 jen o 0,6 %, glejové horizonty byly kyselejší od roku 1940 o 2,6 % a od roku 1973 jen o 0,4 %.

Povrchové vrstvy rašeliništních půd ukázaly zvýšení acidity od roku 1940 o 12,1 % a od roku 1973 o 1,3 %. V podložních vrstvách bylo zjištěno zvýšení kyselosti od roku 1940 o 10,1 % a od roku 1973 jen o 0,9 %.

Maximální celkové zvýšení kyselosti v povrchových humusových vrstvách železitých podzolů a semiglejových půd od roku 1940 bylo v rozmezí 12,1—13,0 %, u rendzin jen 5,2 %. Zvýšení acidity od roku 1973 bylo zjištěno v povrchových půdních vrstvách v rozmezí 1,6 až 3,3 % a ve spodinách jen 0,9—1,4 %.

ZHODNOCENÍ

Největší zvýšení acidity během let 1940—1982 bylo zjištěno u železitých podzolů, rezivých (hnědozemních) lesních půd a semiglejů, a to o 12,1—13,6 %, tedy u půd na minerálně chudších rulových půdotvorných horninách. U půd na horninách bohatých hořčíkem (serpentinitech) činilo zvýšení acidity jen 5,2 %, tedy polovinu. Chemismus půdotvorné horniny výrazně ovlivňoval intenzitu okyselování půd, a tím i působení kyselých srážek exhalátového typu ve vrcholové oblasti Českomoravské vrchoviny v letech 1940—1982.

ZÁVĚRY

V roce 1940 byla kyselost v železitých podzolech v povrchových humusech pH-H₂O 3,42—3,69 a do spodin poklesla na rozmezí 4,43 až 4,42. Za období 1940—1965 se zvýšila kyselost povrchových vrstev humusu v rozmezí 0,09—0,17 pH-H₂O, tj. o 2,0—4,4 %.

V letech 1965—1973 došlo k náhlému a značnému zvýšení kyselosti, a to v povrchových o pH-H₂O 0,34—0,56, tj. 6,6—8,0 %, se značným ubýváním do spodin. V období 1973—1982 se objevilo jen mírné zvýšení pH-H₂O v rozmezí 0,11—0,12, tj. 1,3—3,3 %. V roce 1982 bylo naměřeno

celkové zvýšení kyselosti (oproti roku 1940) v povrchových vrstvách humusu o pH-H₂O, v průměru o 0,45, tj. o 13 %.

Podobný průběh okyselování byl zjištěn u rezivých (hnědozemních) půd v období 1940—1982, kdy v roce 1982 činilo celkové zvýšení acidity pH-H₂O v povrchových vrstvách 0,49, tj. 13,6 %. Také semilejové půdy vykazaly v roce 1982 celkové zvýšení acidity o 0,48 pH-H₂O, tj. o 12,6 % a u rašelinistních půd to bylo zvýšení o 12,1 %. Poloviční hodnoty okyselení byly zjištěny v hnědých rendzinách na serpentinitech, což jsou půdotvorné horniny bohaté hořčíkem, který zmírňuje celkový průběh okyselování.

V období 1940—1965 se objevilo jen malé zvýšení kyselosti, a to ve vrstvách povrchového humusu v průměru o 0,09—0,17 pH-H₂O, tj. 2,0—4,4 %. V letech 1965—1973 došlo k náhlému a silnému zvýšení kyselosti, a to v povrchových vrstvách o pH-H₂O 0,34—0,56, tj. 6,6 až 8 %. V období 1973—1982 bylo zjištěno jen mírné zvyšování kyselosti v rozmezí 1,3—3,3 %. Nápadně silné zvýšení kyselosti v letech 1965 až 1973 ukazuje na náhlý a silný spád kyselých dešťů exhalátové formy s mírným stoupajícím okyselováním v dalším období 1973—1982 o 1,3 až 3,3 % v oblasti Žďárských vrchů na Českomoravské vrchovině. Je to prvé zjištění škodlivého okyselování lesních půd působením kyselých srážek ve vrcholové oblasti Českomoravské vrchoviny.

Došlo dne 16. 3. 1983

ПЕЛИШЕК, Й. (Lesnická fakulta VŠZ, Brno). Подкисление лесных почв кислыми дождями в областях Ждярских гребней в Чешско-Моравской возвышенности. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 673-682.

В зоне гор Чешско-Моравской возвышенности около Ждяр изучались изменения активной почвенной кислотности (реакции) pH-H₂O в 1940—1982 гг., следовательно за 42 года, в связи с проблематикой «кислых дождей». На высоте 720—837 м н. у. м. всегда раскрывались 28 почвенных зондов и всегда брались 94 почвенные пробы с целью лабораторного измерения. Измерения проводились в почвах под еловыми насаждениями в 1940, 1965, 1973 и 1982 гг. Изменения кислотности определялись в лесных областях в июле или в августе. Научно-исследовательские работы проводились на железных подзолах, ржавых (буроземных) лесных почвах, рендзинах, полуглеях и торфяных почвах. Были кислые и очень кислые почвы.

В 1940 г. активная кислотность была установлена в железных подзолах pH-H₂O 3,42—3,69, в подпочвенный же горизонт опускалась на границе 4,43—4,42. За период 1940—1965 гг. кислотность поверхностных слоев гумуса повысилась в интервале 0,09—0,17 pH-H₂O, т. е. на 2,0—4,4 %.

В 1965—1973 гг. имело место резкое повышение кислотности, а именно, в поверхностных слоях на pH-H₂O 0,34—0,56, т. е. на 6,6—8,0 %, со значительной уткой в подпочвенный горизонт. В период 1973—1982 гг. несколько возросла pH-H₂O в интервале 0,11—0,12 т. е. 1,3—3,3 %. В 1982 г. общее повышение кислотности в поверхностных слоях гумуса равнялось в среднем 0,45 pH-H₂O, т. е. 13 %.

Аналогический ход подкисления был установлен у ржавых (буроземных) почв в период 1940—1982 гг., когда в 1982 году общее повышение кислотности pH-H₂O составляло 0,49 в поверхностных слоях, т. е. 13,6 %. Также полуглеевые почвы в 1982 г. показывали общее повышение кислотности 0,48 pH-H₂O, т. е. 12,6 %, а у торфяных почв это повышение было 12,1 %. Половинные значения подкисления почв были установлены в бурых рендзинах на serpentinitах, что представляют почвообразующие породы, богатые магнием, который замедляет общий ход подкисления.

В период 1940—1965 гг. мало повысилась кислотность, а именно, в слоях поверхностного гумуса в среднем на 0,09—0,17 pH-H₂O, т. е. 2,0—4,4 %. В 1965—1973 гг. сильно повысилась кислотность, а именно в поверхностных слоях pH-H₂O 0,34—0,56, т. е. 6,6—8 %. В период 1973—1982 гг. было установлено только небольшое повышение кислотности в интервале 1,3—3,3 %. Явно сильное повышение кислотности в 1965—1973 гг. свидетельствует о быстром и сильном выпадении кислых дождей в виде промышленных

выделений с небольшим ростом окисления в дальнейшем периоде 1973—1982 гг. только на 1,3—3,3 % в области Ждярских вершин. Это первое установление вредного окисления лесных почв от выпавших кислых дождей в области Чешско-Моравской возвышенности.

промышленные включения; лесное почвоведение; окисление лесных почв; ель

PELÍŠEK, J. (Lesnická fakulta VŠZ, Brno). *Acidification of Forest Soils by Acid Rains in the Region of the Žďárské Hills in the Bohemian-Moravian Uplands*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 673-682.

In the ridge zone of the Bohemian-Moravian Uplands in the region of the Žďárské Hills, the changes were studied in active soil acidity (reaction) pH-H₂O in the period from 1940 to 1982, i. e. for 42 years, in relation to acid rains. At the altitudes from 720 to 837 m above sea level, 28 soil probes were opened and 94 soil samples were taken for laboratory measurement. The measurements were performed in soils under spruce stands in 1940, 1965, 1973 and 1982. The changes in acidity were determined in forest regions in the months July or August. Research work was performed on iron podzols, rusty (brown) forest soils, rendzinas, semigleys and peaty soils. These soils were acid or very acid.

In 1940, the iron podzols had an active acidity pH-H₂O of 3.42 to 3.69 in the surface humus; towards the subsoil it decreased to 4.43—4.42. Over the period from 1940 to 1965, the acidity of the surface humus layers increased within the range of 0.09—0.17 pH-H₂O, i. e. by 2.0—4.4 %.

In 1965—73 an abrupt and high increase in acidity was recorded in the surface layers — by pH-H₂O 0.34—0.56, i. e. by 6.6—8.0 %, with a marked decrease towards the subsoil. A slight increase in pH-H₂O within the range of 0.11—0.12, i. e. 1.3—3.2 %, was recorded in the period from 1973 to 1982. In 1982, measurements showed a total increase in the acidity of the surface humus layers by pH-H₂O 0.45, i. e. 13 %, on an average.

A similar course of acidity was recorded in rusty (brown) forest soils in the period from 1940 to 1982: in 1982 the total increase in acidity pH-H₂O was by 0.49 in the surface layers (i. e. 13.6 %).

Semigley soils showed a similar increase in acidity in 1982 — by 0.48 pH-H₂O, i. e. 12.6 %, and in peaty soils the increase was by 12.1 %. Half the values of acidification were recorded in brown rendzinas on serpentinites, which are pedogenetic rocks rich in magnesium — an element reducing the over-all course of acidification.

Only a slight increase in acidity was recorded in the layers of surface humus in 1940 and 1965 — by 0.09—0.17 pH-H₂O, i. e. by 2.0—4.4 %, on an average. In 1965—73 an abrupt and high increase in acidity was recorded in the upper layers — by pH-H₂O 0.34—0.56, i. e. 6.6—8 %. In 1973—82 only a slight increase in acidity was recorded, ranging from 1.3 to 3.3 %. The conspicuously high increase in acidity in 1965—73 indicates that there was an abrupt and severe incidence of acid rains of exhalation form; this was followed by a slight increase in acidification in the subsequent period from 1973 to 1982 — only by 1.3—3.3 % — in the region of the Žďárské Hills. This is for the first time that the harmful effect of acidification was found as a result of acid rains in the ridge zone of the Bohemian-Moravian Uplands.

immissions; forest soil science; acidification of forest soils; spruce

Adresa autora:

Prof. Dr. Ing. Josef Pelíšek, DrSc., lesnická fakulta VŠZ, Lesnická 37, 662 66 Brno

DISTRIBUCE A KOLOBĚH SÍRY V EKOSYSTÉMU SMRKOVÉHO LESA V OBLASTI DRAHANSKÉ VRCHOVINY

E. Klimo

KLIMO, E. (Lesnická fakulta VŠZ, Brno). *Distribuce a koloběh síry v ekosystému smrkového lesa v oblasti Dražanské vrchoviny*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 683-690.

Na projektu programu UNESCO Člověk a biosféra na Lesním závodě Rájec - Jestřebí v oblasti Dražanské vrchoviny byl studován koloběh síry ve smrkovém porostu. Byl zaznamenán relativně vysoký vstup síry z atmosféry, současně ovšem byl zaznamenán vysoký vstup vápníku z okolních agroekosystémů. V korunovém zápoji studovaného porostu pak dochází k neutralizačním procesům, což zmírňuje vliv kyselých srážek na studovaný lesní ekosystém.

imise; síra; smrk; kyselé srážky

Kromě studia koloběhu elementů v jednotlivých složkách ekosystému se v posledním období věnuje značná pozornost studiu antropických vlivů na charakter koloběhu jednotlivých elementů včetně ekologických důsledků jejich změn. Z tohoto pohledu je věnována pozornost zejména ovlivňování koloběhu elementů průmyslovými imisemi z hlediska okyselování prostředí lesa. Hlavní látky, které se do atmosféry ve zvýšené míře dostávají činností člověka, jsou oxid siřičitý (SO_2) a oxidy dusíku (NO_x).

První velký vzestup emisí SO_2 v Evropě je spojen s průmyslovým rozvojem v minulém století a dosahoval hodnot kolem 10 miliónů t síry za rok. Další výrazný vzestup byl zaznamenán zejména po roce 1950, kdy začal výrazný vzestup spalování nafty a dosáhl hodnot kolem 25 miliónů t za rok v roce 1970. Evropské imise oxidů dusíku dosahují v současné době v Evropě kolem 6 miliónů t (Stockholmská konference o acidifikaci prostředí, 1982).

Ulrich (1980) tyto údaje konkretizuje a udává, že v roce 1972 se do ovzduší dostávalo 50 kg síry na ha, kdežto v centrech průmyslové aktivity dosahuje tato hodnota 100 kg síry na ha za rok.

Oxid siřičitý je transportován na značné vzdálenosti větrem. Tento dálkový transport může přesahovat vzdálenosti až 1000 km. Následkem vysoké produkce emisí a jejich transportu se nad střední Evropou vytvořila oblast stálého zatížení (Ulrich 1980). V posledních letech se pozornost zaměřuje nejenom na poškozování rostlinné části lesních ekosystémů, ale i na důsledky acidifikace prostředí, na vlastnosti půdy a půdní procesy, popř. na zprostředkovaný vliv imisí přes půdu na rostlinnou složku ekosystému. Tento problém je spojován zejména s výskytem kyselých srážek. Předpokládá se, že při normální koncentraci CO_2 v atmosféře, pH srážek a sněhu je zpravidla 5,6. V atmosféře jsou samozřejmě i jiné látky, které ovlivňují pH srážek ať směrem nahoru,

nebo dolů. Jsou to např. částice prachu, které se do atmosféry dostávají větrem. Tyto půdní částice jsou zpravidla, jak uvádí Likens a kol. (1979), slabě alkalické, nasycené převážně bazickými kationty. Plynné látky, jako např. SO_2 , jež se dostávají do atmosféry i přirozenou cestou (např. z činnosti sopek), se v atmosféře oxidují na kyselinu sírovou (nebo dusičnou — oxidy dusíku) a snižují pH srážek pod hodnotu 5,6. Jonáš (1982) uvádí průměrné hodnoty pH srážek 4,38.

K otázce okyselovacího procesu u lesních půd lze uvést několik skutečností. V lesních ekosystémech, zejména vlhčích oblastí s konifery, probíhá proces okyselování pod vlivem produktů dekompozičních procesů organické hmoty. Kyselé srážky mohou tento proces v určitých podmínkách urychlit. S okyselováním vrchní vrstvy půdy se může zvýšit proces vymývání bazických kationtů z výměnných pozic sorpčního komplexu. Současně ovšem může dojít i ke zrychlení zvětrávacích procesů mateční horniny. Acidifikace půdního prostředí může potlačovat některé mikrobiální procesy, jako např. fixaci dusíku, i podmínit snížení přístupnosti fosforu pro výživu rostlin a zvýšit přístupnost některých toxických elementů, např. hliníku. Současně může docházet k vyluhování iontů Al do vodních zdrojů. Zvýšený vstup elementů jako S a N může v určitých podmínkách saturovat jejich nedostatek v půdě a podmínit zvýšený přírůst rostlinné hmoty. Rozdíly v pufrovací kapacitě jednotlivých půd mohou výrazně modifikovat nebo eliminovat vlivy kyselých uloženin na výše uvedené procesy (Lass a kol. 1980).

Dosud není dosti experimentálních výsledků, aby se mohly výše uvedené procesy kvantifikovat zejména z hlediska rychlosti vyvolaných změn. Např. podle McFee a kol. (1977) jestliže pH atmosférických srážek bude 4,0 a roční srážky 1000 mm, tak snížení nasycenosti půdy bázemi o 19 % a snížení pH o 0,6 proběhne za 100 let, a to pouze za předpokladu, že žádný další vstup bází do půdy v tomto období nebude probíhat. Velký význam pro tlumení účinku kyselých srážek na půdu se přikládá i povrchovému humusu (Voigt 1979).

Při vyhodnocování účinku kyselých imisí na změnu půdních vlastností a procesů je nutno mít na zřeteli, že proces okyselování lesních půd je ovlivněn odběrem bazických kationtů z půdy kořenovým systémem rostlin, uvolňováním CO_2 do půdy z procesů respirace, oxidace a redukce sloučenin N a S a tvorbou organických kyselin při dekompozičních procesech. Např. tyto přirozené procesy se mohou výrazně projevit při odlesnění velkých ploch lesních stanovišť zvýšenou mineralizací surového humusu, který byl nahromaděn zejména v jehličnatých lesích.

V posledních letech bylo sledováno mnoho dílčích otázek. Zejména jsou významné experimenty, které sledují vlivy okyselení srážek na populace půdních mikroorganismů, protože jejich oslabení má negativní důsledky pro další důležité půdní procesy. Např. Francis, Olson a Bernatsky (1980) na základě experimentů s kyselými srážkami dokazují, že další okyselování kyselých lesních půd kyselými srážkami může mít za následek významné omezení degradace některých herbicidů, rozkladu povrchového humusu, amonifikace, nitrifikace a denitrifikace a sníží se tím recyklační etapa koloběhu živin v lesním ekosystému.

Pracovní skupina expertů na Stockholmské konferenci o acidifikaci prostředí k otázce vlivu na půdy učinila tento závěr:

1. Vegetace působí jako filtr pro chemické látky z ovzduší a ze srážek. Kyselé úložniny zvyšují vymývání některých elementů, jako vápníku a draslíku z listů. Suché úložniny v korunách porostů jsou rovněž vymývány srážkami, a tím srážky dopadající na povrch lesní půdy ve srovnání se srážkami dopadajícími na povrch porostu mohou mít např. v jehličnatých lesích 2–3násobně vyšší koncentraci síry.

2. Písčité dobře propustné půdy s pH 5–6 jsou dosti citlivé na okyselení. Okyselování půdy je pomalý proces. Účinek se může projevit za 10–50 let.

3. Vliv zvýšeného vstupu vodíkového iontu, výměnné procesy a zvýšené vyluhování Ca, Mg a K iontů v půdách s pH pod 5,0 zvyšuje pohyblivost toxických kovů jako Al, Mn, Cu, Cd a Zn. Tyto výměnné procesy mohou neutralizovat vodu, ale mohou i okyselovat půdu, i když i zde je možnost, že vodíkové ionty jsou využity na zvětrávací procesy nebo že kationty jsou nahrazeny v půdě koloběhem přes vegetaci. Tyto otázky by se měly stát hlavními náměty pro budoucí výzkum.

4. Úlohu v okyselovacích procesech mají i hydrologické poměry a rychlost perkolace vody přes půdu a mateční horninu určuje čas, po který je kyselý půdní roztok v kontaktu s neutralizujícími substancemi, a tím i stupeň okyselování vody a půdy.

5. Na většině stanovišť mírného pásma je vstup síry do suchozemských ekosystémů vyrovnán výstupem mimo kořenovou zónu rostlin.

I když intenzita okyselování půdy, a tím i následné půdní procesy probíhají relativně pomalu, musíme tento trend ve fungování různých ekosystémů brát z hlediska ne momentálního, ale i budoucího využívání přírodních zdrojů. Uživatel přírody, jak uvádí Ulrich (1982), musí být člověk jako druh, protože musíme umožnit přežití budoucím generacím.

METODIKA PRÁCE A CHARAKTERISTIKA VÝZKUMNÉHO OBJEKTU

Práce byly realizovány na výzkumném objektu programu Člověk a biosféra (MAB) na Lesním závodě Rájec-Jestřebí v oblasti Dražanské vrchoviny. Nadmořská výška 620–640 m. Porost: smrková monokultura, věk 75 let. Klimaticky je oblast charakterizována jako mírně teplá a mírně vlhká s průměrnou roční teplotou 6,6 °C a ročním úhrnem srážek 683 mm. Půdy jsou kyselé hnědé lesní půdy vytvořené na svahovité granodioritové zvětraliny. Podrobnější údaje o stanovišti studovaného území jsou uvedeny v Lesnictví č. 8, 27 (LIV) 1981, str. 676–677.

Srážky byly zachyceny do polyetylenových nádob, lyzimetrické vody pomocí lyzimetrů (Šilová 1955). Chemické složení zachycovaných vod bylo stanoveno jednou za měsíc z průměrného vzorku: Ca atomovou absorpcí na přístroji Varian Techtron AA-6, SO₄ komplexometricky i gravimetricky, pH na pH metru Precision digital.

Stanovení elementů v rostlinném materiálu:

S vázkově jako síran barnatý a přepočítán na čistou S, Ca na atomovém absorpčním spektrofotometru Varian Techtron Model 1 000.

I. Koncentrace a zásoba síry v jednotlivých složkách ekosystému smrkového lesa.
 — The concentration and reserve of sulphur in different components of spruce forest ecosystem

		Koncentrace S v % sušiny	Zásoba S kg na ha
Kmen — dřevo		0,034	78,7
Kmen — kůra		0,055	
Větve — dřevo		0,036	48,4
Větve — kůra		0,057	
Letorosty		0,076	
Jehličí — staré		0,201	48,9
Jehličí letorostů		0,102	
Kořeny < 0,5 cm		0,035	6,1
Kořeny > 0,5 cm			
dřevo		0,026	
kůra		0,037	
Mechy		0,250	—
Povrchový humus	L	0,111	11,01
	F	0,147	23,26
	H	0,145	32,45
	Σ L, F, H		66,72

**KONCENTRACE A ZÁSoby SÍRY V JEDNOTLIVÝCH SLOŽKÁCH
 EKOSYSTÉMU SMRKOVÉHO LESA**

V rámci studia koloběhu jednotlivých elementů bylo analyzováno i rozložení koncentrace a zásoba síry ve studovaném smrkovém porostu (tabulka I). Podle údajů v tabulce I můžeme konstatovat, že podstatně vyšší koncentrace síry je v kůře než ve dřevě, a to jak v kmenech, větvích, tak i v kořenech. Z dřevitých částí nejvyšší koncentrace síry byla zaznamenána v letorostech (0,076 %). Dále lze konstatovat, že staré jehličí má podstatně vyšší koncentraci síry než jehličí posledního roku (0,20 a 0,10 %). Rovněž Meiwes a Khanna (1981) uvádějí ze smrkového porostu v Sollingu koncentraci síry 0,22 % a tuto hodnotu považují za vysokou k obecně udávaným hodnotám pro smrk 0,10 % a dokazují, že zvýšený obsah SO₂ v ovzduší zvyšuje i obsah síry v jehličí. Přitom rovněž uvádějí zvyšování koncentrace síry ve starém jehličí z 0,148 % (věk méně než 1 rok) až po 0,252 % (věk 4–5 let).

V námi studovaném porostu je nejvyšší zásoba síry v nadzemní části porostu (kmeny a větve), a to 127, 1 kg na ha. Tato hodnota představuje i hmotnost síry, která je z porostu odnímána těžbou porostu,

zvýšená ovšem o hmotnost síry v probírkové hmotě porostu. Značná akumulace síry je v povrchovém humusu (100 kg na ha), z čehož nejvíce je akumulováno ve vrstvě H (67 kg na ha). Koncentrace síry je vyšší ve vrstvě F a H oproti L (0,14 % oproti 0,11 %). To souhlasí i s koncentrací síry v opadu (frakce jehličí), kde je průměrná koncentrace během roku 0,12 %. Přitom vstup síry do půdního prostředí s opadem je relativně nízký (5,3 kg na ha za rok) (Klím o 1981). Z uvedených údajů lze dosti těžko usoudit, zda koncentrace i zásoba síry v porostu smrkového lesa je výsledkem přirozeného koloběhu síry, nebo zde již jde o vliv zvýšeného vstupu síry pod antropickým vlivem.

TRANSPORTNÍ PROCESY SÍRY V ATMOSFÉRICKÝCH SRÁŽKÁCH

Již při posuzování pH vod prostupujících studovaným ekosystémem je nutno zdůraznit, že do porostu vstupují srážky ovlivněné a mají převážně hodnotu nižší než 5,6 pH. V letech 1977–1980 bylo pH vod vstupujících na povrch porostu 4,9 (5,2; 4,5; 4,5; 5,6). Současně ve stejném období byla naměřena koncentrace síry v této vodě 10,0 mg.l⁻¹ (9,4; 14,0; 13,5; 3,3). Z uvedených údajů lze předpokládat, že změna pH vod byla způsobena zvýšeným obsahem H₂SO₄ ve srážkách.

Prostředím, ve kterém dochází ke změnám kvality srážkové vody, je zápoj korun a tento vliv je zvlášť výrazný v hustě zapojených smrkových monokulturách. V našem případě se mění pH vody zachycené pod porostem na průměrnou hodnotu 5,6 (za roky 1977–1980) podle let: 6,0; 5,8; 5,1; 5,6; 5,5. Tento proces je vysvětlován zvýšeným vyluhováním bázi z povrchu listů lesního porostu, v našem případě jde i o vliv fitračního účinku porostu vůči elementům zanášeným do lesních ekosystémů ve formě prachových částic ze zemědělsky obdělávaných a intenzívně hnojených polí ve smíšené zemědělsko-lesní krajině. Podle údajů uvedených v tabulce II můžeme vidět, že v korunách studovaného porostu se propadající srážková voda obohacuje jednak o síru z hodnoty 10 mg.l⁻¹ na 33 mg.l⁻¹, jednak o vápník z hodnoty 9,6 mg.l⁻¹ na 26 mg.l⁻¹. Tento proces podmiňuje neutralizaci kyselých srážek při propadu korunovým zápojem porostu a tyto vstupují do půdního prostředí s pH 5,6. To znamená, že nemůžeme předpokládat, že by v daných podmínkách mohlo vlivem atmosférických srážek docházet k okyselování půdního prostředí.

Další okyselení půdního roztoku, ke kterému dochází při jeho prosakování povrchovými půdními vrstvami, je podmíněno zejména organickými kyselinami.

Z tabulky II ještě můžeme vyvodit závěr, že nejvyšší koncentrace síry se vyskytuje ve vodě stékající po kmenech stromů. Zde nestačí akumulovaný ani vyluhovaný vápník na neutralizaci kyselých uloženin na kmenech a tak voda teče do půdy jako silně kyselá. Ovšem její množství ve smrkových porostech tvoří nepatrnou část celkových srážek dopadajících na půdní povrch a rovněž zvýšená akumulace povrchového humusu v bezprostředním okolí kmenů může vyrovnat tento okyselovací vliv.

Vedle posouzení koncentrace jednotlivých elementů v atmosférických srážkách vstupujících do lesního ekosystému a změn těchto koncentrací během transportu vody ekosystémem má pro celkovou bilanci

II. pH a koncentrace síry a vápníku ve srážkové a půdní vodě smrkového porostu.
— The pH value and the concentrations of sulphur and calcium in precipitation water and soil water in spruce stand

	pH	Obsah S mg.l ⁻¹	Obsah Ca mg.l ⁻¹
Nad korunami	4,9	10,0	9,6
Pod zápojem porostu	5,6	32,9	25,8
Stok po kmenech	3,1	96,1	45,4
Pod L	5,1	20,7	22,1
Pod F	4,8	18,7	24,1
Pod H	4,5	19,2	22,0
Pod A	4,2	22,8	21,9
Pod (B)	4,5	17,5	16,2
Pramen	6,3	31,5	33,8

význam stanovení absolutních hodnot hmotnosti jednotlivých elementů za jednotku času. Výsledky uvedené v tabulce III ukazují, že vstup síry dosahuje vysoké hodnoty 70 kg na ha za rok. Tato hodnota se ještě výrazně zvyšuje při propadu vody přes zápoj porostu až na hodnotu 120 kg. I výše uvedené údaje napovídají, že ve střední Evropě se již z tohoto pohledu nedá mluvit o čistých a znečištěných oblastech, ale zejména o odolnosti toho kterého ekosystému vůči tomuto zatížení.

Migrace síranů, zřejmě jako síranu vápenatého, je v půdním profilu značná. Jak vidíme z tabulky III, většina síry vstupující na půdní povrch migruje přes povrchový humus do minerální části profilu. Tato bilance bude ještě zřejmě ovlivněna pohybem síranů v povrchovém a podpovrchovém toku vody, který nebyl pojat do naší bilance.

Obdobný průběh vstupu a migrace v půdním profilu jako síra má i vápník. Převážná část jeho vstupu do půdy migruje povrchovým humusem a cca 50 % migruje hlouběji pod horizont A. O vysoké migraci síry a vápníku přes povrchový humus svědčí i jejich relativně nízká zásoba v této půdní vrstvě (66 kg síry a 71 kg vápníku na ha).

III. Migrace síry a vápníku v atmosférických srážkách a v lyzimetrických vodách ve smrkovém porostu (kg na ha za rok). — The migration of sulphur and calcium in atmospheric precipitation and in lysimetric waters in spruce stand (kg per ha/annum)

	S	Ca
Vstup do porostu	63,2	58,3
Vstup na půdní povrch	102,5	96,8
Výstup z vrstvy L	100,9	106,7
Výstup z vrstvy F	81,3	102,0
Výstup z vrstvy H	69,4	79,6
Výstup z horizontu A	29,9	28,7

Údaje o vstupu i migraci síry smrkovým porostem v oblasti Drahan-
ské vrchoviny dosti korespondují s údaji, které uvádějí Meiwes
a Khanna (1981) ze smrkového porostu v Sollingu, kde vstup síry
na půdní povrch činí 85,3 kg na ha za rok a z toho perkoluje do hlub-
ších vrstev cca 50 %. Vstup síry s opadem činí 6,3 kg na ha za rok.

Při posuzování uvedených údajů je nutno mít na zřeteli, že koruno-
vý zápoj porostu není homogenní vrstva. Zaznamenali jsme značné
rozdíly koncentrace elementů ve vodě zachycené přímo pod korunou
a ve vodě zachycené v mezerách zápoje. Jsou zde výrazné změny
transportu elementů v jednotlivých obdobích roku i v jednotlivých le-
tech. Přesto je nutno věnovat těmto otázkám zvýšenou pozornost, aby-
chom mohli signalizovat stupeň ovlivnění koloběhu jednotlivých ele-
mentů činností člověka.

Došlo dne 6. 4. 1983

Literatura

- FRANCIS, A. J. — OLSON, D. — BERNATSKY, R.: Effect of acidity on microbial
processes in a forest soil. Ecological impact of acid precipitation. Proceedings of
an International conference, Sandefjord, Norway, March, 11-14, 1980
JONÁŠ, F. — JONÁŠ, F. ml.: Vliv imisí na půdní vlastnosti a následné meliorační
opatření jako předpoklad obnovy lesa. Obnova lesa v imisních oblastech, Sborník
ČSAZ č. 52, Praha 1982, s. 57-62
KLIMO, E.: Struktura a chemické složení opadu v ekosystému uměle založeného
smrkového porostu. Lesnictví, 27, 1981, (8) Praha, s. 675-688
LAST, F. T. — LIKENS, G. E. — ULRICH, B. — WALLOE, L.: Acid precipitation
— progress and problems, Conference summary. Ecological impact of acid pre-
cipitation, Proceedings of an Int. conf. Sandefjord, Norway, March 11-14, Oslo-As,
1980, s. 10-12
LIKENS, G. E. — WRIGHT, R. F. — GALLOWAY, J. N. — BUTLER, T. J.: Acid
Rain, Scientific American, 1979, col. 241, No 4, s. 39-47
McFEE, W. W. — KELLY, J. M. — BECK, R. H.: Acid precipitation effect on soil
pH and base saturation of exchange sites. Water, Air and Soil Pollution, 7, s. 401-
408, 1977
MEIWES, K. J. — KHANNA, P. K.: Distribution and cycling of sulphur in the
vegetation of two forest ecosystems in an acid rain environment. Plant and Soil 60,
1981, 369-375
Proceedings, The 1982 Stockholm Conference on Acidification of the Environment,
June 21-30, 1982, 128 p.
VOIGT, G. K.: Acid Precipitation Forest Ecosystems and Intensive Harvesting.
Proceedings Impact of Intensive Harvesting on Forest Nutrient Cycling. State Uni-
versity of New York, Syracuse, 1979, s. 33-48
ULRICH, B.: Die Wälder in Mitteleuropa: Messergebnisse ihrer Umweltbelastung,
Theorie ihrer Gefährdung, Prognose ihrer Entwicklung. Allgemeine Forstzeitschrift,
1980, Nr. 44
ULRICH, B.: Gefahren für das Waldökosystem durch saure Niederschläge. Lan-
desanstalt für Ökologie Landschaftsentwicklung und Forstplanung Nordrhein —
Westfalen. Immissionsbelastungen von Waldökosystemen. Sonderheft der Mitteilun-
gen 1982, s. 9-25

КЛИМО, Э. (Lesnická fakulta VŠZ, Brno). Распределение и круговорот серы в эко-
системе елового леса в области Драганской верховины. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 683-690.

В искусственно высаженном еловом насаждении на Драганской верховине изучали
круговорот серы в зависимости от влияния деятельности человека на этот круговорот.
Определили запас серы в отдельных компонентах насаждения. Общий запас серы в био-
массе насаждения составлял 182 кг на гектар. Накопление серы в поверхностном гумусе
представляет 66 кг. pH атмосферных осадков, попадающих в насаждение, имеет кислую
реакцию, в среднем 4,9; pH атмосферных осадков, проникающих через сомкнутые кроны
насаждения, увеличилось в среднем до pH 5,6. Этот процесс обусловлен высоким накопле-

нием кальция в кронах деревьев, где происходит нейтрализация кислых отложений, выпадающих в насаждение из атмосферы. Концентрация серы в осадках, проникающих в насаждение, достигает в среднем 10 мг/л, а при их проникновении через кроны насаждения эта концентрация повышается до 33 мг/л. Концентрация кальция в осадках, попадающих в насаждение, достигала в среднем 9,6 мг/л, а при их проникновении через сомкнутые кроны эта концентрация повышалась до 26 мг/л.

Общее поступление серы в насаждение из атмосферы равно 63 кг на гектар за год и ее проникновение в почву 102,5 кг на га в год. Отмечено большое движение серы и кальция в лизиметрических водах при относительно низкой аккумуляции этих элементов в поверхностных почвенных горизонтах. Установили большую вариантность поступления и движения серы в изучаемой экосистеме в отдельные времена года и в отдельные годы. В качестве источника большого поступления кальция, в значительной мере нейтрализующего влияние появления кислых отложений в изучаемой экосистеме, можно указать окружающие интенсивно обрабатываемые и используемые агроэкосистемы.

иммиссия; сера; ель; кислые осадки

KLIMO, E. (Lesnická fakulta VŠZ, Brno). *The Distribution and Circulation of Sulphur in the Ecosystem of Spruce Forest in the Drahanská Highlands*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 683-690.

In an artificially established spruce stand in the Drahanská Highlands, the circulation of sulphur was studied with respect to changes caused by human activities. The reserve of sulphur in different stand components was determined. The total sulphur reserve in the biomass of the stand is 182 kg per ha. The accumulation of sulphur in surface humus is 66 kg. The pH value of the atmospheric precipitation entering the stand shows an acid reaction, 4.9 on the average. The pH value of atmospheric precipitation falling down through crown canopy increased to the average value of 5.6. This process is conditioned by a high accumulation of calcium in the crowns of the trees where the acid immissions, entering the stand from the atmosphere, are neutralized. The concentration of sulphur in precipitation entering the stand reaches an average value of 10 mg.l⁻¹ and in precipitation falling through the crowns this concentration increases to 33 mg.l⁻¹. The average concentration of calcium in precipitation entering the stand was 9.6 mg.l⁻¹ and in precipitation falling through crown canopy this concentration increased to 26 mg.l⁻¹.

The total quantity of sulphur entering the stand from the atmosphere is 63 kg per ha/annum and the quantity penetrating into the soil is 102.5 mg per ha/annum. A great transport of sulphur and calcium was recorded in lysimetric waters and a relatively small accumulation of these elements was found in the upper soil horizons. The input and transport of sulphur in the studied ecosystem were found to be highly variable in the year seasons and in different years. The adjacent intensively farmed agroecosystems can be considered as sources of the high calcium levels entering the stands and neutralizing, to a considerable degree, the effect of acid immissions on the studied ecosystem.

immissions; sulphur; spruce; acid precipitation

Adresa autora:

Doc. Ing. Emil Klim o, CSc., lesnická fakulta VŠZ, Lesnická 37, 662 66 Brno

KVALITA POVRCHOVÉ VODY V POVODÍ PŘÍSEČNICKÉHO POTOKA V KRUŠNÝCH HORÁCH

F. Jonáš

JONÁŠ, F. (Vysoká škola zemědělská, Praha - Suchdol). *Kvalita povrchové vody v povodí Přísečnického potoka v Krušných horách*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 691-716.

Pramenná oblast Přísečnického potoka, jednoho z nejvýznamnějších přítoků stejnojmenné vodárenské nádrže, je v převaze tvořena odumřelými a odumírajícími lesními porosty jako důsledek kontaminace ovzduší oxidem siřičitým. Velké plochy lesní půdy jsou zde primárně i sekundárně zamokřeny. Nové zalesnění vyžaduje komplexní meliorační opatření. Výsledky hydrochemických rozborů vody prokazují, že v nejvyšší části povodí je povrchová voda silně znečištěna a velmi slabě mineralizována. V některých měrných profilech se nezjistily rozdíly mezi kvalitou znečištěné vody srážkové a vody povrchové. Vývoj kvality vody prokázal vliv imisí SO_2 , zejména na její kyselost, obsah amoniaku, organických látek, železa, manganu, alkalitu a oxidovatelnost. V době melioračních prací se velmi intenzívně zvyšuje i obsah nerozpuštěných a huminových látek. Po konsolidaci však dochází k zlepšení kvality vody ve srovnání s obdobím před melioračním zásahem. V dolních částech toku se kvalita vody postupně zlepšuje. Je to výsledkem procesu samočištění a infiltrace podzemní mineralizované vody. Kvalita vody je dále nadlepšena umělým přívodem mineralizované důlní vody a vodou Hamerského potoka vytékajícího ze zemědělské části povodí. Kvalita vody je ovlivněna jako důsledek kontaminace srážkové vody a narušení ekosystému lesních porostů a půdy imisemi SO_2 .

hydrologie lesnická; odumírání lesních porostů; imise SO_2 ; kvalita vody

Lesní porosty náhorních rovin Krušných hor jsou velmi intenzívně narušovány imisemi sloučenin síry, jejichž původ je v Podkrušnohorské průmyslové oblasti a v Sokolovském hnědouhelném revíru. Ekosystémy lesních porostů jsou rozvráceny se všemi důsledky pro hydrologické a ostatní funkce lesa. K těmto negativním jevům dochází i v povodí vodárenské nádrže Přísečnice. V této souvislosti vyvstává rovněž problém, do jaké míry je a může být ovlivněna i kvalita vody, která je využívána jako zdroj pro pitnou vodu. Budou to právě plochy lesních půd, které mohou ovlivnit jak množství odtékající vody, tak i její kvalitu v závislosti na působení imisí sloučenin síry. Cílem tohoto příspěvku je informace o výsledcích výzkumu vývoje kvality vody v některých přítocích této vodárenské nádrže se zvláštním zaměřením na zalesnění povodí.

MATERIÁL A METODY

Kvalita povrchové vody byla zjišťována v období 1975—1979, a to ze vzorků, které se odebíraly v pravidelných měsíčních intervalech ve vybraných přítocích a měrných profilech nádrže Přísečnice (obr. 1). Odběr vzorků vody, jakož i jejich hydrochemické a hydrobiologické analýzy, se konaly v Chemické laboratoři podniku povodí Ohře v Chomutově na pracovišti v Teplicích. Některé odběry (zejména v pramenné části potoka Přísečnice) zajišťovaly SČVK v Chomutově, v jejichž laboratořích se vzorky vody rovněž analyzovaly. V tomto podniku se uskutečňovaly i hydrochemické rozborů srážkové vody v souladu s metodikami uvedenými v práci Jed-

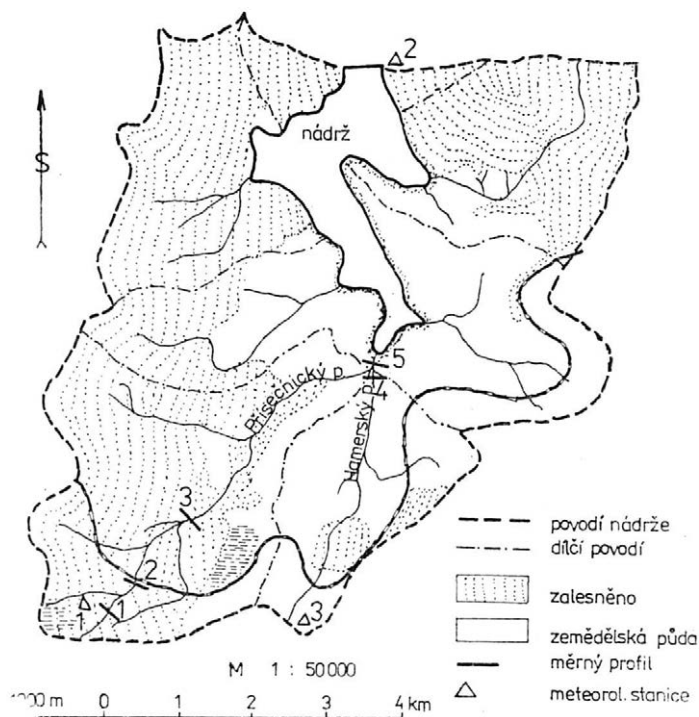
notné metody chemického rozboru vod (1965) a jejich výsledky byly vyhodnoceny v souladu s ČSN 83 0602 pro hodnocení povrchových vod a ČSN 83 0611 pro hodnocení pitné vody.

Výsledky hydrochemických rozborů byly zpracovány jako roční průměry v příslušných tabulkách a tyto průměrné hodnoty jsou v příspěvku interpretovány. Vzhledem k tomu, že na kvalitě povrchového odtoku se uplatňuje také kvalita srážkové vody, je i této otázce věnována příslušná pozornost.

CHARAKTERISTIKA POVODÍ VODÁRENSKÉ NÁDRŽE PŘÍSEČNICE

Plocha vodárenské nádrže Přísečnice je ohraničena zátopovou čarou v nadmořské výšce kolem 720 m a její povodí je vymezeno rozvodnicí kolísající v nadmořských výškách mezi 828—994 m. Velikost povodí až k přehradní hrázi je 46,19 km².

Z celkové plochy povodí připadá na lesní půdu kolem 65 % a na zemědělskou půdu 35 %, z toho na ornou půdu 19 %. Ze srovnání zastoupených ploch vyplývá, že zemědělská výroba má v povodí podružnější roli, i když nikoli zanedbatelnou. Zalesněná část povodí je repre-



1. Povodí vodárenské nádrže Přísečnice v Krušných horách. Označení meteorologických stanic: 1 — lokalita Mokřiny, 2 — Přísečnice, 3 — Měděnec. Označení měrných profilů: 1 — hřebenová část Přísečnického potoka, 2 — Přísečnický potok pod výzkumnou plochou, 3 — Přísečnický potok nad odkalištěm, 4 — Hamerský potok, 5 — Přísečnický potok u silnice (uzavírací profil). — Watershed of the Přísečnice water basin in the Ore Mts. Meteorological stations are designated as follows: 1 — Mokřiny locality, 2 — Přísečnice, 3 — Měděnec. Weir profiles are designated as follows: 1 — range part of the Přísečnický brook, 2 — Přísečnický brook below the research area, 3 — Přísečnický brook above the settling lagoon, 4 — Hamerský brook, 5 — Přísečnický brook along the road (closing profile)



2. Příprava půdy pro nové zalesnění. Ojedinelý smrk přežil ekologickou katastrofu. — Soil preparation for new afforestation. A solitary spruce-tree which has survived the ecological catastrophe can be seen in the photo

3. Odumírající smrkové lesní porosty na lokalitě Mokřiny v horní části povodí Přísečnického potoka. — Dying spruce forests located at the Mokřiny locality in the upper part of the Přísečnice brook watershed

zentována již odumřelými nebo odumírajícími lesními porosty (obr. 2 a 3) s různým stupněm poškození. Současný stav lesních porostů a prognóza jejich dalšího vývoje nemůže nechat nikoho na pochybách, že to budou právě odumírající lesní porosty, které budou stále významněji ovlivňovat nejen množství odtékající vody, ale i její kvalitu.

V zalesněných částech Přísečnického a Červeného potoka jsou lokalizována rašeliniště, která mohou rovněž významně ovlivnit kvalitu odtoku, zejména pak kyselou vodou navíc znečištěnou organickými látkami typu fulvo-kyselin a humínových kyselin. Lesní půdy povodí jsou reprezentovány organogenními rašelinnými půdami (rašelinné gleje), humusovými podzoly, humusovými gleji a hnědými lesními půdami. Kvalita povrchové vody vytékající ze zalesněných částí povodí bude záviset i na tom, jaké půdy jsou zastoupeny v pramenných oblastech toků a jejich dalších částech, které jsou hydrologicky aktivní. Rozdíly v kvalitě vody vzhledem k přirozenému ovlivnění budou podmíněny zejména tím, jde-li o půdy minerální nebo organogenní.

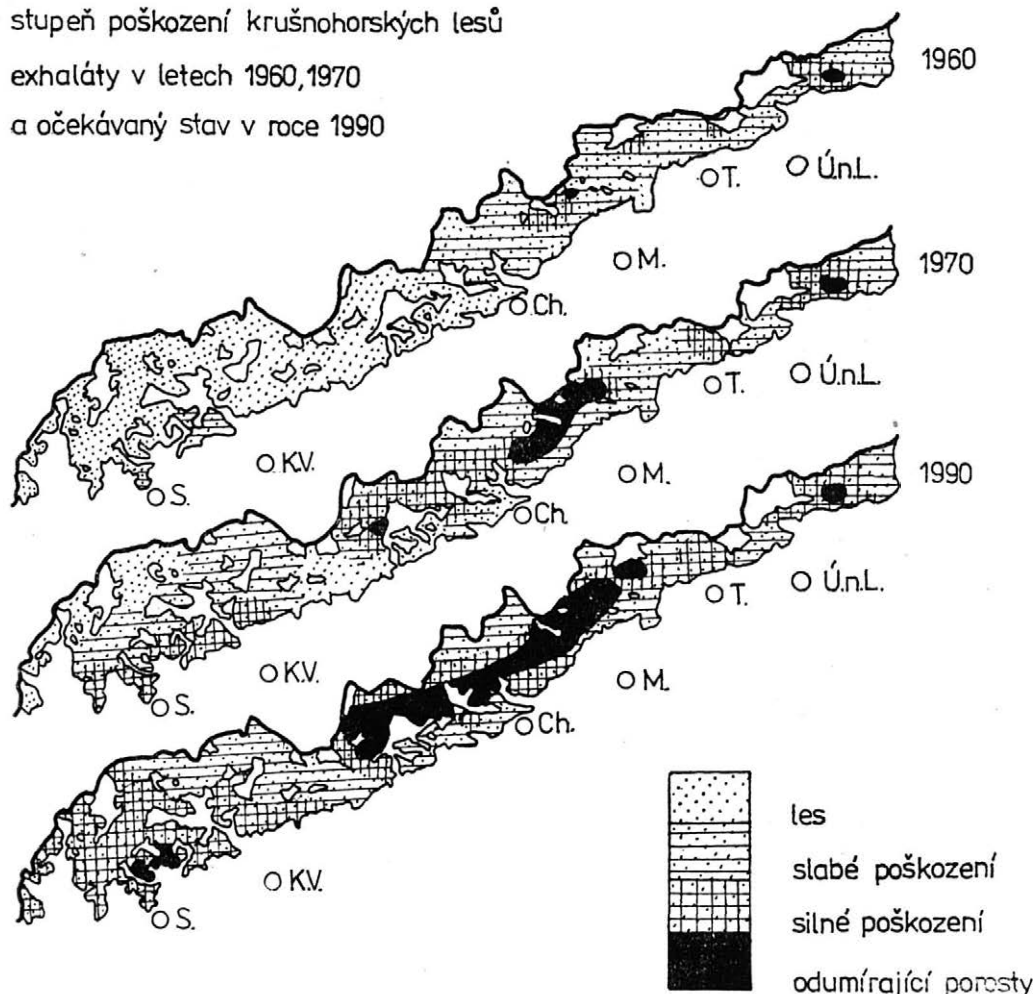
Značná část ploch zemědělských půd je trvale nebo přechodně zatrávněna. Luční půdy jsou reprezentovány lučními humusovými gleji, oglejenými hnědými až zrašelinělými půdami. Orné půdy jsou většinou půdy hnědé s diferencovanou hloubkou půdního profilu i základními chemickými vlastnostmi od půd nasycených až po půdy kyselé (Jonáš 1978). Na orných půdách je vesměs realizován pícninářský proti-erozní osevní postup s tříletým cyklem pícnin, které jsou vystřídány ozimou plodinou, po níž následuje opět jařina s podsevem pícnin.

Povodí vodárenské nádrže Přísečnice, včetně vymezených pásem hygienické ochrany I a III, je zobrazeno i s hlavními přítoky a měrnými profily na obr. 1. Další mapová příloha dokumentuje stav vývoje lesních porostů ovlivněných imisemi (obr. 4). Zatížení imisemi v povodí nádrže podstatně vzrůstá, takže toto povodí můžeme charakterizovat jako imisemi výrazně narušené.

stupeň poškození krušnohorských lesů

exhaláty v letech 1960, 1970

a očekávaný stav v roce 1990



4. Vývoj poškození krušnohorských lesů imisemi sloučenin síry. — The pattern of damage of the Ore Mts. forests by sulphur compound immissions

VÝSLEDKY A JEJICH DISKUSE

VYHODNOCENÍ KVALITY VODY V OBDOBÍ 1975—1979

Údaje o výši atmosférických srážek podle měsíčních hodnot jsou uvedeny v tabulce I. Z ní vyplývá, že v době pozorování byly největší srážky zaznamenány v roce 1977, a to 976 mm. V roce 1978 a 1979 byly srážky měřeny přímo v pramenné oblasti potoka Přísečnice v lokalitě Mokřiny, kde byla založena velká pokusná plocha Výzkumného ústavu pro zúrodnění zemědělských půd v Praze. Tato lokalita je pramennou oblastí Přísečnického potoka.

Kvalita srážkové vody byla v oblasti stanovena po prvé v roce 1976. Vyhodnocení se však opírá o výsledky z roků 1978 a 1979 (stanovení provedeno v SČVK v Chomutově). Spad chemických látek obsažených ve srážkové vodě v přepočtu na plochu 1 ha je uveden v ta-

I. Atmosférické srážky v povodí vodárenské nádrže Přísečnice. — Atmospheric precipitation in the watershed of the Přísečnice water reservoir

Měsíc	Údaje v mm v letech				
	1975	1976	1977	1978	1979
leden	60	235,5	42,5	34,8	85
únor	24	17,2	39,7	25,2	40
březen	77	46,9	73,2	63,5	32
duben	48	45,3	93,8	61,1	81
květen	45	71,4	55,-	124,2	39
červen	67	60,0	101,8	43,5	111
červenec	48	81,6	142,7	33,7	99
srpen	70	37,7	137,3	151,2	43
září	35	53,4	90,7	113,6	137
říjen	44	39,8	40,9	63,0	51
listopad	53	121,5	108,7	24,9	68
prosinec	36	80,7	49,7	67,2	82
Celkem	607 ⁺	888, ⁺⁺	976, ⁺⁻	805,9 ⁺⁻	868 ⁺⁻

Vysvětlivky: + stanice Měděnec, ++ Přísečnice, +- Mokřiny

bulce II (rok 1978 a 1979). Bilance sloučenin síry a základních bazických kationtů obsažených ve srážkové vodě na lokalitě Mokřiny (prameniště Přísečnického potoka) v roce 1978 je uvedena v tabulce III a v roce 1979 v tabulce IV.

Kvalita srážkové vody v roce 1978

Srážková voda vykazovala poměrně vysokou aciditu s nejnižší zjištěnou hodnotou pH v měsíci listopadu (3,6 pH) a s nejvyššími hodnotami pH v měsících lednu a říjnu (4,9 pH) a září 5,5 pH s ročním průměrem 4,46 pH. Nižší hodnoty pH dokumentují přítomnost silných minerálních kyselin, protože kyselost způsobená rozpuštěným oxidem uhličitým se složkou HCO_3 neklesá pod hodnoty 5,6 pH. Zjištěné průměrné pH = 4,46 podává důkaz o tom, že příčiny poklesu pH je třeba hledat v přítomnosti silných minerálních kyselin. Tento stav bude nepříznivě ovlivňovat další vývoj acidity v již primárně silně kyselých lesních půdách, které jsou vyvinuty na bázemi chudých substrátech. Kyselá srážková voda vytváří podmínky pro progresivnější vyluhování bazických kationtů z půdy s důsledky jejího dalšího postupného okyselování.

Ze stechiometrických výpočtů na základě údajů tabulek II—III vyplývá, že ve srážkové vodě může být přítomnými bazickými kationty na ploše 1 ha vázáno 2140 molů SO_4 , zatímco jejich přebytek je 1678 molů, což v přepočtu na síru reprezentuje na ploše 1 ha 53,70 kg S. .rok⁻¹ nebo 164,45 kg m H_2SO_4 .ha⁻¹. Uvedené množství je obsaženo

II. Spad chemických látek a sloučenin se srážkovou vodou na lokalitě Mokřiny (pramenná oblast Přísečnického potoka). — Deposition of chemical substances and compounds with precipitation water at the Mokřiny locality (the resource of the Přísečnický brook)

Ukazatel	Rok			
	1978		1979	
	Ø mg.l ⁻¹	kg.ha ⁻¹	Ø mg.l ⁻¹	kg.ha ⁻¹
Hořčík (Mg ²⁺)	1,66	13,37	0,874	7,58
Vápník (Ca ²⁺)	3,18	25,63	3,710	32,20
Amonné ionty	2,12	17,08	0,90	7,81
Dusitany	0,002	0,016	0,016	0,138
Železo (Fe ³⁺)	0,52	4,19	1,11	9,63
Dusičnany	4,58	36,96	3,699	32,10
Mangan	0,11	0,88	0,059	0,51
Hliník	0,44	3,54	0,580	5,03
Síraný (SO ₄ ²⁻)	44,49	366,64	30,598	265,59
Fluoridy	0,21	1,69	0,466	4,04
Fosforečnany	0,137	0,85	0,166	1,44

v 8060 m³ srážkové vody na ploše 1 ha. V přepočtu na koncentraci kyseliny sírové obsažené v 1 l srážkové vody jde o roztok 0,0002 m H₂SO₄, tj. cca 0,02 g m H₂SO₄. l⁻¹.

Podrobnější údaje o rozdělení obsahu síranů a bazických kationtů v jednotlivých měsících jsou uvedeny v tabulce III. Z tabulky vyplývá, že největší obsah volných iontů SO₄ byl zjištěn v srpnu a v září, tj. v měsících s vysokými atmosférickými srážkami. Naopak v červnu a červenci byl zjištěn přebytek bazických kationtů.

Nebýla však zaznamenána korelace mezi hodnotami pH srážkové vody s obsahem volných nebo teoreticky vázaných síranů. Hodnota pH se příliš nelišila v měsících s velkým přebytkem síranů, ani s přebytkem bazických kationtů. Tato skutečnost vede k názoru, že proces vymývání sloučenin síry z ovzduší a možnosti příslušných chemických reakcí jsou podstatně složitější a závislé na řadě těžko definovatelných podmínek. Určení podílu volné kyseliny sírové nebo siřičité ve srážkové vodě je proto složité a výpočty je možno brát v úvahu pouze podmiěně. Tento názor dokazuje vývoj pH vody v červnu a červenci, kdy byly obsahem bazických kationtů vytvořeny podmínky pro neutralizaci volných silných minerálních kyselin, avšak pH srážkové vody dokazuje, že k této neutralizaci nedošlo, ačkoliv k ní byly teoreticky vytvořeny podmínky.

Vývoj koncentrace kyseliny sírové ve srážkové vodě v přepočtu na 1 l roztoku vykazuje v jednotlivých sledovaných měsících poměrně značné kolísání. Nejnížší koncentrace roztoku kyseliny sírové byla zjištěna v měsíci dubnu a květnu (v obou případech 0,00009 mH₂SO₄. l⁻¹). Nejvyšší koncentrace kyseliny sírové se dosáhlo v srpnu a září (0,00038 až 0,0004 mH₂SO₄. l⁻¹).

III. Balance sloučenin síry a základních kationtů ve srážkové vodě na lokalitě Mokřiny v roce 1978. — Balance of sulphur compounds and basic cations in precipitation water at the Mokřiny locality in the year 1978

Měsíc	Srážky v mm	SO ₄ ²⁻ v kg . ha ⁻¹	SO ₄ ²⁻ v molech . ha ⁻¹	Ca, Mg a NH ₄ v molech . ha ⁻¹	Volné SO ₄ ²⁻ v molech . ha ⁻¹	Volné SO ₄ ²⁻ v kg . ha ⁻¹	Koncentrace m H ₂ SO ₄ . l ⁻¹
leden	34,8	12,52	130,41	66,47	63,94	6,14	0,00018
únor	25,2	8,21	85,52	70,84	14,68	1,41	0,0006
březen	63,5	20,70	215,62	91,56	124,06	11,91	0,00019
duben	61,1	20,95	218,23	161,78	56,45	5,42	0,00009
květen	124,2	72,40	754,16	646,49	107,67	10,34	0,00009
červen	43,5	13,44	140,—	161,08	21,08	2,02	—
červenec	33,7	9,80	102,08	122,55	20,47	1,96	—
srpen	151,2	81,79	851,98	279,—	572,98	55,00	0,00038
září	113,6	67,70	705,21	247,88	457,33	43,90	0,0004
říjen	63,0	25,38	264,37	86,44	177,93	17,08	0,00028
listopad	24,9	10,68	111,25	86,09	25,16	2,41	0,0001
prosinec	67,2	23,04	240,—	120,26	119,74	11,49	0,00018
celkem	805,9	366,61	3818	2140	1678	161	Ø 0,0002

Z údajů o koncentraci kyseliny sírové ve srážkové vodě (tabulka III) vyplývá, že se v průběhu roku k povrchu půdy srážkovou vodou dostávají kolísající koncentrace volné kyseliny sírové.

Zjištěný celkový obsah SO_4 v 1 srážkové vody činil v roce 1978 0,00047 m SO_4 . Mineralizace a neutralizace srážkové vody závisí na době reakce této vody s půdou a jejím podložím a na chemickém složení vrstev zemín, kterými voda infiltruje než opět vyvěrá na povrch a mění se tak na vodu povrchovou. V této souvislosti vyvstává otázka, do jaké míry jsou zeminy, kterými srážková voda prochází, schopny otupit původně kyselou reakci srážkové vody a obohacovat ji bazickými ionty, které kromě úpravy její reakce ovlivňují i její tvrdost a další vlastnosti. Výsledky chemických rozborů půd v pramenné oblasti Přísečnického potoka (lokalita Mokřiny) prokázaly, že obsah vápníku uvolnitelného v 1% kyselině citrónové pouze zcela výjimečně překračuje hodnotu 100 mg Ca . kg⁻¹ zeminy a obsah Mg není v některých půdách vůbec stanovitelný. To znamená, že půdní horizonty vytvářejí pouze velmi malé předpoklady pro neutralizaci kyselé reakce srážkové vody.

Tvrdost srážkové vody vyjádřená v německých stupních kolísá v jednotlivých měsících v rozmezí 0,3–1,2 (3–12 mg CaO . l⁻¹ nebo v přepočtu na Ca 2,148–8,592 mg . l⁻¹). Roční průměr tvrdosti v německých stupních = 0,72 °N. Zastoupení iontů Mg ve srážkové vodě kolísalo mezi 0,43–4,3 mg Mg . l⁻¹ s průměrem 1,66 mg . l⁻¹ s přepočteným podílem na tvrdost vody 0,38 °N.

Zastoupené ionty Ca kolísaly mezi 1,8–6,1 mg Ca . l⁻¹ s ročním průměrem 3,18 mg Ca . l⁻¹, tj. s podílem na tvrdosti 0,44 °N, což společně s hořčíkem je 0,82 °N tvrdosti a zjištěný průměr byl 0,72, což dokazuje, že zjištěné údaje s přepočtem kationtů korespondují.

Zastoupení amonných iontů NH_4^+ kolísá v rozmezí 0,6 (duben) – 5,6 mg . l⁻¹ (květen) s ročním průměrem 2,12 mg NH_4 . l⁻¹, což v přepočtu na ha je 17,08 kg NH_4 , tj. 13,28 kg N . ha⁻¹.

Zastoupení dusičnanů (NO_3) ve srážkové vodě kolísalo mezi 1,2 až 12 mg NO_3 . l⁻¹, což v přepočtu na ha je 36,96 kg NO_3 , tj. 8,345 kg N . ha⁻¹. Připočteme-li k tomu amonný dusík, pak srážková voda v přepočtu na plochu 1 ha obsahovala 21,62 kg N . ha⁻¹.

Za významnou složku ve srážkové vodě považujeme sírany, jejichž obsah hodnotíme jako vysoký s rozmezím 29,1–56,6 mg SO_4 . l⁻¹ s ročním průměrem 45,49 mg . SO_4 . l⁻¹, což je na ploše 1 ha 366,61 kg SO_4 , tj. 122,20 kg síry.

Vyšší je i zastoupení chloridů, jejichž obsah kolísá mezi 2,0 až 8,5 mg . Cl . l⁻¹. V přepočtu na celkové množství srážek a plochu 1 ha to reprezentuje 36,51 kg.

Kvalita srážkové vody v roce 1979

Údaje o kvalitě srážkové vody v roce 1979 pouze potvrzují to, co již bylo řečeno v souvislosti s interpretací výsledků z roku 1978. I v roce 1979 byla vykonána podrobnější bilance hodnocení obsahu síranů ve srážkové vodě (tabulka IV), z níž vyplývá, jaký pravděpodobný podíl z celkového obsahu síry ve srážkové vodě může být ve formě kyseliny sírové. Největší přebytek volných sloučenin síry byl zaznamenán v dubnu, a to 59,12 kg SO_4 . ha⁻¹ nebo 60,30 kg H_2SO_4 . ha⁻¹. Naopak v čer-

IV. Balance sloučenin síry a základních kationtů ve srážkové vodě na lokalitě Mokřiny v roce 1979. — Balance of sulphur compounds and basic cations in precipitation water at the Mokřiny locality in the year 1979

Měsíc	Srážky v mm	SO ₄ v kg . ha ⁻¹	SO ₄ v molech . ha ⁻¹	Ca, Mg a NH ₄ v molech . ha ⁻¹	Volné SO ₄ v molech . ha ⁻¹	Volné SO ₄ v kg . ha ⁻¹	Koncentrace m H ₂ SO ₄ . l ⁻¹
leden	85	7,29	75,93	32,34	43,59	4,18	0,00005
únor	40	13,72	142,91	60,08	82,83	7,95	0,0002
březen	32	10,98	114,37	14,55	99,82	9,58	0,0003
duben	81	61,15	636,97	21,13	615,84	59,12	0,00076
květen	39	11,93	124,27	36,98	87,29	8,38	0,00022
červen	111	27,52	286,66	179,62	107,04	10,28	0,000096
červenec	99	12,67	131,97	145,55	— 13,58	— 1,30	0,
srpen	43	14,75	153,64	150,42	3,22	0,31	0,000007
září	137	34,68	361,25	341,72	19,53	1,87	0,000014
říjen	51	12,24	127,50	133,80	— 6,30	— 0,60	0
listopad	68	50,17	522,60	301,35	221,25	21,24	0,00032
prosinec	82	8,44	87,91	98,02	— 10,11	— 0,97	0
Celkem	868	265,54	2766	1515	1251	120	0,00014

venci, říjnu a prosinci byl zaznamenán přebytek bazických iontů nad ionty SO_4 . Při konfrontaci hodnot pH srážkové vody s údaji o podílu alkálií zjistíme, že v červenci bylo pH 4,2, v říjnu 6,1 a v prosinci 4,25, což dokazuje, že podmínky pro rovnovážné nebo nerovnovážné stavy jsou ve srážkové vodě velmi složité.

Ze vzájemného srovnání hodnot pH v měsících s maximálními obsahy sloučenin síry s měsíci s přebytkem alkálií vyplývá, že nedochází ke korelaci s pH srážkové vody, což naznačuje, že ve srážkové vodě nemohou vždy proběhnout předpokládané chemické reakce a že dynamika iontových výměn je podstatně složitější.

Pokud jde o předpokládanou molaritu sloučenin síry přepočtených na litr srážkové vody, je tato hodnota v roce 1979 téměř stejná jako v roce 1978, tj. $0,00014 \text{ mH}_2\text{SO}_4 \cdot \text{l}^{-1}$ s ročním kolísáním v rozmezí $0,000007 - 0,00076 \text{ mH}_2\text{SO}_4 \cdot \text{l}^{-1}$ (tabulka IV).

Za zajímavý lze považovat vývoj oxidovatelnosti ve srážkové vodě s průměrnou hodnotou v roce $7,04 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ spotřeby O_2 . Tyto údaje dokazují, že srážková voda je znečištěna organickými látkami a lze ji podle kritérií ČSN 83 0602 zařadit do I.b třídy čistoty.

V roce 1979 byl ve srážkové vodě zjištěn vysoký podíl železa s průměrem $1,11 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. Na základě tohoto ukazatele lze srážkovou vodu hodnotit jako silně znečištěnou (III. třída).

Hodnotíme-li čistotu srážkové vody podle pH s ročním průměrem 4,83, pak vodu zařazujeme do IV. třídy čistoty (voda velmi silně znečištěná).

Zhodnocení kvality srážkové vody

Z výsledků chemických analýz srážkové vody na lokalitě Mokřiny, tj. v prameništi Přísečnického potoka, vyplývá, že srážkovou vodu lze podle ukazatele celkového obsahu železa hodnotit jako silně znečištěnou, podle pH dokonce jako vodu velmi silně znečištěnou a podle oxidovatelnosti jako vodu čistou. Za vysoký lze ve srážkové vodě považovat i obsah sloučenin síry, jejichž výše do značné míry koresponduje s jejich obsahem ve vodách přitékajících do nádrže. Podle výpočtů lze usuzovat na to, že srážková voda obsahuje volnou kyselinu sírovou se zjištěnou molaritou cca $0,00014 - 0,0002$. Volná kyselina sírová bude dále agresivně působit na půdu, zejména pak na proces dalšího okyselování. Tento proces bude spojen s ochuzováním půdy o bazické kationty jako Ca a Mg. Rozbory půd prokázaly, že přístupné formy Mg jsou již v některých půdách (jejich horizontech) téměř vyčerpány. Obsah volných iontů Ca je rovněž velmi nízký. Pokud se kyselá srážková voda dostane do povrchového oběhu vody (povrchovým odtokem), ovlivňuje v řadě ukazatelů kvalitu povrchových vod bezprostředně. V opačném případě se v půdě a jejích podložních horizontech mineralizuje a podílí se na další degradaci zejména povrchových půdních horizontů.

HODNOCENÍ KVALITY VODY V PŘÍTOCÍCH VODÁRENSKÉ NÁDRŽE PŘÍSEČNICE

Výsledky chemických rozborů byly získány z chemické laboratoře povodí Ohře a u některých toků a jejich úseků převzaty z SčVK z Chomutova.

Přísečnický potok

Plocha povodí tohoto potoka je 16,63 km². Jeho povodí tvoří ze 70 % lesní půdy a zbytek, tj. 30 %, připadá na půdy zemědělské. Do tohoto potoka se poblíže vtoku do nádrže vlévá potok protékající bývalou osadou Dolina, který je v mapě označen jako potok Hamerský. Tento potok vytéká výlučně ze zemědělského povodí a významně v některých ukazatelích nadlepšuje kvalitu vody v Přísečnickém potoce.

Prameniště Přísečnického potoka se nachází v převaze na lesní půdě, a to v hřebenové části za železniční tratí mezi Měděncem a Kovářskou ve značné části na lokalitě Mokřiny v blízkosti obce Horní Halše (obr. 2). Jeho normální průtok je nadlepšován vodou čerpanou z rudného dolu v Měděnci. Poblíže vybudované vodní nádrže Orpus, která se nachází v současné době v havarijním stavu, přitéká do Přísečnického potoka levostranný přítok odvodňující zalesněné údolí mezi Špičákem. Podstatná část lesních porostů v nejhornější části povodí (kolem rozvodnice) již odumřela a je již vytěžena nebo se těží. Zde je také situována pokusná plocha, jejímž cílem je řešit obnovu lesa ve složitých podmínkách zamokřených lesních půd. Na této ploše, která je současně prameništěm Přísečnického potoka, jsou sledovány různé způsoby odvodnění půd, jakož i jejich následná kultivace a hnojení jako součást obnovy imisemi zničeného lesa. V této části povodí, a to nad železniční tratí, má potok několik větví a jsou zde lokalizována i rašeliníště.

Ve spodní zalesněné části povodí potoka je umístěno odkaliště rudného dolu. Pod ním je nádrž, která slouží k jímání vody z odkaliště, odkud je opět odčerpávána a slouží znovu k dopravě flotované hlušiny. Pod odkalištěm ústí do potoka obchvatný kanál, který přivádí podzemní vodu z dolu s průtokem cca 40 l.s⁻¹. Vzhledem k mnoha vlivům, které se podílejí na kvalitě vody v tomto potoce, je hodnocení konáno na základě rozborů vody v různých měrných profilech.

Hřebenová část Přísečnického potoka

Měrný profil z minerální části povodí se nachází v nejhornější části povodí potoka nad výzkumnou plochou VÚZZP. Délka úseku potoka v této pramenné části je cca 700 m. Tato část povodí je charakterizována odumírajícími zbytky smrkových porostů. Rozbory vody byly konány SČVK v Chomutově a výsledky jsou přehledně pro leta 1976, 1977 a 1978 uvedeny v tabulce V. Je zde hodnocena kvalita vody s diferenciací před a po vybudování odvodňovacích kanálů s použitím trhavin. Hodnocením kvality vody v této pramenné části Přísečnického potoka podle ČSN 83 0602 a 83 0611 jsme získali dále uvedené poznatky.

Obsah nerozpuštěných látek splňuje požadavky na I.a třídu čistoty, a to jak v období před použitím trhavin, tak i po něm. Voda je velmi silně kyselá a podle ukazatele pH ji zařazujeme do IV. třídy (velmi silně znečištěná voda). Tvrdost vody je rovněž velmi nízká v rozmezí 1,5–1,9 německého stupně, přičemž za minimum pro vodu určenou k hromadnému zásobování se považuje 2,1 °N. Nízká tvrdost vody společně s vysokou aciditou a velmi nízkým obsahem bazických iontů dokazuje, že se tato voda svou jakostí blíží vodě srážkové, což naznačuje, že sama půda se v procesu její mineralizace uplatňuje pouze velmi ome-

V. Kvalita povrchové vody v hřebenové části Přísečnického potoka v úseku s minerálními půdami (před a po vybudování příkopů trhavinami). — Surface water quality in the range part of the Přísečnický brook in a section with mineral soils (before and after digging the ditches by explosives)

Ukazatel údaje v mg.l ⁻¹	Rok			
	1976	1977	1978	
			před zásahem	po zásahu
nerozp. látky	16,30	11,70	11,20	14,20
pH	3,9	4,0	4,0	4,0
acidita mval.l ⁻¹	0,5	0,6	0,4	0,7
tvrdost cel. °N	1,9	1,5	1,5	1,5
vápník Ca ⁺⁺	7,22	5,82	6,19	5,41
chloridy Cl'	7	7	6	7
sírany SO ₄ ^{''}	60,82	43,55	40,15	49,50
fosforečnany PO ₄	0,13	0,10	0,09	0,08
dusitany (NO ₂)	0,002	0,006	0,004	0,005
dusičnany (NO ₃)	8,30	7,20	5,24	6,83
amonné ionty (NH ₄ ⁺)	1,69	1,02	0,72	1,18
fluoridy F'	0,31	0,26	0,25	0,54
arzen mikro – g.l ⁻¹	8,77	—	12,77	—
hliník Al ³⁺	2,17	0,39	0,23	0,75
humínové látky	7,82	8,4	2,72	25,18
oxidovatelnost O ₂	9,4	8,5	7,3	23,50
železo Fe ³⁺	3,71	3,37	2,78	3,97
mangan Mn ²⁺	0,65	0,58	0,71	0,44

zeně. Srážková voda, pokud přímo neodteče po povrchu do sběrného příkopu, prosakuje pouze půdním profilem, jehož zeminy vykazují výrazně negativní vlastnosti, tj. extrémní kyselost, sorpční nenasycenost a absolutní nedostatek pohotových iontů jako Ca a Mg. Voda v důsledku drenáže s použitím otevřených příkopů se v půdním profilu nemůže rovněž během delší doby kontaminovat s půdou, takže k mineralizaci z obou naznačených důvodů dochází pouze velmi omezeně. Jde tedy o povrchovou vodu, která nebyla významněji ovlivněna půdním filtrem. Právě zde je pak podán důkaz o tom, že imise sloučenin síry mohou za určitých podmínek negativně ovlivnit kvalitu povrchového odtoku vody.

Zastoupení síranů (SO₄) s obsahem v průměru 45,49 mg.l⁻¹ ve srážkové vodě v roce 1978 a před melioračním zásahem ve výši 40,15 mg SO₄.l⁻¹ rovněž potvrzuje, že se kvalita vody příliš nezměnila. Ke zvýšení obsahu síranů v roce 1978 došlo až po melioračním zásahu (49,50 mg SO₄.l⁻¹). Tento jev se dá vysvětlit jejich intenzivnějším vyplavováním po odvodnění.

Dusičnany jsou zastoupeny pouze v mírně vyšších hodnotách, než

tomu je ve srážkové vodě, což naznačuje částečnou oxidaci amonných iontů na nitráty nebo jejich nepatrné uvolnění z půdy. Je však třeba vycházet z toho, že pro nitrifikaci v půdě nejsou vytvořeny podmínky. Podle jejich obsahu je voda již v prameništi zařazena v průměru do I.b třídy čistoty.

Obsah amonných iontů se v letech 1976 a 1977 snížil ve srovnání s jejich obsahem ve srážkové vodě a vyhovuje II. třídě čistoty. V roce 1978 před melioračním zásahem odpovídal I.b třídě a po melioračním zásahu II. třídě čistoty.

Zastoupené fluoridy nepřekračují normu stanovenou pro pitnou vodu, která připouští maximum $1,5 \text{ mg F.l}^{-1}$. Obsah arzenu je rovněž nižší než stanoví příslušná norma. Výrazně je však překročen obsah humínových látek pro pitnou vodu $= 2,5 \text{ mg.l}^{-1}$, a to v roce 1976 3,128, v roce 1977 3,36 a v roce 1978 před melioračním zásahem 1,088, po melioračním zásahu dokonce 10,07 X. To dokazuje vymývání organických látek z půdy po melioraci. V následných letech však došlo opět k poklesu obsahu organických látek ve vodě.

Podle oxidovatelnosti lze vodu zařadit do I.b třídy čistoty v roce 1976, 1977 a 1978 před melioračním zásahem a po zásahu pak do III. třídy čistoty. Údaje tedy korespondují s obsahem humínových kyselin ve vodě.

Podle obsahu železa lze tuto vodu rovněž zařadit do IV. třídy čistoty. Obsah železa je výrazně vysoký a naznačuje probíhající oxidačně redukční pochody v půdě, protože dochází ke zhoršení tohoto ukazatele ve srovnání s kvalitou srážkové vody. Stejně je tomu tak i při hodnocení obsahu manganu s III. třídou čistoty. Po odvodnění můžeme již pozorovat pokles obsahu manganu ve vodě.

Výsledky hydrochemických rozborů v měsíčních intervalech v letech 1976—1978, jejichž roční průměry jsou uvedeny v tabulce V, dokazují, že v pramenné oblasti kontaminovaná srážková voda ovlivňuje významným způsobem vodu povrchovou, kterou není půda schopna mineralizovat, pokud tato voda půdním profilem prochází.

Přísečnický potok pod výzkumnou plochou a nad železniční tratí

Průměrné výsledky hydrochemických rozborů v tomto měrném profilu za leta 1976—1978, a to před odvodněním příkopy a po něm, jsou uvedeny v tabulce VI, z níž vyplývá, že vodu podle obsahu nerozpuštěných látek ať již před zahájením, nebo po zahájení melioračních prací lze hodnotit jako velmi silně znečištěnou (IV. tř.). Maxima znečištění ve výši $23\,935 \text{ mg.l}^{-1}$ bylo dosaženo po zahájení melioračních prací v roce 1976. V roce 1977 a 1978 již opět došlo ke konsolidaci, avšak i tak je ještě obsah nerozpustných látek vysoký, což je vyvoláno zvýšenou erozní činností vody v otevřených příkopech odvodňovací sítě. V roce 1978 byl již obsah těchto látek pouze nepatrně vyšší ve srovnání s obdobím před melioračními zásahy (odvodnění půdy otevřenými příkopy — obr. 5).

Zjištěná průměrná acidita vody je rovněž mimořádně vysoká, avšak v průměru již nepatrně nižší ve srovnání s hořejší částí prameniště. Reakce vody se mírně zlepšila meliorací, a to o 0,5 pH. Pro zastoupený obsah bazických iontů v půdě platí totéž jako v předcházejícím pří-

VI. Kvalita povrchové vody v Přísečnickém potoce pod výzkumnou plochou VÚZZP na lokalitě Mokřiny (před odvodněním a po odvodnění otevřenými příkopy). — Surface water quality in the Přísečnice brook below the research area of the Research Institute of Land Reclaims at the Mokřiny locality (before draining and after draining with open ditches)

Ukazatel* mg.l ⁻¹	1976		1977	1978
	před melioracemi	po melioracích		
nerozp. látky	147	23 935	183	159
pH	3,6	3,6	4,1	4,1
acidita v mval.l ⁻¹	0,5	—	0,7	0,7
tvrdost cel. °N	1,8	3,1	1,6	1,5
vápník Ca ²⁺	8,25	11,33	7,55	6,75
chloridy Cl'	7	13	6,5	6,5
sírany SO ₄ 2'	67,56	80,36	45,26	50,37
fosforečnany PO ₄	0,13	0,65	0,07	0,06
dusitany (NO ₂)	0,025	0,006	0,004	0,005
dusičnany (NO ₃)	5,05	13,5	4,63	5,68
amonné ionty (NH ₄)	1,30	2,37	1,04	1,57
fluoridy F'	0,68	0,43	0,34	0,39
hliník Al ³⁺	0,61	5,61	0,40	0,46
humínové látky	—	96,9	11,38	15,02
oxidovatelnost O ₂	19,2	132,8	16,6	18,30
železo Fe ³⁺	2,45	6,6	3,02	2,05
mangan Mn ²⁺	0,53	0,42	0,48	0,48
arzen μg.l ⁻¹	10,25	7,5	—	9,87
SiO ₂	9,92	11,33	9,83	9,0



5. Svodné příkopy jsou opevnovány laťovými plůtky, aby se omezila výmolná eroze a znečištění vody nerozpustnými látkami (v době než dojde ke konsolidaci koryta). — Collecting ditches are fortified by paling to reduce gully erosion and in this way to reduce water pollution with indissolved substances (before the stream-bed is consolidated)

padě. Výzkumná plocha však byla meliorována s použitím mletého vápence.

Ve srovnání s obsahem síranů ve vodě v předcházejícím měrném profilu byl jejich obsah v roce 1976 vyšší ať již před odvodněním, nebo zejména po něm, což je možno rovněž dát do souvislosti s jejich intenzivnějším vyplavováním z půdy po odvodnění. V roce 1977 a 1978 se však již projevilo výrazné snížení. To svědčí o konsolidaci a zrychlení odtoku vody, zejména vody srážkové, přímým povrchovým odtokem, k čemuž jsou příkopovým odvodněním vytvořeny předpoklady. Znamená to, že pouze určitá část srážkové vody prosakuje půdním profilem k místům drenážního odtoku a může se tedy v půdě částečně mineralizovat dříve než se stane součástí povrchového odtoku.

Stejně jako v předcházejícím profilu není ani v tomto voda výrazněji mineralizována, tj. obohacena bazickými kationty, a nemění se příliš ani její tvrdost. Zastoupené dusičnany jsou analogické jako ve vodě v předcházejícím profilu. Voda však ve všech letech pozorování vykazuje znečištění amonnými ionty. Jejich maxima bylo dosaženo v roce 1976 po odvodnění, což souvisí s větší intenzitou jejich vyplavování i tvorbou v půdě.

Zastoupené fluoridy splňují požadavky na pitnou vodu. Po odvodnění stoupl ve vodě výrazněji obsah hliníku, a to více než 9X, což souvisí s náhlou změnou ve vývoji oxidačně redukčních procesů vyvolaných odvodněním. V roce 1977 a 1978 se však jeho obsah snížil na hodnoty menší než před odvodňovacím zásahem. To dokazuje, že jeho dynamika je ovlivněna příznivě.

Po odvodnění půdy se ve vodě mimořádně zvýšil obsah humínových látek a norma platná pro pitnou vodu byla překročena 38,76X. V dalších letech se sice obsah těchto látek výrazně snížil, ale i tak bylo v roce 1977 zvýšení 4,55násobné a v roce 1978 6násobné. Zvýšení obsahu humínových látek ve vodě lze zdůvodnit tím, že odvodněním došlo k většímu rozkladu surového humusu (oxidaci organických látek), což je doprovázeno vymýváním jejich meziproduktů. Dá se však předpokládat, že postupně dojde k ustálení tohoto procesu.

Údaje o oxidovatelnosti manganistanem korespondují s obsahem humínových kyselin. V roce 1976 před meliorací byla voda silně znečištěná organickými látkami zařazena do III. třídy čistoty, po odvodnění se značně zvýšila oxidovatelnost na hodnotu 132,8 mg O₂·l⁻¹, tj. IV. třída čistoty. V letech 1977 a 1978 došlo sice ke snížení oxidovatelnosti pod hodnotu před melioračním zásahem, ovšem i tak odpovídala III. třídě čistoty.

Největší znečištění vody železem bylo zjištěno po odvodnění, a to ze stejných důvodů jako u hliníku. V roce 1977, ale zejména v roce 1978, však již obsah železa poklesl, a to na hodnotu nižší než před melioračním zásahem, avšak i tak ještě ve IV. třídě čistoty vody. Podle obsahu manganu je voda zařazena do III. třídy čistoty. Obsah arzenu vyhovuje normě pro pitnou vodu.

Výsledky hydrochemických rozborů z tohoto měrného profilu sice naznačují v některých ukazatelích odlišnější složení vody než vody srážkové (Ca, tvrdost aj.), ale přesto i zde platí, že v půdě nedochází k výraznější mineralizaci srážkové vody, protože část srážkové vody odtéká přímo a další část, která později dosáhne po infiltraci půdním

profilem dna sběrných nebo svodných příkopů, nemůže být v půdním profilu výrazněji změněna v důsledku velmi nepříznivých vlastností půdy (jejích svrchních horizontů). Bylo též zjištěno, že meliorační zásah nejdříve kvalitu vody ovlivňuje v některých ukazatelích negativně. Postupem doby pak dochází k zlepšení kvality vody ve srovnání s údaji před zásahem. I v tomto měrném profilu se prokazuje, že srážková voda ovlivněná imisemi ovlivňuje jakost povrchového odtoku.

Přísečnický potok nad odkalištěm

Příslušné odběry vzorků vody v tomto měrném profilu byly zahájeny roku 1975 a výsledky hydrochemických a hydrobiologických rozborů jsou podrobněji vyhodnoceny. V tomto měrném profilu lze rovněž sledovat vliv odvodňovacích prací realizovaných v hořejší části pramenišť.

V roce 1975 byla voda ve skupině kyslíkového režimu hodnocena v rozsahu I.a — I.b — II. třídy (oxidovatelnost).

Ve skupině základního chemického složení byla voda ve třídě I.a. Ve skupině zvláštních ukazatelů byla v rozsahu I.a — IV. třídy (pro pH).

V roce 1976 byla voda ve skupině kyslíkového režimu hodnocena v rozsahu třídy I.a — I.b. Ve skupině základního chemického složení ve třídě I.a a ve skupině zvláštních chemických ukazatelů v rozsahu I.a — I.b — III. třídy (železo) — IV. třídy (pH). Zvýšení obsahu nerozpustných látek $230 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ se zjistilo 19. 10. 1976, tj. po odvodnění půdy (IV. tř.). V téže době se zvýšila i celková tvrdost a obsah síranových iontů. U obsahu amonných iontů došlo k výraznému zlepšení kvality se zařazením vody ve třídě I.b.

Alkalitu vody lze hodnotit jako nevyhovující, a to ve všech letech pozorování s průměrnými hodnotami $0,05\text{--}0,28 \text{ mval} \cdot \text{l}^{-1}$.

V roce 1976 byly ve vodě poprvé stanoveny základní těžké kovy jako Cu, Cd, Zn, Pb, Ni, Cr. Jejich obsahy jsou vesměs o 1 i více řádů nižší než připouští příslušná norma. To naznačuje, že imise Podkrusnohorské pánve se na jejich obsahu ve vodě zatím nepodílejí.

V roce 1977 byla ve skupině kyslíkového režimu zjištěna třída I.a s výjimkou oxidovatelnosti ve třídě II. Ve skupině základního chemického složení ani jedno stanovení nevybočilo z I.a třídy čistoty.

Poněkud jiný obraz však již poskytuje skupina zvláštních ukazatelů s tímto zařazením: amonné ionty II. tř., pH IV. tř., dusičnanové ionty I.b tř., celkové železo III. tř., mangan III. tř., teplota vody I.a tř. a coli index I.b tř., alkalita pod normou pro pitnou vodu.

Zastoupené těžké kovy byly ve všech ukazatelích pod hodnotami příslušné normy o jeden i více řádů.

V roce 1978 došlo ve třídě kyslíkového režimu ke změně v zařazení podle hodnoty oxidovatelnosti, a to do třídy I.b (v roce 1977 ještě II. třída). Ve skupině základního chemického složení byla voda ve všech ukazatelích zařazena ve I.a třídě.

V roce 1978 došlo i ke zlepšení čistoty ve skupině zvláštních ukazatelů, a to: amonné ionty I.b tř., dusičnanové ionty I.b tř., pH IV. tř., železo I.b tř. (1977 ještě III. tř.), mangan III. tř., teplota vody I.a tř.,

zabarvení I.a tř. a coli index I.b tř. Zastoupení těžkých kovů ve všech ukazatelích je pod normou.

Výsledky hydrochemických rozborů z tohoto měrného profilu prokazují, že dochází k postupné mineralizaci vody, což se projevuje zvýšeným obsahem iontů Ca a Mg, jakož i zvýšenou tvrdostí, která již vyhovuje normě pro pitnou vodu, a to ve všech letech pozorování. Došlo i k zvýšení pH, tj. částečnému poklesu acidity vody, ale i přesto ještě zůstává zařazena ve IV. třídě, tj. vody velmi silně znečištěné. V roce 1978 se výrazně zlepšil obsah železa, což bylo zřejmě ovlivněno jeho snížením ve vodě již v předcházejícím profilu. Je to důkaz, že na jeho obsah má postupně vliv odvodnění v pramenné oblasti. Poklesl i obsah humínových látek, což je dokumentováno i zlepšením třídy I.b pro oxidovatelnost. Zlepšující se kvalita vody směrem dolů po toku naznačuje, že ve vodě dochází jednak k procesu samočištění, jednak k přítoku vody, která je již více mineralizována. Přichází do kontaktu s vrstvami zemin a hornin, které ji mohou částečně obohatit alkáliemi, což se projevuje na zlepšení pH a stupně tvrdosti. Bohužel dané lesní ekosystémy nejsou schopny výrazněji ovlivnit pH, tj. aciditu vody. Z toho lze odvodit, že imise i v této části toku ještě významně kvalitu vody ovlivňují.

Přísečnický potok u silnice (uzavírací profil)

Údaje o kvalitě vody v uzavíracím profilu tohoto potoka jsou uvedeny v tabulce VII. Z minimálních, maximálních a průměrných hodnot výsledků hydrochemických a hydrobiologických rozborů vyplývá, že v uzavíracím profilu došlo k výraznějšímu zlepšení kvality vody, což dokazuje, že v ní proběhl proces samočištění, mineralizace a vzestupu pH, tj. k výraznému poklesu acidity až k neutrálnímu pH, čímž se významně zvýšila tvrdost vody a obsah iontů Ca a Mg. Kvalita vody je ovlivněna jednak přečerpávanou důlní vodou, která vykazuje vysokou tvrdost a zastoupení bazických kationtů, jakož i příznivou reakci, jednak přítokem Hamerského potoka vytékajícího ze zemědělské části povodí.

Ve skupině kyslíkového režimu byl vývoj podle průměru nejnepříznivějších hodnot tento:

ukazatel	rok, třída čistoty			
	1975	1976	1977	1978
rozpuštěný kyslík	I.a	I.a	I.a	I.a.
nasycení kyslíkem	I.a	I.a	I.a	I.a
BSK ₅	I.b	I.a	I.a	I.a
oxidovatelnost	I.b	I.b	I.b	I.b
saprobita	I.b	I.b	I.b	I.b

Ze srovnání vyplývá, že pouze ve dvou ukazatelích kyslíkového režimu byla voda zařazena ve třídě I.b (čistá voda) a pouze v jednom roku u oxidovatelnosti ve III. třídě (silně znečištěná voda).

Ve skupině základních chemických ukazatelů (chemického složení) je zařazení ve všech ukazatelích i letech pozorování ve skupině I.a (velmi čistá voda).

VII. Kvalita vody v Přísečnickém potoce v profilu u silnice v letech pozorování along the road during the years of observation 1975—1979 (closing profile)

Ukazatel mg.l ⁻¹	1975			1976		
	min.	max.	Ø	min.	max.	Ø
Rozpuštěný kyslík	9,5	13,2	11,23	9,6	12,4	11
Nasyc. kyslíkem v %	79	103	89	84	104	91
BSK ₅ mg O ₂ .l ⁻¹	0,8	3,6	1,5	0,4	1,7	1,1
Oxidovatelnost	1,6	12,5	5,5	3,8	13,8	6,6
Chlorid. ionty	8	16	11,42	6	24	11,8
Síranové ionty	31	67	50,60	48	70	56,1
Celk. tvrdost °N	2,8	5,4	4,30	2,8	6,2	4,10
Vápníkové ionty	14,5	27	20,40	13	36	22
Hořčíkové ionty	4,2	8,6	6,10	1,8	10,5	4,6
Rozpuštěné látky	107	724	168,30	132	199	161
Nerozpuštěné látky	1	16	13,25	2	35	9,8
Amonné ionty	0,2	0,8	0,57	0,2	1,8	0,65
Dusičnanové ionty	3	11	6,40	4	28	11,20
pH	5,5	8,0	6,90	5,1	7,5	6,75
Celk. železo	0,3	1,0	0,53	0,1	0,8	0,32
Mangan	0	0,25	0,03	0	0,5	0,12
Zabarvení Pt	10	50	21	10	35	18
Coli index – tisíce zárodků	1	170	30,22	0	730	87
Mezofilní zárodky	0	112	27	0	59	9
Specifická vodivost μS.cm ⁻¹	151	388	253	189	287	222
Rozpuštěné látky žíhané	78	136	107	60	122	100
Nerozpuštěné látky žíhané	0	80	9	1	30	7
Dusitany	0	0,1	0,01	0	0,01	0,004
Fosforečnany	0	0,1	0,06	0	1,1	0,19
Křemičitany	2,5	14,0	8,10	4	12,0	7,6
Alkalita v mval.l ⁻¹	0,3	1,5	0,71	0,3	1,5	0,69
Index saprobity biosestonu	—	—	—	1,3	2,2	1,80
Saprobity bentosu	—	—	—	bm	bm	bm
Index saprobity bentosu	—	—	—	1,87	1,96	1,91
Psychrofilní zárodky v 1 ml	0	220	93	0	105	41
Těžké kovy:						
Měď (Cu)	—	—	—	0,003	0,011	0,005
Zinek (Zn)	—	—	—	0,006	0,27	0,07
Nikl (Ni)	—	—	—	0,003	0,013	0,007
Chrom (Cr)	—	—	—	0	0,001	0,001
Olovo (Pb)	—	—	—	0	0,01	0,005
Kadmium (Cd)	—	—	—	0	0,003	0,001
Rtuť (Hg)	—	—	—	—	—	—
Stříbro (Ag)	—	—	—	—	—	—

1977			1978			1979		
min.	max.	Ø	min.	max.	Ø	min.	max.	Ø
9,5	12,40	11,0	9,5	12,10	10,90	8,7	13,0	11,10
83	94	88	78	96	87	83	95	89
0,6	1,6	1,1	0,5	1,9	1,0	0,6	1,6	1,1
3,3	11,3	6,1	2,7	12,1	4,9	4,2	42	8,7
7,0	13	10,1	6	13	8,8	6	16	9
48	67	59,2	56	67	61	44	67	55
2,8	4,8	3,5	3,2	5,8	4,2	3	5,4	4,2
14,3	21	17,2	13	31	20,1	13	29	22
2,6	7,8	4,8	3,4	7,8	5,8	2,6	6,8	5,0
132	193	163	124	215	156	131	189	163
3	20	10,2	1	19	5	1	27	9,3
0,25	0,9	0,63	0,1	1,5	0,55	0,1	1,0	0,42
5	13	8,8	5	12	9	5,0	14,0	9,60
4,8	6,9	6,4	5,5	7,3	6,8	4,9	7,3	6,74
0,1	1,5	0,6	0,02	0,7	0,27	0	0,5	0,25
0,1	0,6	0,2	0,05	0,3	0,15	0	0,4	0,13
5	45	19	3	25	16	5	60	21
0	4,1	1,23	0,1	6,2	1,6	0,02	16	2,39
0	80	19	0	27	9,5	0	20	6
163	261	202	164	309	217	162	289	233
78	115	95	63	137	92	74	135	105
2	16	7	0	12	3	0	13	6
0	0,02	0,007	0	0,015	0,006	0	0,01	0,002
0	0,10	0,048	0	0,10	0,06	0	0,15	0,045
6	14	9,1	4	10	7,5	—	—	—
0,05	0,8	0,44	0,15	0,30	0,7	0,1	1,20	0,54
1,52	1,9	1,71	—	—	—	1,5	2,00	1,84
—	—	—	—	—	—	bm	bm	bm
—	—	—	—	—	—	1,7	1,9	1,8
3	140	49	16	73	37	0	118	31
0,001	0,006	0,003	0,001	0,006	0,003	0,002	0,014	0,005
0,017	0,145	0,07	0,022	0,510	0,095	0,02	0,163	0,076
0,001	0,009	0,005	0,001	0,008	0,004	0,001	0,009	0,004
0,001	0,002	0,001	0,001	0,002	0,001	0,001	0,001	0,001
—	0,005	—	—	0,005	—	—	0,005	—
—	0,001	—	—	0,001	—	—	0,001	—
—	—	—	—	—	—	—	—	—
—	0,001	—	—	0,001	—	—	—	—

Ve skupině zvláštních ukazatelů byl vývoj:

ukazatel	rok, třída čistoty				
	1975	1976	1977	1978	1979
amonné ionty	I.b	I.b	I.b	I.b	I.b
dusičnanové ionty	I.b	II.	I.b	I.b	I.b
pH	I.a	I.a	II.	I.a	I.a
železo	II.	II.	III.	I.b	I.b
mangan	II.	II.	II.	II.	II.
teplota vody	I.a	I.a	I.a	I.a	I.a
coli index	III.	III.	I.b	I.b	I.b

Zastoupené těžké kovy jsou rovněž o 1 i více řádů pod ukazateli příslušné normy. Voda tudíž není těžkými kovy kontaminována.

Vývoj kvality vody v uzavíracím profilu Přísečnického potoka lze tedy hodnotit tak, že ve skupině kyslíkového režimu došlo mezi jednotlivými roky ke změně pouze v roce 1979 u oxidovatelnosti, která poklesla z I.b do III. třídy. V ostatních ukazatelích nebyly změny zaznamenány. Zvýšení oxidovatelnosti je způsobeno vymýváním rašelinišť a je v úzké souvislosti s vlivem imisí na lesní půdy, zejména s ovlivněním dynamiky oxidace organických látek. V tomto ukazateli lze i nadále předpokládat největší změny.

Ve skupině základního chemického složení nedošlo k letům pozorování ke změnám v zařazení vody ve třídách čistoty a vodu lze hodnotit jako velmi čistou. Oproti kvalitě vody v předcházejících měrných profilech došlo k významným změnám v její tvrdosti a v zastoupení iontů Ca a Mg. Tyto ukazatele byly ovlivněny jednak pokračující mineralizací vody infiltrující do potoka, jednak přítokem důlní vody a Hamerského potoka.

Ve skupině zvláštních ukazatelů se kvalita vody výrazně zlepšila, zejména u amonných iontů a pH. V posledních letech pozorování se zlepšil i obsah železa se zařazením ve třídě I.b (čistá voda). Lze usuzovat na to, že obsah železa je ovlivněn odvodněním hydromorfních půd v prameništi potoka. Obsah manganu se za dobu pozorování nezměnil, ale i přesto je kvalita vody v tomto ukazateli příznivější ve srovnání s měrnými profilem v hořejších částech potoka.

Kvalita vody se zlepšila i co do hydrobiologických vlastností, když se hodnoty coli indexu posunuly ze III. až do I.b třídy. Je to způsobeno tím, že byla vyloučena pastva skotu v zemědělské části povodí a zrušen objekt živočišné výroby v těsné blízkosti Hamerského potoka, který se vlévá do Přísečnického potoka.

Hamerský potok

Povodí tohoto potoka je v maximální míře reprezentováno zemědělsky obhospodařovanou půdou (93 %) se zastoupením lesní půdy ve výši 7 %. Zemědělská půda je na pravém břehu většinou zatravněna. Na levém břehu jsou louky, které postupně přecházejí do orné půdy. Maximální nadmořská výška rozvodnice povodí je 857 a 828 m. Potok pramení na lesní půdě s odumřelými lesními porosty v okolí bývalé osady Kotlina a částečně za železniční tratí.

Toto dílčí povodí Přísečnického potoka je příkladem pro hodnocení vlivu zemědělské výroby na kvalitu vody. V roce 1976 byl ještě v bývalé osadě Dolina ponechán objekt živočišné výroby a sušička píce

6. Pastva skotu v povodí vodárenské nádrže Přísečnice, v době než byla v povodí zakázána. — Cattle grazing in the watershed of the Přísečnice water reservoir before it was forbidden in this area



a na trvalých travních porostech byla realizována pastva skotu (obr. 6). Pastva skotu byla v povodí postupně zakázána a stejně tak byl zrušen i objekt živočišné výroby a sušička píce.

Výsledky hydrochemických rozborů a hodnoty coli indexu jsou přehledně v ročních průměrech uvedeny v tabulce VIII.

Kvalitu vody ve skupině kyslíkového režimu můžeme hodnotit v celém období pozorování jako velmi čistou (tř. I.a). Čistota vody v tomto toku a jeho příznivý kyslíkový režim je dokázán velmi hojným osídlením pstruhy.

Ve skupině chemického složení lze vodu v celém období pozorování zařadit do I.a třídy čistoty, tj. velmi čistá voda.

Ve skupině zvláštních ukazatelů bylo v roce 1976 maximum v obsahu amonných iontů ve výši $1,35 \text{ mg NH}_4 \cdot \text{l}^{-1}$, tj. zařazení ve II. třídě (znečištěná voda). To bylo zcela prokazatelně způsobeno pastvou skotu a provozem objektu živočišné výroby v těsné blízkosti toku. V dalších letech se však již obsah amonných iontů pohyboval pod hranicemi obsahu pro zařazení do I.a třídy čistoty. Jinak je tomu ovšem s obsahem dusičnanů, když se ve všech letech pozorování prokázala znečištění vody se zařazením v II. třídě čistoty (znečištěná voda). To je prokazatelný důsledek rostlinné výroby, která je realizována na ploše $2,9 \text{ km}^2$ s průměrným hnojením dusíkem v rozmezí $90,6\text{--}94,2 \text{ kg N} \cdot \text{ha}^{-1}$. Tato skutečnost ovlivnila obsah nitrátů v povrchové vodě. V roce 1976 jejich obsah kolísal v rozmezí $6,4\text{--}49,4 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ s ročním průměrem $15,28 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$. V roce 1977 v rozmezí $7,8\text{--}42,7 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ s průměrem $22,03 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$ a v roce 1978 v rozmezí $18,1\text{--}28,8 \text{ mg NO}_3 \cdot \text{l}^{-1}$. Z údajů tabulky VIII tedy vyplývá, že nešlo o nahodilá stanovení výše dusičnanů ve vodě, ale o dlouhodobější prokazatelnou závislost, která dokazuje vliv zemědělské výroby (rostlinná) na kontaminaci povrchové vody určené k vodárenským účelům dusičnany. Údaje o obsahu nitrátů v uzavíracím profilu Přísečnického potoka však dokazují, že se postupně zřeďují, ovšem i tak pouze ve třídě I.b, tj. čistá voda.

Ve srovnání s kvalitou vody z lesních částí povodí Přísečnického potoka nebylo ve vodě ze zemědělského povodí zjištěno znečištění železem a manganem, jakož i organickými látkami.

Pokud jde o bakteriologický vliv na kvalitu vody, lze zejména v počátečních obdobích pozorovat vliv živočišné výroby, když v roce 1976 coli index dosáhl výše 200 000 zárodků (III. třída čistoty). Průměrné hodnoty coli indexu v dalších letech pozorování sice poklesly,

VIII. Kvalita vody v Hamerském potoce (protéká bývalou obcí Dolina) v letech 1976—1978. — Water quality in the Hamerský brook (running through the former village Dolina) in the years 1976—1978

Ukazatel mg.l ⁻¹	1976			1977			1978		
	min.	max.	Ø	min.	max.	Ø	min.	max.	Ø
pH	6,55	7,1	6,89	6,6	6,9	6,80	6,7	7,3	6,77
Alkalita mval.l ⁻¹	0,2	0,55	0,40	0,25	0,50	0,40	0,25	0,75	0,39
Tvrdost cel. °N	2,9	4,0	3,47	3,2	4,1	3,62	3,6	4,6	4,04
Chloridy Cl'	9	16	12,47	9	16	14	6,5	15	11,50
Sírany SO ₄ ''	34,32	58,34	45,55	27,46	56,63	41,37	30,89	39,4	35,22
Fosforečnany PO ₄	0	0,16	0,05	0	0,08	0,03	0	0,15	0,05
Dusitany NO ₂	0	0,17	0,03	0	0,10	0,03	0	0,02	0,01
Dusičnany NO ₃	6,4	49,4	15,28	7,8	42,7	22,03	18,1	28,8	22,73
Amonné ionty NH ₄ ⁺	0	1,35	0,11	0	0,15	0,12	0	0,75	0,25
Fluoridy F'	0,05	0,50	0,25	0,05	0,38	0,24	0,03	0,3	0,17
Vodivost µS.cm ⁻¹	138	249	162	119	271	178	158	207	186
Nerozpuštěné látky	0,4	41,6	6,93	1,6	11,2	5,43	4	6,4	5,3
Železo Fe ³⁺	0	1,25	0,21	0	0,46	0,17	0,03	0,4	0,11
Mangan Mn ²⁺	0	0,47	0,06	0	0,12	0,03	0	0,05	0,01
Vápník Ca ²⁺	11,42	24,28	16,40	14,28	18,57	16,17	14,28	25,71	19,04
Hliník Al ³⁺	0	0,25	0,04	0	0,3	0,06	0	0,1	0,04
Barva Pt°	5	25	9,48	3	35	12,5	7	18	12,57
Oxidovatelnost O ₂	1,4	9,4	2,87	1,8	6,0	3,3	1,6	4,5	2,78
Rozpuštěný kyslík	8,7	12,68	10,30	—	—	—	—	—	—
BSK ₅ mg. O ₂	0,4	5,14	1,47	—	—	—	—	—	—
Coli index v tis. l ⁻¹	0,9	200	35,45	3,5	130	32,55	2,8	45	27,4

ale pouze do úrovně II. třídy čistoty. Lze se však oprávněně domnívat, že úplné vyloučení živočišné výroby z povodí povede ke zlepšení tohoto ukazatele.

ZHODNOCENÍ VÝSLEDKŮ SETŘENÍ V POVODÍ PŘÍSEČNICKÉHO POTOKA

Přísečnický potok, který je hlavním přítokem vodárenské nádrže Přísečnice, pramení na lokalitě Mokřiny, jejíž lesní porosty odumřely jako důsledek imisí sloučenin síry a byly z větší části již vytěženy. Od zahájení výzkumu kvality vody je lokalita nově zalesňována. Bylo zjištěno, že kvalita vody, zejména v horní části povodí potoka, silně kolísá z pohledu řady ukazatelů a že jde o vodu silně až velmi znečištěnou. To se dá vysvětlit jednak vlivem přirozeného vývoje zejména organogenních půd, jednak v současné době i vlivem imisí SO_2 na rozvrácený ekosystém. Kvalita povrchové vody je ovlivňována kontaminovanou sázkovou vodou, jakož i negativním vývojem lesních půd, které jsou intoxikovány a slouží prosakující srážkové vodě jako filtr. Jakost vytékající povrchové vody pak značně závisí na vlastnostech půdy jako filtru, zejména pak jejím chemickém složení a schopnosti uvolňovat do vody různé organické a anorganické látky.

Údaje o kvalitě vody v nejhornější části prameniště dokazují, že se voda dostává do toku, aniž by prodělala výraznější mineralizaci, neboť její některé vlastnosti se pouze velmi málo liší od vody srážkové. S přibývajícím délkou toku dochází k postupnému zlepšování kvality vody, zejména v některých ukazatelích, jako je obsah amonných iontů, železa, oxidovatelnost, pH, tvrdost, obsah bazických iontů Ca a Mg aj. Prokázalo se rovněž, že kvalita vody je velmi ovlivňována v době, kdy se uskutečňují v povodí meliorační práce. V těchto obdobích se zejména ve vodě zvyšuje zastoupení nerozpuštěných látek, oxidovatelnost, obsah železa aj. To souvisí se změnou v ustálené dynamice oxidačně redukčních procesů. Prokázalo se však, že v následném období po melioračních opatřeních, tj. po odvodnění půdy, dochází k postupné konsolidaci a s ní je spojeno i zlepšení některých ukazatelů kvality vody jako obsahu železa, pH, oxidovatelnosti, zastoupení humínových kyselin, amonných iontů atd.

Ve střední, ale zejména spodní části toku se zvyšuje tvrdost vody a obsah iontů Ca a Mg, což dokazuje postupnou mineralizaci vody, jak je potok napájen zejména infiltrující vodou ze zemědělské části povodí, nebo je kvalita vody zlepšena přítokem vody odjinud (důlní vody). Důlní podzemní voda, která je do potoka přiváděna uměle v množství 40 l. s^{-1} je silně mineralizována a vykazuje další příznivé vlastnosti. Kvalita vody v Přísečnickém potoce je rovněž v některých ukazatelích značně nadlepšena přítokem vody z Hamerského potoka, který (pokud jde o negativní ovlivnění) má pouze větší obsah dusičnanů (II. třída čistoty), ale ve všech ostatních ukazatelích kromě coli indexu jde o vodu velmi čistou a kvalitní.

Extrémní zvyšování obsahu organických (humínových) látek ve vodě v horní části povodí je možno postavit do korelace s vlivem imisí na lesní porosty, půdu a srážkovou vodu. V důsledku odumření lesních porostů a jejich odstranění těžbou dochází k náhlému intenzivnímu světlostnímu požitku, jehož důsledkem jsou značné změny v celé dy-

namice dalšího vývoje surového humusu, což ovlivňuje nejen zastoupení amonných iontů, ale i obsah volných organických látek, které jsou vymývány srážkovou vodou. To je společně doprovázeno znečištěním povrchové vody.

Zvýšený obsah železa, jež pochází zpravidla z rašelinných nebo humusových glejů, se dá zdůvodnit tím, že vlivem odumírání lesních porostů se mění zamokření půd, a tím i celá dynamika oxidačně redukčních procesů v půdách, což vyvolává změny v pohyblivosti železa, manganu a hliníku. Ke změnám pak dochází i sekundárně v souvislosti s melioračními opatřeními, zejména pak odvodněním půdy otevřenými příkopy. Železo je z půdy vyluhováno v dvojvalentní formě a ve vodě je oxidováno na trojvalentní formu. Vyplavování železa i hliníku souvisí s jejich hydratací jako důsledku velmi silně kyselé reakce půdy. Tyto chemické reakce jsou zřejmě vystupňovány i stále se zvyšující aciditou půdy její kontaminací sloučeninami síry i postupným obnažováním povrchu půdy jako důsledku odumírání a odtěžení lesních porostů na velkých plochách.

Kvalita povrchové vody je však v některých ukazatelích již primárně velmi výrazně ovlivněna kontaminovanou srážkovou vodou. To vše společně s nevyváženým půdním ekosystémem ovlivňuje další vývoj kvality vody, a to zejména v horní části povodí potoka, které je zatím nejvíce narušeno imisemi sloučenin síry.

Rozkolísanost ve vývoji extrémních hodnot oxidovatelnosti a obsahu železa je v přímé souvislosti s vlivem imisí na lesní porosty a půdu. Podle údajů Přecechtěla (1979) např. hodnoty oxidovatelnosti v letech 1964–1965 dosahovaly maxim 9–10 $\text{O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$, zatímco v roce 1974 již 11,5 $\text{mg O}_2 \cdot \text{l}^{-1}$. Obsah železa se pohyboval v roce 1964 kolem 1,5 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$, zatímco v roce 1974 již 5,56 $\text{mg} \cdot \text{l}^{-1}$.

Na základě získaných podkladů lze konstatovat, že kvalita povrchově odtékající vody v imisemi narušených oblastech závisí i na tom, z jakých půd vytéká. Organogenní půdy mohou kontaminovanou srážkovou vodu ovlivnit podstatně méně než půdy minerální. To přirozeně souvisí již s jejich primárně výrazně rozdílnými vlastnostmi, zejména pak hodnotami pH, obsahem železa, organických látek aj. Jsou-li ještě navíc tyto půdy trvale narušeny imisemi, pak se i míra negativního ovlivnění vody nadále zvyšuje. Bylo rovněž prokázáno, že i humózní horizonty minerálních půd, jakož i značně vyluhované minerální horizonty těchto půd mohou působit na kvalitu prosakující srážkové vody neúčinně (nemohou zajistit zlepšení pH vody a její mineralizaci).

Výsledky výzkumu vedou k názoru, že voda v Přísečnickém potoce, zejména v jeho horních částech, je značně znečištěna jako důsledek vlivu imisí jak na srážkovou vodu, tak i na půdu, která by měla působit jako filtr v procesu její purifikace. Vlivem imisí se tyto její vlastnosti postupně narušují. To bylo také dokázáno výsledky hydrochemických rozborů vody v profilu nad výzkumnou plochou na lokalitě Mokřiny i v profilu pod touto plochou. Výrazné zlepšení kvality vody v uzavíracím profilu Přísečnického potoka je způsobeno jednak procesy samočištění, jednak infiltrací mineralizované vody do toku ze zemědělských částí povodí, jakož i nadlepšením důlní vodou příznivých vlastností, nebo i vodou, kterou přivádí Hamerský potok ze zemědělského povodí, v němž se hospodaří podle zásad ochrany vodních zdrojů.

Z výsledků rovněž vyplývá, že voda v Přísečnickém potoce i tak zůstává potenciálním zdrojem znečištění vody v nádrži, zejména obsahem organických látek, železa a manganu. Kontaminace vody těžkými kovy se neprokázala.

Došlo dne 26. 8. 1981

Literatura

- KOLEKTIV: Jednotné metody chemického rozboru vod. SNTL, Praha, 1965
JONÁŠ, F.: Půdní poměry v oblasti vodárenské nádrže Přísečnice v Krušných horách. DZ - VÚM, Praha - Zbraslav, 1978
JONÁŠ, F. — JONÁŠ, F. ml.: Meliorace lesních půd intoxikovaných imisemi sloučenin síry v Krušných horách. Lesnictví, 28, 1982, č. 2, s. 103-122
JONÁŠ, F.: Ochrana a tvorba krajiny (přednášky a cvičení). MON VŠZ v Praze, 1980
PITTER, P.: Hydrochemie, SNTL, Praha, 1977
ČSN 83 0602 Povrchové vody
ČSN 83 0611 Pitná voda
PŘECECHTEL, I.: Nádrž Přísečnice (zhodnocení počátečního provozu nádrže po stránce kvality vody). Zpráva SČ. VK, závod 03, Chomutov, 1979

ЙОНАШ, Ф. (Vysoká škola zemědělská, Praha - Suchdol). Качество поверхностной воды в бассейне Пршечецкого ручья в Кршнх горах. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 691-716.

Область истока Пршечецкого ручья, одного из важнейших притоков Пршечецкого водохранилища для снабжения водой, в подавляющем большинстве образуется отмершими и отмирающими лесонасаждениями как следствие загрязнения воздуха двуокисью серы. Большие площади лесной земли здесь первично и вторично заболочены. Новое облесение требует комплексных мелиоративных мероприятий. Результаты гидрохимических анализов воды показывают, что в наивысшей части бассейна поверхностная вода сильно загрязнена и очень слабо минерализована. В некоторых удельных профилях не было установлено различий между качеством воды осадков и поверхностной воды. Развитие качества воды подтвердило влияние выбросов SO_2 особенно на ее кислотность, содержание аммиака, органических веществ, железа, марганца, щелочность и окисляемость. Во время проведения мелиоративных работ весьма интенсивно повышается также содержание нерастворившихся и гуминовых веществ. Однако после консолидации качество воды по сравнению с периодом до мелиорации улучшается. В нижних частях течения качество воды постепенно повышается. Это является, помимо прочего, следствием процесса самоочистки и инфильтрации грунтовой минерализованной воды. Качество воды далее улучшается благодаря искусственному приводу минерализованной рудничной воды и воды Гамерского ручья, вытекающего из сельскохозяйственной части водосборного бассейна. Качество воды обусловлено следствием загрязнения атмосферной воды и нарушения экологической системы лесных насаждений и почвы выбросами SO_2 .

лесная гидрология; отмирание лесных насаждений; выбросы SO_2 ; качество воды

JONÁŠ, F. (Vysoká škola zemědělská, Praha - Suchdol). Surface Water Quality in the Přísečnický Brook Watershed in the Ore Mts. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 691-716.

Dead and dying forest stands which had been contaminated by sulphur dioxide prevail in the resource region of the Přísečnický brook, one of the most important tributaries of the Přísečnice water reservoir. Large areas of forest land are primarily and secondarily water-logged. Complex reclaims will be necessary for new afforestation. Results of hydrochemical analyses of water demonstrate that the surface water in the upper part of the watershed is heavily contaminated and weakly mineralized. No differences were found in the quality of contaminated precipitation water and surface water in several weir profiles. The pattern of water

quality indicated an influence of SO₂ immissions especially on its acidity, on the content of ammonia, organic substances, iron, manganese, on alkalinity and oxidability. In the course of reclaims, the content of undissolved substances and humic substances has intensively increased. After a period of consolidation, water quality has improved if confronted with the period prior to the reclaims. Water quality has gradually improved in the lower parts of the water-course. First of all, it is a result of the process of selfpurification and infiltration of mineralized groundwater. Water quality is also enhanced by an artificial supply of mineralized mine water and by water of the Hamerský brook running off the farmland of the watershed. Water quality is influenced consequently by precipitation water contamination and by impairment of the ecosystem of forest stands and soil with SO₂ immissions.

forest hydrology; dying-off of forest stands; SO₂ immissions; water quality

Adresa autora:

Prof. Ing. František J o n á š, DrSc., Vysoká škola zemědělská, 160 21 Praha - Suchdol

VLIV LESNÍHO HOSPODÁŘSTVÍ NA KVALITU VODY V BESKYDSKÝCH EXPERIMENTÁLNÍCH POVODÍCH

M. Jařabáč, A. Chlebek

JARABÁČ, M. — CHLEBEK, A. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jiloviště - Strnady). *Vliv lesního hospodářství na kvalitu vody v beskydských experimentálních povodích*. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 717-738.

K objasnění vlivu mechanizovaných technologií výroby dřeva, půdních a klimatických podmínek, popř. i vlivů imisí na kvalitu vody v beskydských experimentálních povodích, jsme od května 1980 od května 1981 ve čtyřech profilech vyhodnocovali chemismus povrchových vod. Zjistilo se srovnáním s ročními průměrnými hodnotami, že v obdobích vysokých srážek a odtoků jsou koncentrace většiny rozpuštěných látek nízké, ale jejich sumární odplavené množství je poměrně vysoké. Těžebně dopravní práce koncentrace těchto látek zvyšují prudce, ale jejich sumární odtok je poměrně nižší, jsou-li nízké průtoky. Zvýšené koncentrace rozpuštěných látek snižují kvalitu vody a podporují eutrofizační procesy. Antropicky ovlivněné soustřeďování a urychlování povrchového odtoku narušuje přírodní odtokový režim, urychluje erozní procesy a zhoršuje kvalitu vod. Důsledky imisního poškození beskydských lesů neovlivnily ve sledovaném období nepříznivě kvalitu vody a její vodárenské využití. imise; chemismus odtoku; voda

Moravskoslezské Beskydy s 62% lesnatostí jsou lesnický vysoce produkčním a všestranně využívaným zázemím průmyslového Ostravska. Ve vazbách lesního a vodního hospodářství tu budou dlouhodobě převládat nároky na kvalitu vodních zdrojů. Proto byly beskydské lesy zařazeny podle zákona č. 61/1977 Sb. mezi lesy zvláštního určení a nařízením vlády ČSR č. 40/1978 Sb. byly vyhlášeny chráněnou oblastí přirozené akumulace vod.

Na vodohospodářskou oblast Beskyd (909 km²) spadne průměrně 1221 mm srážek ročně, což je 1,1 mld m³ vody. Z tohoto množství pravostrannými přítoky Odry odeteče 528 mil. m³ vody. K posílení dnes již kriticky využívaných vodních zdrojů byly v šedesátých letech postaveny vodárenské nádrže Šance a Morávka s retenčním objemem 71,1 mil. m³, a v podhůří ještě čtyři víceúčelové nádrže s objemem 57,7 mil m³ vody, čímž byly pokryty potřeby odběrů do 80. let. Pro vodárenské účely se z beskydských toků odebírá asi 12 % celkového odtoku. Nemalý podíl připadá na účelové odběry pro zemědělsko-průmyslový komplex v podhůří; ty jsou již situovány mimo lesní region, ale podílí se na nich i voda odtékající z lesů. Dobrá kvalita vody ve vodních zdrojích má pro Ostravsko existenční význam.

Lesní hospodářství je neméně významným činitelem této oblasti: na ploše 561,52 km² lesní půdy se ročně těží kolem 450 000 m³ velmi kvalitního dřeva. Lesy plní ještě další ekologické a celospolečenské funkce. Lesní hospodářství bylo však i tam v průběhu 70. let ovlivněno rychlým zaváděním vysoce mechanizovaných technologií výroby dřeva s vážnými ekologickými důsledky plynoucími ponejvíce z rozšiřování

cestní sítě a soustředování těžeb. Současně se zvýraznily pod vlivy extrémně klimatických situací přelomu let 1978—1979 imisní škody na lesních porostech. Proto se vyslovují obavy, že se kvantita, ale především kvalita beskydských vodních zdrojů v nejbližších letech může podstatně zhoršit. V rámci dlouhodobých lesnickovodohospodářských výzkumů v beskydských experimentálních povodích Malá Ráztoka a Červík jsme se proto pokusili hledat k těmto problémům odpověď.

Zhoršování kvality povrchově odtékající vody jako následek vysoce mechanizovaných technologií výroby dřeva se v literatuře popisuje téměř souběžně se zaváděním energeticky bohatějších technologií a hmotnějších mechanismů. Nejprve se zjišťovalo zrychlení erozních procesů při přesunu dřeva od pařezu (Packer a Haupt 1965, Packer 1967, Megahan 1972 a 1976, Megahan a Kidd 1972), později se věnovala pozornost i chemismu odtékajících vod (Kunkle 1974, Sopper 1975, Pineau 1977, Drobíkov a Ponomarev 1977, Pobědinskij 1979, Haverlaen 1981 aj.). V oblasti Beskyd zkoumala chemismus a biologii přítoků do vodárenské nádrže Šance Lecianová (1973). Četné práce se zabývají důsledky imisí na kvalitu vody v lesním prostředí (Lochman 1981, Lochman a kol. 1981) i obecnějšími vztahy kvality vod k životnímu prostředí (Blažej a kol. 1981). Výzkum následků vysoce mechanizovaných technologií těžebně dopravního procesu a poškozování lesů imisemi na kvalitu vody se v Beskydech dříve nekonal.

METODIKA VÝZKUMNÝCH PRACÍ

Pro hodnocení kvality povrchových vod jsme využili beskydská experimentální povodí Malá Ráztoka a Červík. Hlavní charakteristiky obou povodí i dosavadní výsledky lesnicko-hydrologických výzkumů v nich byly již uveřejněny (Zelený 1979, Zelený, Jařabáč, Chlebek 1980), a proto tu uvedeme jen několik nejvýznamnějších dat.

Povodí Malá Ráztoka je situováno JV od Frenštátu pod Radhoštěm poblíž Pusteven. Měří 2,076 km² a leží v nadmořské výšce 602—1084 m. Geologickým podkladem jsou godulské pískovce slabě pokryté hlinitopísčitou zeminou. Průměrný roční srážkový úhrn je 1269 mm, odtok 833 mm, prům. roční teplota 7 °C. Povodí je 100% zalesněno, prům. věk mýcených porostů je 74 let, dřevinou skladbu tvoří rovným dílem smrk a buk. Objekt je v oblasti LZ Frenštát.

Povodí Červíku je Z od obce Staré Hamry v povodí vodárenské nádrže Šance. Měří 1,85 km² a je v nadmořské výšce 640 až 960 m. Geologickým podkladem je godulský pískovec s vložkami ístebňanských břidlic a jílovců, na nichž se tvoří písčité, místy i výrazněji jílovitohlinité zeminy. Prům. roční srážkový úhrn je 1119 mm, odtok 618 mm. Prům. roční teplota je 6 °C. Povodí je 100% zalesněno, průměrný věk mýcených porostů je 73 let; 85% plochy pokrývá a téměř 99% hmoty porostů tvoří smrk. Povodí je v oblasti LZ Ostravice.

Podle původní lesnicko-hydrologické výzkumné metodiky se v povodí Malé Ráztoky začalo s úmyslnými těžbami v roce 1964. Dosud však bylo zmýceno jen 40% plochy porostů. V povodí Červíku, které je v horní části tvořeno dvěma údolími (podpovodím A s výměrou 0,88 km² a B s 0,84 km²), se radikální porostní obnova pruhovými sečení soustřeďuje v levostranném podpovodí A, zatímco pravostranné podpovodí B zůstává téměř bez zásahů jako kontrolní pro probíhající experiment. Obnovní plocha v podpovodí A již dosáhla 85% rozlohy porostů.

Z kontrolních důvodů bylo do výzkumu kvality vody poято též celé povodí Červíku nad vtokem do vodárenské nádrže Šance (v textu i tabulkách je označováno indexem C). Plocha tohoto povodí je 8,84 km², leží v nadmořské výšce 506 až 960 m. Lesnatost tam činí jen 91,6%, a proto se mohou zvýraznit antropické vlivy především jako důsledek trvalého i rekreačního osídlení v lesních enklávách.

Pro výzkum vlivů lesního hospodářství a současného stavu ohrožení imisemi na kvalitu vody v tocích byla obě povodí sledována z těchto důvodů:

a) Od roku 1964 se tam již provádějí soustředěné těžby s prům. ročním objemem 2000 m³ v Malé Ráztoce a 3000 m³ v podpovodí Červíku A. Tato vysoká intenzita těžebně dopravních prací zrychlila erozi půd (Zelený 1976, Zelený, Jařabáč, Chlebek 1980, Jařabáč 1980) a lze tam předpokládat prokazatelné zhoršení kvality vody. V povodí Červíku lze porovnávat obě podpovodí: A (s těžbou) a B (v těžebním klidu).

b) podle šetření v terénu v letech 1979 až 1980 bylo zařazeno 33 % porostní výměry Malé Ráztočky do pásma ohrožení imisemi B a zbývající část do pásma C. Z porostní skladby tam již vymizela jedle, která ještě k 1. 1. 1976 měla 4,6% plošné zastoupení. Na přelomu let 1978—1979 byl náhlým zvratem velice poškozen buk, který však regeneroval. V povodí Červíku chráněném bariérou tzv. Předních hor je stav imisního ohrožení a poškození příznivější; proto bylo celé povodí zařazeno do pásma ohrožení C. V tomto povodí nebylo dosud nutno těžit imisemi zničené porosty.

Vzorky vody pro chemickou analýzu byly odebírány od 28. 5. 1980 do 13. 5. 1981 ve dvoutýdenních intervalech v těchto profilech: a) v profilu měrného žlabu pod povodím Malé Ráztočky; b) v povodí Červíku — v profilu měrného žlabu podpovodí A, — v profilu měrného žlabu podpovodí B, — 200 m nad zaústěním Červíku do vodárenské nádrže Šance u kamenného stupně stabilizujícího bystřinné dno.

Vzorky vody byly bez prodlení předávány laboratoři podniku Severomoravské vodovody a kanalizace v Ostravě (vedoucí laboratoře RNDr. Radoslav Langer) ke zpracování podle Jednotných metod chemického rozboru vod (1965). Celkem bylo analyzováno 100 vzorků (po 25 odběrech ze 4 profilů). Výsledky analýz jsme doplnili hydrologickými daty z měření beskydského pracoviště VÚLHM.

Cílem této práce bylo přispět k objasnění:

a) vlivů odlišné geologické skladby území Beskyd (godulské pískovce — jílovce a jílovité břidlice) na chemismus vody;

b) kvalitativních rozdílů ve vodách odtékajících z povodí se značně rozpracovanou porostní obnovou (Červík A) ve srovnání s povodím plně zalesněným a těžebně dosud nepříliš dotčeným (Červík B);

c) důsledků imisního působení na lesní ekosystém Beskyd podle kritérií změny chemismu vody.

ROZBOR VÝSLEDKŮ

Všechny údaje jsme uspořádali do tabulek. V tabulce I jsou denní, měsíční a roční srážkové úhrny obou hodnocených povodí. Období od 21. 5. 1980 do 20. 5. 1981 bylo ve srovnání s normálem let 1953 až 1978 v Červíku srážkově bohatší (+133 mm, tj. 12 %), v Malé Ráztoce mírně podnormální (−62 mm, tj. 5 %). Srážky s mimořádnou intenzitou a vydatností se nevyskytly, avšak při tání sněhu ve dnech 9. až 12. 3. 1981 doprovázeném dešťovými srážkami s úhrnem 85,6 mm se vyskytl nejvyšší jarní odtok za 29 let pozorování, ale jen v oblasti Zadních hor (Červík). Teplotně bylo hodnocené období v mezích normálu.

V tabulce II jsou hodnoty středních denních průtoků v měrném profilu Červíku, podpovodí A. Odtok za období dosáhl 999,7 mm (proti 728,8 mm v průměru let 1966 až 1978), odtokový součinitel 0,798 (0,617), specifický odtok 31,80 l.s⁻¹.km⁻² (23,10 l.s⁻¹.km⁻²). Průtok při tání sněhu dne 12. 3. 1981 664,3 l.s⁻¹ byl nejvyšší za 29 let měření.

Tabulka III obsahuje obdobné údaje pro Červík, podpovodí B; oteklo z něj 764,1 mm (465,1 mm) se součinitelem odtoku 0,610 (0,394), specifický odtok byl 26,47 l.s⁻¹.km⁻² (14,74 l.s⁻¹.km⁻²). Průtok při tání sněhu kulminoval při 397 l.s⁻¹.

Pro možnost dalšího vyhodnocování byly vypočteny průtokové řady i pro celé povodí Červíku (C) při zaústění do vodárenské nádrže Šance odvozením ze záznamů limnigrafu pod experimentálním povodím ($S_p =$

to May 20, 1981 (mm)

1980								1981				
5	6	7	8	9	10	11	12	1	2	3	4	5
	0,2	5,8	—	24,2	—	0,0	—	5,0	—	0,0	—	11,7
	0,2	4,4	—	4,0	0,0	—	—	5,2	—	—	—	—
	2,9	38,5	—	—	—	0,3	2,0	11,0	4,8	—	—	—
	9,4	38,0	1,0	—	—	4,1	1,0	0,1	4,7	4,9	—	5,3
	1,3	—	2,7	—	—	2,1	6,4	5,0	0,0	0,1	0,0	12,6
	5,6	5,6	—	—	—	9,0	5,6	1,2	7,0	0,0	—	1,2
	0,5	6,3	—	1,5	3,8	5,0	0,5	5,0	5,0	—	—	—
	20,5	—	24,0	—	15,1	0,0	0,1	0,0	—	—	—	—
	—	16,9	9,1	28,2	20,9	2,0	4,0	—	—	5,0	—	—
	—	0,1	—	9,9	14,6	2,0	—	—	0,0	13,0	—	—
	4,8	8,0	—	8,7	7,4	—	0,0	0,4	0,0	8,0	—	—
	—	1,0	26,8	—	4,0	—	—	—	0,7	7,0	—	—
	—	11,5	40,0	5,0	1,6	—	9,0	—	7,0	0,2	0,8	5,0
	—	0,3	24,6	4,6	0,3	—	7,0	6,0	0,5	4,0	—	3,7
	7,8	2,2	2,9	11,8	—	1,0	8,0	7,0	4,0	—	—	—
	4,4	9,4	—	—	—	3,0	—	0,0	4,0	23,8	0,5	—
	0,7	—	—	1,0	0,4	—	—	5,0	0,0	0,3	4,0	0,7
	2,8	—	—	0,3	3,1	—	—	3,0	0,2	6,0	0,0	5,0
	—	2,9	0,2	—	3,0	—	—	1,0	2,0	0,0	0,0	—
	9,8	12,4	9,1	—	—	—	2,0	11,0	0,6	—	—	—
0,1	0,1	0,6	1,2	—	—	—	3,0	0,8	3,0	—	—	—
0,4	3,5	55,2	—	—	—	—	0,2	0,0	6,0	—	—	—
—	32,2	12,7	—	0,0	—	—	—	0,0	0,0	5,0	0,5	—
—	4,0	—	1,4	0,2	—	—	—	0,0	—	0,8	—	—
—	11,0	0,7	0,3	0,0	4,0	—	0,0	2,0	—	0,0	—	—
—	0,1	4,6	—	5,3	—	2,7	6,2	3,0	—	7,0	—	—
—	12,8	2,9	—	0,0	—	6,0	5,0	0,1	—	—	4,5	—
6,0	2,1	0,6	—	—	—	1,0	0,2	—	—	—	2,8	—
—	5,5	0,4	—	—	3,3	7,0	—	—	—	—	3,6	—
6,4	1,0	14,8	3,6	6,0	0,0	3,0	—	—	—	—	38,6	—
13,6	—	4,6	20,6	—	2,1	—	0,0	—	—	—	—	—
26,5	143,2	260,4	167,5	110,7	83,6	48,2	60,2	71,3	49,5	85,1	55,3	45,2

1206,7

II. Červík podpovodí A — střední denní průtoky v l.s⁻¹. — Červík watershed A

Rok	1980					
Měsíc	5	6	7	8	9	10
Den						
1	—	5,15	14,30	21,90	46,50	10,50
2	—	4,55	15,40	17,60	72,10	9,40
3	—	4,05	28,90	16,50	61,60	8,80
4	—	4,55	158,90	12,20	50,00	8,80
5	—	5,55	168,00	11,60	37,70	8,20
6	—	7,60	89,20	10,50	25,90	7,60
7	—	8,20	61,60	9,90	21,90	7,60
8	—	7,60	44,70	13,30	20,80	11,00
9	—	6,50	37,70	20,80	41,20	43,00
10	—	5,15	25,90	14,30	72,10	33,30
11	—	4,80	19,70	11,60	82,70	43,00
12	—	4,80	17,60	28,90	78,40	44,70
13	—	4,55	31,80	93,50	65,80	41,20
14	—	4,30	28,90	152,90	53,50	34,80
15	—	4,05	27,40	119,90	84,90	31,80
16	—	3,65	30,30	84,90	70,00	27,40
17	—	3,50	23,00	59,50	57,40	21,90
18	—	3,50	20,80	44,70	46,50	19,70
19	—	3,50	17,60	31,80	33,30	20,80
20	—	3,85	15,40	36,20	23,00	17,60
21	7,60	3,65	30,30	33,30	20,80	16,50
22	6,50	8,20	102,70	24,50	19,70	16,50
23	6,50	11,60	290,00	19,70	17,60	15,40
24	5,50	28,90	144,40	19,70	14,30	14,30
25	6,50	14,30	76,30	17,60	12,20	13,30
26	6,00	12,20	44,70	15,40	12,20	12,20
27	5,15	15,40	41,20	14,30	12,20	11,00
28	5,15	11,60	31,80	12,20	11,60	11,00
29	5,15	12,20	25,90	11,60	11,00	11,00
30	5,15	16,50	25,90	16,50	12,20	10,50
31	6,00	—	25,90	16,50	—	9,90
Σx	68,20	233,95	1 716,20	1 013,80	1 189,10	592,70
$\bar{x}$	6,20	7,80	55,36	32,70	39,64	19,12
W (m ³)	5 892,—	20 213,—	148 279,—	87 592,—	102 738,—	51 209,—
Objem odtoku W_A za období 879 747 m ³						

— daily mean rates of flow in l per s

1980		1981				
11	12	1	2	3	4	5
8,80	9,40	21,90	4,30	9,40	28,90	61,60
8,20	8,80	20,80	4,30	8,80	21,90	33,30
8,20	8,20	21,90	4,30	8,20	20,80	31,80
7,60	8,20	20,80	4,80	8,20	20,80	24,50
7,60	7,60	17,60	5,55	8,20	19,70	25,90
9,40	7,60	18,60	5,55	8,20	17,60	43,00
8,80	6,50	16,50	20,80	9,90	16,50	41,20
7,60	6,50	16,50	61,60	17,60	14,30	36,20
7,60	6,50	16,50	37,70	59,50	11,60	31,80
7,60	6,50	11,00	30,30	239,40	9,40	25,90
7,60	8,20	10,50	27,40	423,00	8,20	21,90
7,10	9,90	10,50	23,00	664,30	7,10	19,70
7,10	9,40	10,50	20,80	186,30	6,50	28,90
6,00	9,90	9,90	20,80	110,10	6,50	19,70
6,00	30,30	9,90	20,80	93,50	6,00	16,50
21,90	30,30	9,40	19,70	82,70	5,15	31,80
25,90	23,00	8,80	18,60	67,90	4,80	14,30
21,90	19,70	8,80	13,30	55,30	4,80	15,40
20,80	19,70	8,20	12,20	46,50	4,35	13,30
19,70	20,80	8,20	11,00	39,50	4,30	11,00
18,60	19,70	7,60	11,00	34,80	4,05	—
17,60	17,60	7,10	10,50	39,50	3,85	—
16,50	14,30	6,50	9,90	63,70	3,85	—
15,40	25,90	6,50	9,40	76,30	3,85	—
15,40	27,40	5,55	9,40	89,20	3,85	—
14,30	33,30	5,55	9,40	125,10	3,65	—
12,20	23,00	5,55	9,40	97,80	4,55	—
9,40	23,00	5,55	9,40	63,70	4,55	—
9,40	19,70	4,80	—	44,70	4,80	—
9,40	18,60	4,55	—	34,80	51,80	—
—	21,90	4,55	—	34,80	—	—
363,60	501,40	340,60	445,20	2 850,90	328,20	547,70
12,12	16,17	10,99	15,90	91,96	10,94	27,38
31 415,—	43 320,—	29 427,—	37 662,40	246 317,—	28 356,—	47 321,—

III. Červík podpovodí B — střední denní průtoky v l.s⁻¹. — Červík watershed B

Rok	1980					
Měsíc	5	6	7	8	9	10
Den						
1	—	8,45	10,20	10,80	18,90	7,90
2	—	7,40	9,30	10,20	68,80	8,20
3	—	5,90	10,50	8,45	45,50	7,40
4	—	7,90	68,80	7,40	25,70	7,40
5	—	7,65	126,30	7,40	18,00	7,40
6	—	7,90	72,40	7,40	14,40	7,15
7	—	7,40	45,50	7,40	12,60	7,15
8	—	6,90	28,00	7,40	10,80	7,90
9	—	6,65	20,90	10,20	15,30	26,80
10	—	5,35	20,90	8,45	45,50	26,80
11	—	5,35	17,10	7,90	39,90	18,00
12	—	5,33	16,20	8,45	39,90	16,20
13	—	5,10	18,00	68,80	38,50	22,10
14	—	4,85	17,10	102,10	29,20	24,50
15	—	5,35	16,20	93,90	59,90	22,40
16	—	5,35	18,00	61,50	53,50	18,00
17	—	5,10	16,20	35,70	39,90	18,00
18	—	4,85	11,70	25,70	28,00	16,20
19	—	4,85	10,80	16,20	19,80	15,30
20	—	5,10	10,20	14,40	15,30	14,40
21	7,40	5,35	16,20	19,80	12,60	12,60
22	7,15	6,90	17,10	14,40	10,80	10,20
23	6,90	6,40	155,70	10,80	10,20	9,30
24	6,90	13,50	121,50	11,70	9,90	9,30
25	6,65	9,60	76,10	10,20	9,60	9,30
26	6,40	8,20	58,30	10,20	9,60	8,70
27	6,15	8,20	39,90	9,00	9,00	8,20
28	6,40	7,65	22,10	8,45	8,45	7,90
29	6,15	10,80	12,60	7,90	7,90	7,90
30	5,90	10,80	18,00	11,70	9,60	7,65
31	8,70	—	18,00	11,70	—	7,40
Σx	74,70	210,15	2 129,50	645,60	737,05	397,65
$\bar{x}$	6,79	7,00	68,70	20,83	24,57	12,83
$W (m^3)$	6 454,—	18 156,—	183 997,—	55 779,—	63 681,—	34 356,—
Objem odtoku W_B za období 641 878 m ³						

— daily mean flow rates in l per s

1980		1981				
11	12	1	2	3	4	5
7,40	7,40	9,00	3,90	6,40	24,50	34,30
7,40	6,90	8,45	3,90	6,15	19,80	19,80
7,15	6,90	8,45	4,15	6,15	15,30	18,00
6,90	6,90	8,45	5,35	6,15	9,90	14,40
6,40	6,90	8,45	5,35	5,80	9,30	10,80
6,90	6,65	7,90	5,35	6,40	8,70	17,10
7,15	6,40	7,65	5,90	6,40	7,90	15,30
6,90	6,40	7,40	23,30	6,40	7,90	10,20
6,90	6,40	7,40	10,20	7,15	7,40	9,60
7,15	6,40	6,90	9,30	44,10	6,90	9,60
6,90	6,40	6,65	8,45	224,00	6,40	8,70
6,40	5,35	6,65	7,90	397,00	5,35	7,90
5,60	5,35	6,65	7,65	143,10	4,85	9,00
5,10	5,35	6,40	7,65	70,60	4,85	7,65
5,35	6,90	6,40	7,90	48,70	4,35	6,40
7,90	8,45	5,90	7,65	25,70	4,35	7,40
28,00	8,20	5,60	7,40	19,80	4,35	6,40
12,60	7,90	5,60	7,15	18,00	4,15	5,90
10,80	7,90	5,35	7,15	16,20	3,90	5,60
10,80	7,90	5,35	7,15	15,30	3,65	5,35
10,80	7,90	5,35	7,15	15,30	3,45	—
10,20	7,65	5,10	6,90	15,30	3,05	—
9,90	7,15	4,85	6,90	19,80	3,05	—
9,60	6,90	4,85	6,65	38,50	2,65	—
8,70	9,30	4,85	6,65	58,30	2,65	—
8,45	10,20	4,85	6,65	104,30	2,65	—
8,45	10,20	4,35	6,40	117,20	3,65	—
8,45	10,20	4,35	6,40	65,10	4,35	—
7,90	9,90	4,15	—	42,70	4,60	—
7,40	9,00	4,15	—	29,20	7,90	—
—	9,00	4,15	—	29,20	—	—
259,55	234,65	191,60	206,45	1 614,00	198,75	529,40
8,65	7,57	6,18	7,37	52,06	6,62	26,47
22 425,—	20 273,—	16 554,—	17 837,—	139 449,—	17 172,—	45 740,—

IV. Malá Ráztoka (M. R.) — střední denní průtoků v l.s⁻¹. — Malá Ráztoka (M. R.)

Rok	1980					
Měsíc	5	6	7	8	9	10
Den						
1	—	61,30	108,20	134,70	66,98	23,50
2	—	56,30	98,60	136,60	241,93	21,30
3	—	56,30	136,60	114,20	150,00	21,30
4	—	77,00	835,06	94,90	110,20	20,10
5	—	104,30	649,54	85,70	91,20	20,10
6	—	104,30	321,00	73,50	73,50	20,10
7	—	100,50	236,20	58,00	59,80	19,00
8	—	145,50	186,00	56,30	51,30	19,00
9	—	154,00	162,50	64,60	60,84	66,50
10	—	132,50	141,00	63,00	84,20	7,170
11	—	108,20	124,10	59,80	106,30	93,10
12	—	91,20	120,20	103,50	106,30	195,50
13	—	78,60	110,20	285,96	96,80	197,80
14	—	73,50	101,50	789,00	87,60	150,00
15	—	70,00	100,50	545,52	102,50	120,20
16	—	61,30	100,50	270,30	112,10	100,50
17	—	53,10	94,90	174,00	98,60	84,20
18	—	48,30	91,20	130,50	85,70	71,70
19	—	43,60	89,30	104,30	71,70	63,00
20	—	43,60	85,70	78,60	64,60	54,50
21	56,30	43,60	85,70	66,50	56,30	49,90
22	53,10	46,60	465,17	54,50	46,60	46,60
23	48,30	55,30	983,38	49,90	40,80	43,60
24	46,60	162,50	484,00	45,10	35,30	39,30
25	42,20	162,50	265,13	39,30	32,50	38,00
26	36,60	150,00	178,50	36,60	29,80	34,00
27	35,30	128,20	145,50	32,50	28,70	34,00
28	35,30	122,20	130,50	31,10	27,40	32,50
29	34,00	120,20	118,30	28,70	26,00	31,10
30	32,50	114,20	116,20	24,90	24,90	28,70
31	45,10	—	124,10	28,70	—	24,90
Σx	465,30	2 763,40	6 981,28	3 860,78	2 270,45	1 835,70
$\bar{x}$	42,30	92,11	225,20	124,54	75,68	59,22
$W (m^3)$	40 202,—	238 758,—	603 183,—	333 571,—	196 167,—	158 604,—
Objem odtoku W_{MR} za období 2 609 488 m ³						

— daily mean flow rates in l per s

1980		1981				
11	12	1	2	3	4	5
23,50	32,50	59,80	21,30	78,60	27,40	122,20
23,50	31,10	53,10	22,30	28,70	63,00	118,30
23,50	29,80	51,30	22,30	31,10	51,30	85,70
23,50	28,70	49,90	24,90	28,70	46,60	70,00
23,50	26,00	49,90	26,00	24,90	39,30	68,20
23,50	23,50	46,60	26,00	22,30	35,30	80,50
24,90	21,30	43,60	26,00	24,90	35,30	87,50
24,90	21,30	39,30	42,20	59,80	34,00	82,30
24,90	22,30	35,30	56,30	241,30	31,10	71,70
24,90	22,30	32,50	63,00	499,80	27,40	64,60
23,50	23,50	32,50	64,60	722,00	24,90	61,30
22,30	22,30	34,00	63,00	695,00	23,50	59,80
22,30	23,50	34,00	59,80	334,00	22,30	48,30
22,30	31,10	32,50	56,30	213,50	22,30	40,80
22,30	112,10	32,50	49,90	162,50	21,30	35,30
63,00	141,00	32,50	45,10	141,00	19,00	34,00
108,20	110,20	29,80	39,30	139,00	14,30	32,50
93,10	93,10	27,40	34,00	128,20	11,60	32,50
78,60	82,30	28,70	34,00	108,20	10,50	32,50
70,00	75,30	28,70	34,00	93,10	10,50	31,10
63,00	70,00	28,70	34,00	82,30	13,30	—
59,80	64,60	24,90	34,00	87,60	13,30	—
53,10	58,00	21,30	31,50	104,30	11,60	—
48,30	56,30	21,30	31,10	126,20	10,50	—
46,60	56,30	22,30	28,70	147,50	9,80	—
43,60	87,60	21,30	26,00	200,00	9,80	—
40,80	93,10	21,30	27,40	147,50	9,00	—
36,60	85,70	21,30	27,40	96,80	8,10	—
35,30	78,60	19,00	—	82,30	6,80	—
35,30	70,00	19,00	—	84,20	32,50	—
—	64,60	19,00	—	84,20	—	—
1 228,60	1 758,00	1 013,30	1 051,40	4 968,30	746,80	1 259,10
40,95	56,71	32,69	37,55	160,27	24,89	62,96
106 151,—	151 891,—	87 549,—	90 841,—	429 261,—	64 524,—	108 786,—

V. Vyhodnocení rozborů vod v povodích Červíku a Malé Ráztoky za období od
vík and Malá Ráztoka over the period from May 21, 1980 to May 20, 1981

Znak	Jednotka	Rozpětí znaku				Průměr znaku			
		$x_{\min}; x_{\max}$				$\bar{x}$			
z		Č _A	Č _B	Č _C	MR	Č _A	Č _B	Č _C	MR
Průtok vody při odběru	l.s ⁻¹	4,8–650,0	2,5–408,5	56,6–5280,0	6,8–1145,0	56,9	33,4	499,3	128,9
Zákal	jZF	1,6–520,0	1,4–150,0	2,3–920,0	1,2–16,8	33,7	13,6	55,9	3,14
pH		4,8–7,0	3,6–6,75	4,7–6,85	6,2–7,05	6,48	5,60	6,45	6,70
Vodivost	S.m ⁻¹	66,1–97,3	56,1–101,7	75,8–104,5	74,4–108,0	84,8	75,8	92,2	95,6
Alkalita	mmol.l ⁻¹	0,30–0,60	0,20–0,45	0,25–0,80	0,35–0,69	0,43	0,31	0,49	0,52
Acidita	mmol.l ⁻¹	0,04–0,16	0,04–0,18	0,05–0,25	0,04–0,09	0,07	0,07	0,07	0,06
Tvrdost celkem	mmol.l ⁻¹	0,9–4,1	0,8–2,1	1,0–2,9	1,1–3,2	1,8	1,5	1,9	2,2
Tvrdost uhlič.	mmol.l ⁻¹	0,4–1,7	0,3–1,3	0,4–2,2	0,6–1,9	1,0	0,7	1,1	1,2
Oxidova- telnost	O ₂ mg.l ⁻¹	0,95–12,15	0,56–48,59	1,26–18,22	0,48–4,85	3,22	4,60	3,47	1,25
Ca ²⁺	mg.l ⁻¹	7,0–18,0	6,0–11,0	8,0–13,4	12,0–18,0	10,5	7,9	10,7	15,2
Mg ²⁺	mg.l ⁻¹	1,8–8,5	1,8–5,5	2,4–5,5	0,6–3,6	3,4	3,1	3,6	2,4
K ⁺	mg.l ⁻¹	1,4–2,1	0,2–1,6		0,0–1,5	1,64	1,1		0,64
Na ⁺	mg.l ⁻¹	1,5–2,2	1,9–2,5		1,8–2,5	1,76	2,06		1,98
Mn	mg.l ⁻¹	0,0–0,20	0,0–0,30	0,0–0,21	0,0–0,29	0,05	0,04	0,04	0,04
Fe	mg.l ⁻¹	0,0–7,25	0,0–2,82	0,0–11,25	0,0–0,35	0,47	0,22	0,77	0,04
NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	0,0–0,43	0,0–0,41	0,01–1,25	0,0–0,11	0,09	0,09	0,15	0,04
NO ₂ ⁻	mg.l ⁻¹	0,0–0,091	0,0–0,025	0,006–0,039	0,0–0,031	0,017	0,007	0,016	0,009
NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	6,0–11,7	4,1–17,0	3,2–18,0	6,8–17,3	9,2	9,0	7,5	9,5
Cl ⁻	mg.l ⁻¹	1,2–6,7	1,4–6,4	1,4–6,5	0,5–6,6	3,8	3,5	3,9	3,3
SO ₄ ²⁻	mg.l ⁻¹	7,2–31,2	7,2–34,8	7,2–32,4	13,2–34,8	20,6	18,9	22,6	23,0
PO ₄ ³⁻	mg.l ⁻¹	0,0–0,038	0,0–0,049	0,0–0,038	0,0–0,045	0,015	0,008	0,012	0,014
SiO ₂	mg.l ⁻¹	1,0–8,0	0,7–8,0	0,7–8,0	0,6–5,8	5,6	5,8	5,8	4,3
Veškeré látky 105 °C	mg.l ⁻¹	60–756	58–464	68–1670	62–284	147	130	207	118
Veškeré látky 600 °C	mg.l ⁻¹	22–650	24–378	30–1464	24–226	108	83	157	78

Závislost znaku na odtoku: ++ vysoce průkazná; + průkazná; - neprůkazná

= 1,85 km²) a přepočtené na plochu povodí 8,84 km² bez podrobnější hydrologické analýzy.

Tabulka IV obsahuje údaje o průtocích v povodí Malé Ráztoky. Odtoková výška za hodnocené období tam dosáhla 1257,5 mm a byla

Variační koeficient				Rozrůzněnost znaku vzhledem k rozrůzněnosti odtoku				Korelační koeficient závislost znaku na odtoku			
m_z (%)				$\frac{m_z - m_o}{m_o} \cdot 100$				$r_{x,y}$			
Č _A	Č _B	Č _C	MR	Č _A	Č _B	Č _C	MR	Č _A	Č _B	Č _C	MR
251,3	253,0	241,9	183,7								
325,2	275,7	358,3	97,1	29,4	9,0	48,1	-47,1	0,985 ⁺⁺	0,941 ⁺⁺	0,949 ⁺⁺	0,948 ⁺⁺
7,4	11,6	8,5	2,2	-97,1	-95,4	-96,5	-98,8	-0,788 ⁺⁺	-0,401 ⁺	-0,936 ⁺⁺	-0,155 ⁻
9,1	10,2	9,0	8,5	-96,4	-96,0	-96,3	-95,4	-0,708 ⁺⁺	-0,094 ⁻	-0,656 ⁺⁺	-0,631 ⁺⁺
16,3	19,4	28,6	17,3	-93,5	-92,3	-88,2	-90,6	-0,430 ⁺	-0,282 ⁻	-0,551 ⁺⁺	-0,596 ⁺⁺
37,9	42,9	57,1	20,0	-84,9	-83,0	-76,4	-89,1	0,892 ⁺⁺	0,823 ⁺⁺	0,895 ⁺⁺	0,148 ⁻
39,8	30,8	31,4	31,4	-84,2	-94,6	-87,0	-82,9	-0,249 ⁻	-0,217 ⁻	-0,299 ⁻	-0,061 ⁻
37,1	39,0	43,8	32,8	-85,2	-84,6	-81,9	-82,1	-0,271 ⁻	-0,195 ⁻	-0,382 ⁻	-0,198 ⁻
133,9	236,1	119,6	71,2	-46,7	- 6,7	-50,6	-61,2	0,806 ⁺⁺	0,985 ⁺⁺	0,985 ⁺⁺	0,835 ⁺⁺
23,1	15,9	13,6	9,9	-90,8	-93,7	-94,4	-94,6	-0,122 ⁻	-0,104 ⁻	-0,615 ⁺⁺	-0,238 ⁻
47,1	29,0	22,2	29,2	-81,3	-88,5	-90,8	-84,1	-0,305 ⁻	-0,059 ⁻	-0,038 ⁻	-0,558 ⁺⁺
120,0	175,0	150,0	183,3	-52,2	-30,8	-38,0	-0,2	0,630 ⁺⁺	0,322 ⁻	0,583 ⁺⁺	0,540 ⁺⁺
321,3	272,7	318,2	190,0	27,9	7,8	31,5	3,4	0,978 ⁺⁺	0,680 ⁺⁺	0,971 ⁺⁺	-0,019 ⁻
100,0	155,5	173,3	87,5	-60,2	-38,5	-28,4	-52,4	0,609 ⁺⁺	0,491 ⁺	0,953 ⁺⁺	0,065 ⁻
111,7	114,3	43,8	77,8	-55,6	-54,8	-81,9	-57,6	0,221 ⁻	0,536 ⁺⁺	0,216 ⁻	0,624 ⁺⁺
14,0	30,0	38,7	22,1	-94,4	88,1	-84,0	-88,0	0,336 ⁻	0,641 ⁺⁺	0,810 ⁺⁺	0,037 ⁻
39,5	42,9	41,0	42,3	-84,3	-83,0	-83,1	-77,0	0,512 ⁺	-0,075 ⁻	0,114 ⁻	-0,088 ⁻
31,1	41,1	26,1	25,2	-87,6	-83,8	-89,2	-86,3	-0,150 ⁻	-0,027 ⁻	-0,228 ⁻	-0,083 ⁻
86,7	125,0	83,3	67,9	-65,5	-50,6	-65,6	-63,0	0,099 ⁻	0,214 ⁻	-0,178 ⁻	0,074 ⁻
39,0	37,9	39,7	37,4	-84,5	-85,0	-83,6	-79,6	-0,103 ⁻	-0,127 ⁻	-0,107 ⁻	0,220 ⁻
95,6	72,2	165,7	40,7	-62,0	-71,5	-31,5	-77,8	0,963 ⁺⁺	0,722 ⁺⁺	0,548 ⁺⁺	0,958 ⁺⁺
117,6	97,6	196,8	57,7	-53,2	-61,4	-18,6	-68,6	0,961 ⁺⁺	0,706 ⁺⁺	0,965 ⁺⁺	0,457 ⁺

o 51 m, tj. o 4 % vyšší než srážkový úhrn. Tuto anomálii vysvětlujeme nejpravděpodobněji převládáním sněhu ze sousedního povodí Bečvy po vytěžení rozsáhlých ploch imisemi a extrémním klimatem silně poškozených bukových porostů v hřebenové poloze Pusteven. Tomu odpovídal

VI. Výsledky rozborů vod při silném dešti 23. 7. 1980 a při tání sněhu 11. 3. 1981 kydských experimentálních povodích. — Results of water analyses at heavy rain average values over the period from May 21, 1980 to May 20, 1981 in the Beskids

Znak	Jednotka	Červík _A			Červík _B	
		$\bar{x}$	23. 7. 1980	11. 3. 1981	$\bar{x}$	23. 7. 1980
Průtok vody při odběru	$l.s^{-1}$	56,9	338,2	650,0	33,4	165,9
Zákal	jZF	33,7	180,0	520,0	13,6	125,0
pH		6,48	6,00	4,80	5,60	4,75
Vodivost	$S.m^{-1}$	84,8	66,6	66,1	75,8	65,4
Alkalita	$mmol.l^{-1}$	0,43	0,40	0,30	0,31	0,40
Acidita	$mmol.l^{-1}$	0,07	0,12	0,16	0,07	0,12
Tvrdost celkem	$mmol.l^{-1}$	1,8	1,8	0,9	1,5	1,8
Tvrdost uhlič.	$mmol.l^{-1}$	1,0	1,1	0,4	0,7	1,1
Oxidovatelnost	$O_2 mg.l^{-2}$	3,22	20,20	12,15	4,60	28,25
Ca ²⁺	$mg.l^{-1}$	10,5	7,0	11,0	7,9	6,0
Mg ²⁺	$mg.l^{-1}$	3,4	3,6	1,2	3,1	4,3
Mn	$mg.l^{-1}$	0,05	0,20	0,16	0,04	0,13
Fe	$mg.l^{-1}$	0,47	2,11	7,25	0,22	2,82
NH ₄ ⁺	$mg.l^{-1}$	0,09	0,43	0,21	0,09	0,15
NO ₂ ⁻	$mg.l^{-1}$	0,017	0,042	0,025	0,007	0,025
NO ₃ ⁻	$mg.l^{-1}$	9,2	8,4	11,7	9,0	10,0
Cl ⁻	$mg.l^{-1}$	3,8	5,5	6,7	3,5	6,4
SO ₄ ²⁻	$mg.l^{-1}$	20,6	7,2	22,8	18,9	7,2
PO ₄ ³⁻	$mg.l^{-1}$	0,015	0,019	0,019	0,008	0,004
SiO ₂	$mg.l^{-1}$	5,6	5,7	4,4	5,8	5,8
Veškeré látky 105 °C	$mg.l^{-1}$	147	334	756	130	464
Veškeré látky 600 °C	$mg.l^{-1}$	108	288	650	83	378

i specifický odtok $39,88 l.s^{-1}.km^{-2}$ (proti normálu $26,39 l.s^{-1}.km^{-2}$). Průtok při tání sněhu 9. až 12. 3. 1981 $722 l.s^{-1}$ byl poměrně nižší než v Červíku a víc se na jeho tvorbě podílel tající sníh než dešťové přehánky, jejichž úhrn za uvedené dny dosáhl jen 33 mm.

V tabulce V jsou shrnuty hlavní výsledky chemických rozborů vod. Je patrné, že odběry ($n = 25$) pokryly nejfrekventovanější průtoky, částečně zachytily i jejich extrémní hodnoty a reprezentují dobře odtokové poměry. Tomu odpovídá i rozpětí jednotlivých znaků. Geologické poměry výrazně ovlivňují chemické složení vod, a to je zřetelné při srovnání dílčích povodí Červíku s Malou Ráztokou; jílovce a jílovité břidlice jsou minerálně bohatější než godulský pískovec. Projevuje se to výrazně v zákalu, jehož průměr je více než 4X vyšší v netěženém podpovodí Červíku B a 11X vyšší v odtěženém podpovodí A než v Malé Ráztocce. Méně výrazné jsou již rozdíly v obsahu SiO₂, ale i tam jsou

ve srovnání s průměrnými hodnotami za období od 21. 5. 1980 do 20. 5. 1981 v beson July 23, 1980 and at snow thawing on March 11, 1981 in comparison with the experimental watersheds

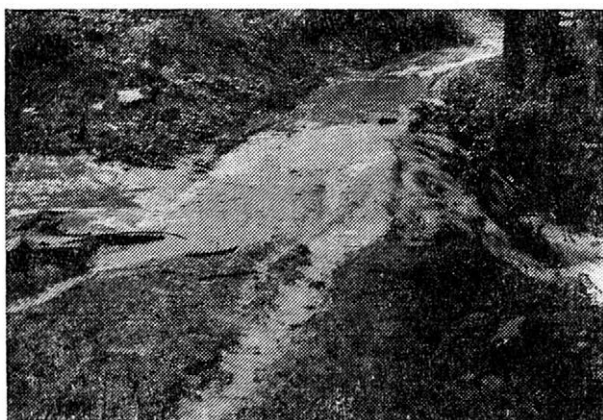
Červík _B		Červík _{celé povodí}		Malá Ráztočka		
11. 3. 1981	$\bar{x}$	23. 7. 1980	11. 3. 1981	$\bar{x}$	23. 7. 1980	11. 3. 1981
408,5	499,3	2419,7	5280,0	128,9	1145,0	544,0
150,0	55,9	145,0	920,0	3,14	16,8	6,4
4,75	6,45	5,05	4,70	6,70	6,60	6,60
76,4	92,2	76,1	75,8	95,6	78,5	77,7
0,20	0,49	0,30	0,25	0,52	0,35	0,40
0,18	0,07	0,06	0,25	0,06	0,07	0,08
0,8	1,9	2,1	1,0	2,2	2,2	1,1
0,3	1,1	0,8	0,4	1,2	1,0	0,6
48,59	3,47	12,12	18,22	1,25	4,85	1,59
8,0	10,7	8,0	8,0	15,2	15,2	13,0
2,4	3,6	3,6	3,7	2,4	0,6	1,2
0,10	0,04	0,03	0,21	0,04	0,10	0,29
1,25	0,77	2,29	11,25	0,04	0,02	0,03
0,41	0,15	0,33	1,25	0,04	0,05	0,05
0,021	0,016	0,039	0,014	0,009	0,031	0,016
17,0	7,5	8,4	18,0	9,5	8,8	11,7
1,4	3,9	6,5	3,4	3,3	2,8	3,0
24,0	22,6	7,2	24,0	23,0	16,8	34,8
0,019	0,012	0,011	0,004	0,014	0,011	0,023
4,3	5,8	6,1	4,4	4,3	5,8	4,3
342	207	390	1670	118	180	284
256	157	362	1464	78	116	226

průměrné hodnoty v Červíku vyšší než v Malé Ráztoce. Hodnoty pH jsou poněkud nižší v podpovodí B v Červíku, což lze vysvětlit okyselujícími vlivy smrkových porostů 100% pokrývajících toto podpovodí; popř. i vlivy slatinných lokalit situovaných při rozvodnici. V Malé Ráztoce bychom předpokládali snížení hodnoty pH v půdní vodě působením imisí, ale měření tuto domněnku nepotvrdila. Půdy v obou povodích nejsou příliš bohaté na vápník; poněkud vyšší je jeho obsah, opět proti předpokladu, v Malé Ráztoce s výraznějším působením imisí. Sodík a draslík nebyly v rámci tohoto šetření vyhodnocovány. Proto se uvádějí jen orientační hodnoty z jiných měření bez další analýzy. Hojněji, ale jen nepravidelně jsou vyplavovány kysličníky železa v povodí Červíku. Obsah chloridů a síranů se v povodích neliší a jejich hodnoty nejsou vysoké. Také podíl fosforu je z vodárenských hledisek příznivý.

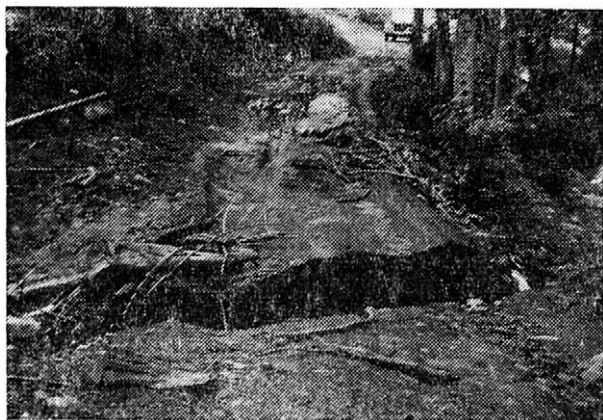
Při konfrontaci dat s ČSN 83 0611 Pitná voda zjišťujeme, že vody



1. Strojní erozí narušený povrch lesní půdy je nejen zdrojem smyvu, ale též rozpuštěných látek v odtékající vodě. — The forest soil surface damaged by erosion caused by forest machines is not only a source of the wash, but also of substances dissolved in running-off water



2. Lesní dopravní síť bez odvodňovacích prvků soustřeďuje a zrychluje povrchový odtok a obohacuje vodu o živiny. — Surface runoff is concentrated and accelerated and water is enriched by nutrients in a network of forest roads without drainage channels



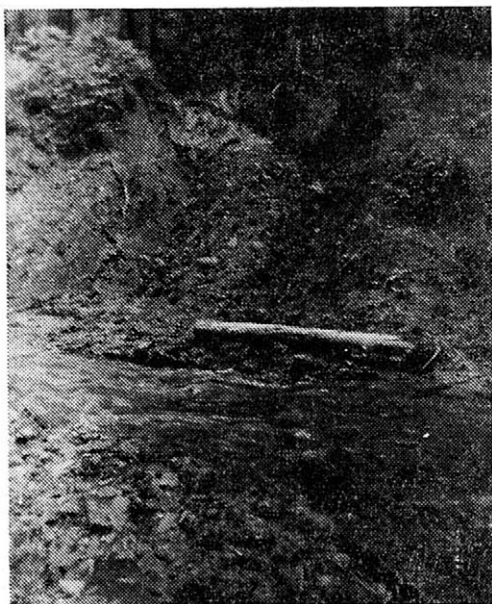
3. Zanesené a nedostačující propusty jsou příčinou provozních i ekologických škod. — Clogged and small culverts are a source of management and ecological losses

vyhovují požadavkům této normy. Nejqualitnější je voda v povodí Malé Ráztoky. V povodí Červíku nad přehradou (C) se vyskytují vyšší obsahy amoniaku a veškerých látek, což patrně souvisí s komunálním znečištěním.

Hodnoty variačního koeficientu znaků tvoří sestupnou řadu: železo, oxidovatelnost, mangan, amoniak, dusitany, veškeré rozpuštěné lát-

VII. Výsledky rozborů vod ve dnech těžebních prací ve srovnání s průměrnými hodnotami za období od 21. 5. 1980 do 20. 5. 1981 v experimentálním povodí Červíku. — Results of water analyses made on days of logging activities in comparison with the average values over the period from May 21, 1980 to May 5, 1981 in the experimental watershed Červík

Znak	Jednotka	Červík _A		Červíkové povodí			
		$\bar{x}$	10. 10. 1980	$\bar{x}$	25. 6. 1980	10. 10. 1980	19. 11. 1980
Průtok vody při odběru	l.s ⁻¹	56,9	30,3	499,3	133,4	231,8	172,8
Zákal	jZF	33,7	4200,0	55,9	700	250	1150
pH		6,48	5,85	6,45	6,80	6,50	6,70
Vodivost	S.m ⁻¹	84,8	69,4	92,2	58,5	85,5	89,5
Alkalita	mmol.l ⁻¹	0,43	0,15	0,49	0,35	0,34	1,38
Acidita	mmol.l ⁻¹	0,07	0,05	0,07	0,05	0,09	0,10
Tvrdost celkem	mmol.l ⁻¹	1,8	2,5	1,9	2,4	2,4	2,2
Tvrdost uhlíč.	mmol.l ⁻¹	1,0	0,4	1,1	1,0	1,0	3,9
Oxidovatelnost	O ₂ mg.l ⁻¹	3,22	280,2	3,47	43,07	13,06	31,64
Ca ²⁺	mg.l ⁻¹	10,5	10,0	10,7	11,6	10,0	11,0
Mg ²⁺	mg.l ⁻¹	3,4	4,9	3,6	3,3	4,3	3,0
Mn	mg.l ⁻¹	0,05	1,18	0,04	0,30	0,32	0,33
Fe	mg.l ⁻¹	0,47	2,35	0,77	0,19	0,04	6,50
NH ₄ ⁺	mg.l ⁻¹	0,09	0,58	0,15	0,25	0,22	0,81
NO ₃ ⁻	mg.l ⁻¹	0,017	0,041	0,016	0,060	0,029	0,042
NO ₂ ⁻	mg.l ⁻¹	9,2	6,6	7,5	5,9	9,0	8,5
Cl ⁻	mg.l ⁻¹	3,8	3,7	3,9	3,2	6,4	4,1
SO ₄ ²⁻	mg.l ⁻¹	20,6	24,0	22,6	20,2	14,4	24,0
PO ₄ ³⁻	mg.l ⁻¹	0,015	0,094	0,012	0,034	0,026	0,041
SiO ₂	mg.l ⁻¹	5,6	8,0	5,8	4,2	7,0	6,3
Veškeré látky 105 °C	mg.l ⁻¹	147	6368	207	1626	300	758
Veškeré látky 600 °C	mg.l ⁻¹	108	2788	157	1396	186	654



4. Svážnice křižující vodní toky jsou stálým nebezpečím pro kvalitu povrchových vod. Snímky Chlebek. — Skidding lines crossing the water-courses are a constant risk of surface water quality impairment. Photos by Chlebek

nanů, chloridů a na jaře i síranů. Zvýšení obsahu síranů při tání sněhu bezpochyby souvisí se znečištěním vzduší. Zvyšuje se i obsah veškerých rozpuštěných látek. I když v některých ukazatelích je zvýšení mnohonásobné, např. u zákalu až 16 X, kvalita vody zůstává ještě vyhovující pro vodárenskou úpravu.

V tabulce VII je obdobné porovnání, ale ve dnech těžebních prací, a to jen povodí Červíku, protože v povodí Malé Ráztoky se ve sledovaném období netěžilo. Zde je patrné podstatné zvýšení zákalu (125 X), oxidovatelnosti, hořčíku, železa, amoniaku, dusitanů, fosforečnanů a veškerých rozpuštěných látek. Ve srovnání s dešťovými situacemi je toto zvýšení obsahu rozpuštěných látek výraznější a pro kvalitu vody závažnější.

Pokusili jsme se odhadnout, kolik rozpuštěných látek bylo ze sledovaných beskydských povodí za 1 rok odplaveno. Výpočet jsme konali dvěma způsoby: u znaků se závislostí na průtoku podle tabulky V jsme využili této závislosti a křivky trvání průtoků (tabulka VIII). U znaků nezávislých na průtoku jsme použili střední hodnotu znaků (z tabulky V) a vynásobili ji sekundami za rok. Ve srovnání obou povodí (tabulka IX) je jejich vzájemný poměr vyrovnanější s patrným antropickým ovlivněním v povodí Červíku C. I při tomto hodnocení by zvýšené množství síranů mohlo pocházet z oxidu siřičitého ve znečištěném ovzduší. Zřetelně vystupují rozdíly mezi oběma podpovodími Červíku; můžeme je vysvětlit odlišnými hydrologickými poměry, ale též antropogenní aktivitou.

ky. Pro každý znak jsme vypočetali korelační koeficient jeho závislosti na odtoku. Těsná závislost byla prokázána jen pro zákal, oxidovatelnost a veškeré rozpuštěné látky, v povodí Červíku ještě pro mangan, železo a amoniak. Nezávislý na průtoku byl obsah síranů, fosforečnanů a křemičitanů.

V tabulce VI jsou porovnávány koncentrace iontů při vydatnějších letních srážkách (23. 7. 1980) a při náhlém tání sněhu v jeho kulminační fázi (11. 3. 1981) s průměrnými hodnotami za sledované období. Především je nutno opět připomenout rozdíly vyplývající z odlišných geologických poměrů mezi Malou Ráztokou a Červíkem. Při extrémních průtokových situacích se zvyšuje zákal. V Červíku klesá hodnota pH hlavně při tání sněhu. Klesá vodivost, tvrdost vody, obsah hořčíku a křemíku, zvyšuje se acidita, oxidovatelnost, obsah manganu, železa, amoniaku, dusitanů a dusič-

VIII. Trvání průtoků za období od 21. 5. 1980 do 20. 5. 1981. — Duration of flow rates over the period from May 21, 1980 to May 20, 1981

Počet dní trvání průtoků		Červík A	Červík B	Červík C	Malá Ráztoka
Dny	% roku	l.s ⁻¹			
9	2,5	144	102	1000	300
18	5	88	75	750	200
55	15	46	25	360	120
91	25	33	15	225	100
137	37,5	25	10	160	70
182	50	18	9	130	59
228	62,5	15	8	110	50
274	75	12	7	95	72
329	90	7,5	5,5	62	36
347	95	5	4	55	30
365	100	3,5	2,7	44	6,8

ZÁVĚRY

Chemické složení povrchových vod beskydských pramenných oblastí s vysokou lesnatostí je výrazně ovlivňováno přírodními poměry: geologickým útvarem a klimatem. Množství ve vodě rozpuštěných látek závisí na podpovrchovém odtoku, prokazatelný je též vliv hospodářské aktivity. Celkové množství látek vzrůstá:

a) při jarním tání a odtoku sněhových vod podle intenzity a časového průběhu tání, zásoby sněhu, množství deponovaných polutantů aj.;

b) při letních přívalových nebo vydatných vícedenních deštích v soustředěném odtoku vod;

c) při zemních pracích v povodí, při stavbě cest a svážnic, manipulačních ploch, lesomelioračních objektů;

d) v mechanizované výrobě dřeva, není-li zajištěna protierozní ochrana půdy.

V přírodních extrémních situacích roste množství ve vodě rozpuštěných látek úměrně k jejich pohotovosti zásobě v povodí, intenzitě a složení srážky, průběhu odtoku. Při tom se až 3/4 z celkového množství vyplavených látek odplaví v první třetině průtokové vlny. Při hospodářské činnosti v povodí závisí množství smyvu i rozpuštěných látek na intenzitě a trvání prací, odstranění vegetace a narušení půdního povrchu, sklonu terénu a dalších faktorech. Po vydatných deštích odtéká mnoho vody, ale zvýšení koncentrace látek je mírné.

Při těžebních pracích nebo jiné hospodářské činnosti jsou koncentrace látek vysoké, ale objem odtoku je malý. Zvláště škodlivé je přibližování dřeva v deštivém období na rozmočeném terénu, protože se sčítají efekty vysoké koncentrace látek i velkého objemu průtokové vlny.

IX. Transport rozpuštěných látek ve sledovaných beskydských povodích za období od 21. 5. 1980 do 20. 5. 1981. — Transport of dissolved substances in the studied Beskids watersheds over the period from May 21, 1980 to May 20, 1981

Znak	Množství rozpuštěných látek							
	Červík A		Červík B		Červík C		Malá Ráztoka	
	zjištěné	specifické	zjištěné	specifické	zjištěné	specifické	zjištěné	specifické
	kg.rok ⁻¹	kg.km ⁻² . rok ⁻¹	kg.rok ⁻¹	kg.km ⁻² . rok ⁻¹	kg.rok ⁻¹	kg.km ⁻² . kg.rok ⁻¹	kg.rok ⁻¹	kg.km ⁻² . rok ⁻¹
Ca ²⁺	9 237	10 497	5 071	6 034	77 783	8 799	39 664	19 115
Mg ²⁺	2 991	3 399	1 990	2 368	26 815	2 033	5 764	2 778
Mn	56	63	26	31	363	41	134	64
Fe	994	1 129	211	251	10 023	113	104	50
NH ₄ ⁺	97	110	55	65	1 520	172	104	50
NO ₃ ⁻	8 044	9 197	11 996	14 281	59 995	6 787	24 790	11 947
NO ₂ ⁻	15	17	9	11	119	14	30	14
Cl ⁻	3 702	4 207	2 247	2 673	29 050	3 286	8 611	4 150
SO ₄ ²⁻	18 123	20 594	12 131	14 436	168 341	19 043	60 018	28 924
PO ₄ ³⁻	13	15	5	6	89	10	37	18
SiO ₂	4 927	5 600	3 723	4 430	43 202	4 887	11 221	5 408
Veškeré látky 105 °C	183 816	208 882	84 494	100 588	2 127 533	240 671	340 145	163 925
Veškeré látky 600 °C	141 781	161 043	56 914	67 755	1 702 354	192 574	288 580	110 159

Negativním důsledkem erozních procesů není jen (ekonomicky vyjádřitelné) ochuzování povodí o živiny, ale dnes především nežádoucí obohacování akumulovaných vod vytvářející podmínky pro eutrofizaci zvlášť nebezpečnou ve vodárenských nádržích. Lesní hospodářství musí volit takové technologické prostředky a metody, a zajišťovat následná asanační opatření, aby se nerozšiřoval soustředěný odtok a nezvyšovaly se kulminace ani objemy povodňových průtoků.

Výzkum doložil, že současná kvalita povrchových vod v Beskydech stále vyhovuje vodárenskému využití s výjimkou extrémních srážkových situací, které způsobí jen omezeně odstranitelný koloidní zákal vody. Ovšem i vodní hospodářství musí reálněji kalkulovat s podílem zákalu odpovídajícím intenzitě přírodní eroze ve flyšové oblasti Beskyd, zejména v místech výskytu jílovců a jílovitých břidlic na 15 % rozlohy tohoto území. Těžebně dopravní proces zvyšuje prudce obsah rozpuštěných látek ve vodě, a proto je třeba jej v oblastech citlivých na poškození omezovat na co nejkratší bezsrážkové období. Důsledky imisního poškození beskydských lesů jsme v hodnocených rozbořech nezjistili, a proto je nutno kvalitu vody dlouhodoběji sledovat a hodnotit.

Došlo dne 1. 12. 1982

Literatura

- BLAŽEJ, A. a kol.: Chemické aspekty životního prostředí. Alfa, Bratislava, SNTL, Praha, 1981, 600 s.
- DROBIKOV, A. A. — PONOMAREV, L. V.: Vlivy lesozagatovok na kačestvo vody. Les. Choz., 1977, 1, s. 46-48
- HAVERAEN, O.: Virking av hogst pa vannmengde og vannkvalitet fra ostnorsk barskog. Meddelelser NISK, 36, 1981, 7, s. 27
- KELLER, H. M.: Der Chemismus kleiner Bäche in teilweise bewaldeten Einzugsgebieten in der Flysch-zone eines Voralpentales. Mitt. d. Schw. Anstalt für das forstliche Versuchswesen, Bd. 46, H. 3, 1970, s. 115-155
- KUNKLE, S.: Water its quality often depends on the forester. Unasylva, Vol. 28, 1974, 105, s. 10-16
- KUNKLE, S. H.: Der Einfluß des Waldes und der Forstwirtschaft auf die Wasserqualität. Allg. Forstz., 29, 1974, 49, s. 1070-1074
- LANGKRAMER, O. — LOCHMAN, V. — LETTL, A.: Vliv opakovaného hnojení smrkových porostů dusíkem na ekologické poměry v půdě a na složení povrchové a podzemní vody. Zprávy lesn. výzkumu, XXVI, 1981, 1, s. 1-8
- LECIAŇOVÁ, L.: Výzkum změn kvality vody v údolní nádrži Šance. Souhrnná zpráva za leta 1969—1973. VÚV Praha, pob. Ostrava, 1974
- LOCHMAN, V.: Dynamika biogenních prvků v půdě smrkového porostu a na holé seči. Lesnictví, 26, 1980, 7, s. 577-586
- LOCHMAN, V.: Změny půdních ekologických podmínek, zejména chemizmu půd, v lesích zasažených průmyslovými imisemi. Lesnictví, 27, 1981, 8, s. 699-714
- LOCHMAN, V. — LANGKRAMER, O. — LETTL, A.: Okyselování vody a lesní půdy kyselými srážkami. Lesnictví, 27, 1981, 7, s. 577-590
- MEGAHAN, W. F.: Logging, erosion, sedimentation — are they dirty words? J. of the Forestry, Cleveland, 1972, s. 403-407
- MEGAHAN, W. F.: Effects of forest cultural treatments upon streamflow. Zvl. ot.: The Forest Acts Dilemma Symposium 1976, Univ. of Montana, s. 14-34
- MEGAHAN, W. F. — KIDD, W. J.: Effects of logging and logging roads on erosion and sediment deposition from steep terrain. J. of Forestry, Vol. 70, 1972, 3, s. 136-141
- PACKER, P. E. — HAUPT, H. F.: The influence of roads on water quality characteristics. Soc. Amer. Forest Proc., Detroit, Mich., 1965, s. 112-115
- PACKER, P. E.: Forest treatment effects on water quality. Int. Symp. on Forest Hydrology, Proc., Pergamon Press, Oxford, England, 1967, s. 687-699
- PETERSON, D. L. — ROLFE, G. L. — BAZZAZ, F. A.: Nutrient stability in rainfall and throughfall samples. For. Res. Rep., 1979

PINEAU, M.: L'exploitation forestiere et la protection de l'eau. For. Conserv., 43, 1977, 5, s. 30-31

POBĚDINSKIĀ, A. V.: Vodoochrannaja i počvozaščitnaja roľ lesov. Moskva, 1979, s. 174

SOPPER, W. E.: Effects of timber harvesting and related management practices on water quality in forested watersheds. J. Environm. Qual., Vol. 4, 1975, 1, s. 24-29

ULRICH, B.: Die Rolle des Waldes für die Wassergüte. Allg. Forstz., 36, 1981, 42, s. 1107-1109

ZELENÝ, V.: Výsledky lesnicko-hydrologického výzkumu v experimentálních beskydských povodích. Vodohosp. časopis SAV, 27, 1979, 2, s. 584-600

ZELENÝ, V. — JAŘABÁČ, M. — CHLEBEK, A.: Nástin výsledků 25letého lesnicko-vodohospodářského výzkumu v Beskydech. Lesnictví, 26, 1980, 8, s. 677-697

Jednotné metody chemického rozboru vod. SNTL, Praha, 1965

Degradace stanoviště v důsledku mechanizované těžby dřeva. Lesnické aktuality ze světa, VÚLHM Jiloviště - Strnady, XVI, 1980, 1, s. 16-20

Krugovorot chimičeskich věšestv v lesu. Moskva, Nauka, 1982, 111 s.

JAŘABÁČ, M. — CHLEBEK, A. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jiloviště - Strnady). Влияние лесного хозяйства на качество воды в бескидских экспериментальных водосборах. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 717-738.

Для объяснения последствий экстремальных природных и антропогенных влияний на качество воды в бескидских экспериментальных водосборах в 14-дневных интервалах производились анализы воды, стекающей в 4 профилях: Мала Разтока (2,076 км²), Червик А (0,88 км²), Червик Б (0,84 км²), Червик Ц (8,84 км²) в полностью облесенной среднегорной области. Результаты измерений были разработаны в виде таблиц I—IX.

Установили, что после сильных дождей и при повышенных стоках вод концентрации большинства растворимых веществ повышаются умеренно, однако их смытое количество относительно высокое. Заготовительно-транспортные работы при производстве древесины резко повышают упомянутые концентрации, но суммарный сток растворенных веществ ниже, чем при наводнениях. Машинная эрозия обедняет водосборы в отношении действующих веществ, снижает качество воды и содействует процессам эйтрофикации. Работы по лесозаготовкам и транспортировкам, поэтому, не должны проводиться в заболоченной местности, поврежденные места следует немедленно тщательно восстанавливать.

иммиссии; химизм стока; вода

JAŘABÁČ, M. — CHLEBEK, A. (Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jiloviště - Strnady). The Influence of Forest Management on Water Quality in the Beskids Experimental Watersheds. Lesnictví, 29, 1983 (8) : 717-738.

To elucidate the impacts of extreme natural and anthropic influences on water quality in the Beskids experimental watersheds, waters running off the four profiles were analyzed in fortnightly intervals: Malá Ráztoka (2.076 km²), Červík A (0.88 km²), Červík B (0.84 km²), Červík C (8.84 km²), located in a fully forested mountainous region of medium altitude. The results of measurements have been arranged in Tables I—IX.

Concentrations of most dissolved substances were found to increase slightly after heavy rains and at higher water runoff, but their washed quantities are relatively high. The concentrations are increased strongly by logging processes and wood transport, but the summary runoff of dissolved substances is lower than that during floods. The waters in the watershed are deprived of nutrients by erosion caused by forest machines, water quality is lowered and eutrophication processes are enhanced. Therefore the logging and transport of wood should not take place in a muddy terrain, damaged places should be immediately restored.

immissions; runoff chemistry; water

Adresa autorů:

Ing. Milan Jařabáč, CSc., Ing. Alois Chlebek, Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jiloviště - Strnady, pracoviště 739 53 Hnojník

PĚSTOVÁNÍ LESA VE ZNEČIŠTĚNÉM OVZDUŠÍ. 1981, KYOTO

Na XVII. kongresu IUFRO, který se konal v roce 1981 v Kyoto (Japonsko), byl v rámci programu skupiny S.2.09 přednesen referát na téma Pěstování lesa ve znečištěném ovzduší. Referát vypracovali jako společnou práci k tomuto tématu odborníci z NSR a ČSSR — Dr. K. F. Wentzel, Dr. G. Seibt, Ing. J. Materna, CSc., a Ing. V. Tesař, CSc. Referát byl uveřejněn v materiálech kongresu IUFRO a pro orientaci lesnické praxe v časopisu Forst- und Holzwirt. Zde přinášíme stručný výtah z této práce.

Společná práce odborníků z NSR a ČSSR si klade za cíl zhodnotit poznatky získané ve střední a severní Evropě o působení imisí na lesní hospodářství a pokusit se odvodit z nich podklad pro stanovisko představitelů IUFRO při řešení otázek pěstování lesa v podmínkách znečištěného ovzduší.

V části, která je zaměřena na objasnění obecných základů týkajících se působení imisí na lesní dřeviny, se Dr. K. F. Wentzel zabýval především změnou dřevin jako neefektivnější možnosti udržení lesního bohatství. Je známo, že v posledních 30 letech se znečištění ovzduší stalo pro lesní hospodářství faktorem, který ve světovém měřítku a na miliónech ha plochy ovlivňuje lesní ekosystémy. Jestliže bylo před 200 lety pro lesního hospodáře určující, aby při všech opatřeních přihlížel ke klimatickým a půdním podmínkám, musí za současné situace respektovat navíc také vliv znečištěného ovzduší. Při všech úvahách o možnostech dalšího vývoje je však nutno zdůraznit, že lesní hospodářství nemá prostředky, kterými by mohlo vlivu imisí zabránit. Toto je možné pouze technickými metodami, tedy odlučováním škodlivin přímo u zdrojů exhalací. Les vystupuje jako objekt poškozování bez schopnosti aktivní obrany a všechna opatření ze strany lesního hospodářství mohou být zaměřena pouze na zmírnění vlivu imisí.

V pěstební činnosti je nutno zaměřit pozornost na tři základní metody, kterými je možno vliv znečištění ovzduší na lesní porosty zmírnit, a to a) vhodný

výběr druhů dřevin, b) odpovídající výchovu porostů a c) melioraci a hnojení půd.

Tyto metody mohou být použity jednotlivě nebo kombinovaně proti přímému působení imisí na lesní ekosystémy, především proti pozvolnému okyselování půdy.

Za nejdůležitější opatření proti důsledkům imisního působení je pokládána záměna dřevin, tedy pěstování listnatých dřevin na odpovídajících staništích. Ve střední Evropě přicházejí v úvahu: dub, buk, klen, olše a topol s příměsí jasanu, jilmu a břízy. Přeměna jehličnatých porostů na listnaté je doporučena v oblastech od středního imisního zatížení (cca $70 \mu\text{g SO}_2 \cdot \text{m}^{-3}$ vzduchu jako roční průměr). Nové zalesnění by mělo být provedeno pokud možno s vysokým počtem sazenic, aby se dosáhlo přirozeného výběru jedinců relativně odolných vůči imisnímu zatížení. Vegetativní množení vybraných odolných jedinců s cílem poskytnout praxi vhodný zalesňovací materiál je v NSR započato, není však v dohledné době možné, aby splnilo očekávání.

V dalším se Dr. Wentzel podrobně zabýval pěstováním porostních okrajů, které by měly plnit funkci ochranné clony pro citlivější druhy dřevin. Tato forma ochrany je však možná jen tehdy, jde-li o působení jednoho nebo malého počtu zdrojů a není možno počítat s úspěchem při použití v průmyslových oblastech se silným imisním zatížením.

V části nazvané Výchova porostů a probírky se Ing. V. Tesař, CSc., zaměřil na možnosti ochrany lesních porostů pěstebními zásahy.

Při podrobném zkoumání postupného rozkladu smrkových nebo borových porostů zjišťujeme dvě rozdílné fáze ve vývoji poškozování: 1. fáze je charakterizována tím, že v mladších vývojových stadiích odumírají v porostech potlačené nebo poškozené stromy; 2. fáze je charakterizována silným poškozováním nadúrovňových jedinců.

Příčina tohoto jevu je spatřována ve faktu, že parametry imisního zatížení již

překročily ekologicky důležité hranice a postižené stromy byly obzvláště exponovány. Tento obraz poškození se objevuje zejména s přibývajícím věkem, kdy relativní výška porostu dosahuje přes 10 m a koruny stromů jsou osamostatněny. V průběhu vývoje se u porostů objevuje několik přechodných typů. Nastoupí-li již 2. fáze, začíná úplný rozpad porostu, který trvá již podstatně kratší dobu, než popsaný vývoj. V 2. fázi je také už překročena hranice, kdy je účinné vyjímání jednotlivých poškozených jedinců, protože každé další prosvětlení porostu nyní urychluje přístup imisí, a tím zhoršuje situaci.

Výchova porostů v oblastech postižených imisemi musí být již od mladších věkových tříd zaměřena na plánovitou výchovu koruny stromů. Je nutno podporovat v růstu ty jedince, kteří mají dobře vyvinutou korunu a husté zachycení. Jedincům, kteří se jeví jako perspektivní a odolnější, je nutno vytvořit maximální podmínky pro zdárný růst. Při posuzování vhodnosti jedinců pro další vývoj vycházíme z hodnocení stupně zachycení.

Výchova porostů v oblastech postižených imisemi se diferencuje podle druhu dřevin.

Ve smrkových porostech je nutno provádět výchovu korun nejpozději ve 25 letech. V praxi to znamená silnější zásahy do porostů, než jaké jsou v tomto vývojovém stadiu obvyklé. Odstraňují se všechny potlačené nebo sekundárními škůdci poškozené stromy. Ve věku 25—50 let máme již k dispozici pouze málo možností, jak výchovu korun regulovat, a tím vytvořit předpoklady pro zpomalení tempa odumírání porostů. Porosty starší 50 let, které nebyly tímto způsobem obhospodařovány, nemohou být již účinně ovlivněny. Tyto zkušenosti byly získány v porostech se středním imisním zatížením, kdy je ještě možné uchovat smrkové hospodářství.

Pro borovici platí obdobné zásady, i když s mírnými odchylkami, protože u tohoto druhu se setkáváme se zcela odlišným vývojem koruny.

Závěrem se důrazně upozorňuje, že pro účinná výchovná opatření v imisních oblastech je tedy k dispozici relativně krátká doba mezi 20—40 lety věku porostu.

Další část se zabývala hnojením a meliorací (Dr. G. Seibt). Ovlivnění lesních porostů imisemi se projevuje buď přímo, tzn. zasahováním do fotosyntetického procesu rostliny, nebo nepřímo, tj. ovlivněním půdních vlastností. Na první pohled jednoduché řešení, zálež-

jící v dodání jiných chemických substancí, které by tyto negativní účinky redukovaly, je v praxi znesnadněno skutečností, že látky znečišťující ovzduší (zejména oxid siřičitý) ovlivňují lesní porosty na rozsáhlých plochách a poškození mohou způsobit i ve velmi malých dávkách, působí-li po určitou dobu.

Škodlivé působení sloučenin síry na lesní porosty, jehož důsledkem je neustálé okyselování lesních půd, bylo prokázáno v Evropě i v Severní Americe. Dodáním CaCO_3 je možno situaci zlepšit a tzv. kompenzační vápnění lesních půd ovlivněných delší dobu imisemi SO_2 bylo požadováno již před desetiletími. Bylo však zjištěno, že přihnojování pouze vápnem přináší s sebou mnohdy i ztráty dusíku a způsobuje zpomalení růstu. Pro přihnojování v lesních porostech se ukázalo vhodnější těžko rozpustné křemičité a uhličité vápno, vápencové slíny obsahující hořčík a mletý vápenec. Množství melioračních hmot se určuje v závislosti na stupni okyselení půdy, druhu půdy, hloubce zapracování apod. Jestliže je meliorační hmota pouze v porostech rozmetána, probíhá proces neutralizace pomaleji, než když je zapracována přímo do půdy před zalesněním. Tato forma je biologicky a hospodářsky nejefektivnější. V závislosti na půdních vlastnostech je možno současně použít také hnojiv obsahujících N, K a Mg.

V poslední době se na základě mnohých pokusů prokázalo, že hnojení (především N a K) může zmírnit také důsledky přímého imisního vlivu na nadzemní orgány. Tato skutečnost je dána v souvislosti se zvýšením odolnosti v důsledku zlepšení pufrací kapacity listové plochy. Draslík má schopnost regulovat poměr transpirace a asimilace a hořčík je nezbytný pro tvorbu chlorofylu.

V závěru je shrnuto, že v důsledku hnojení lesních porostů může být výživa u lehce poškozených porostů zlepšena do té míry, že dochází ke zvýšení přírůstu a v mladších porostech mizí příznaky poškození, větší škody vyvolané přímým působením imisí je možno hnojením pouze zmírnit; největšího úspěchu se dosahuje tehdy, zapracuje-li se meliorační hmota přímo do půdy před novým zalesněním.

Závěrečná část společné práce pojednává o lesním plánování (Ing. J. Materna, CSc.).

Omezené možnosti, které má lesní hospodářství ke snížení vznikajících škod a k udržení lesa v imisemi postižených oblastech, se mohou plně uplatnit jen při jejich plánovitém začlenění do urči-

tého hospodářského systému. Základem takového systému je především jasné vymezení podílu imisí na zhoršeném zdravotním stavu lesa a výhled dalšího imisního působení. Je jen málo příkladů z minulosti, které mohou dokumentovat úspěch takového systému, a pokud existují (např. lesní majetek Lauter v Sasku), jde o relativně malé plochy v okolí menších zdrojů.

V současné době jsou vydány směrnice hospodaření pro imisemi poškozené smrkové lesní porosty v NDR a směrnice pro hospodaření v Krušných horách a na Sokolovsku v ČSSR.

Směrnice ČSSR a částečně i NDR vycházejí z kategorizace porostů do skupin jednak na základě stupně jejich poškození, jednak podle míry jejich ohrožení imisemi. Zatímco stupeň poškození je výrazem aktuálního stavu imisemi ovlivněného porostu, vyjadřuje míra ohrožení prognózu vývoje poškození, jeho dynamiku v existujícím imisním zatížení nebo v předpokládaném zatížení, např. při instalaci nového zdroje. Zařazení porostů nebo lesních komplexů podle obou kritérií umožňuje rozhodnout o možnosti obnovy citlivých dřevin, naléhavosti výchovných zásahů i o dalších péstebních opatřeních a vhodném časovém a prostorovém uspořádání obnovy lesních porostů. Pokud jde o prognózu vývoje, je pochopitelně zatížena určitým prvkem nejistoty, který vyplývá z nejistoty prognózy imisí a z ní vycházející prognózy

zatížení přízemních vrstev atmosféry určitými škodlivinami. Nejistota je i v hodnocení reakce porostů citlivých dřevin — smrku a borovice — na imisní zatížení. Přesto však lze za předpokladu rovnoměrného imisního zatížení postup poškození dosti spolehlivě odhadnout. Co nelze předvídat, jsou výskyt některých klimatických extrémů, které nárazově zhoršují zdravotní stav porostů. Jsou to především prudké poklesy teplot, které např. v roce 1977, 1978—1979 způsobily rozsáhlé poškození a zničily smrkové porosty oslabené imisemi na velkých plochách. Nelze také spolehlivě předvídat výskyt biotických škůdců.

Koncepce hospodaření v imisních oblastech musí tedy vycházet ze zhodnocení aktuálního stavu porostů a z odhadu dalšího vývoje.

Při slabším poškození zůstává ve smrkových nebo borových porostech hnojení hlavním prostředkem ke zvýšení odolnosti a stability porostů. Při středním poškození je nutno klást zvýšený důraz na péstební zásahy. Jde především o včasnou výchovu koruny, pěstování porostních okrajů tvořených z relativně odolnějších dřevin apod. Není nutno upouštět od smrkového nebo borového hospodářství. Při silném imisním zatížení jsou hospodářské zásahy určovány většinou rychlostí odumírání porostů. Tyto porosty je nutno již ve věku 40—60 let převádět na listnaté, aby se zabránilo vzniku eroze a dalším škodám.

Ing. Jan Materna, CSc., Výzkumný ústav lesního hospodářství a myslivosti, Jilovské - Strnadý, 255 01 Praha 5 - Zbraslav

NACHWEIS UND WIRKUNG FORSTSCHÄDLICHER LUFTVERUNREINIGUNGEN. BEITRÄGE ZUR WILDBACHEROSIONS- UND LAVINENFORSCHUNG. IUFRO, XI. INTERNATIONALEN ARBEITSTAGUNG IN GRATZ. 1980, RAKOUSKO

IUFRO pořádá ve dnech 1.—6. září 1980 XI. pracovní konferenci, která byla tematicky rozdělena na dvě části. První část se týkala problematiky působení imisí na lesní porosty a druhá část řešila problematiku vodní eroze a lesního stanoviště. Přednesené a diskutované referáty jsou shrnuty do čtyř objemných svazků.

První svazek má 164 stran. Po textech pozdravných zahajovacích projevů následují referáty první tematické skupiny o škodách působených exhaláty na lesních porostech. První referát popisuje pokus o diagnózu na velkých prostorách pomocí imisně ekologické metody a dále stať uvádí postup pro vymezení les-

ních oblastí pod vlivem průmyslových imisí v Polsku a podle intenzity vymezuje celkem 3 zóny podle pěti hlavních indikátorů (délka a forma jehlic, barva jehlic, počet jehlic na ročních výhonech, výškový přírůst a vitalita stromu). Následující článek pojednává o změnách stanovišť pod vlivem vzdušného znečištění SO₂ a změnách na jehlicích borovice *Pinus strobus* v oblasti Columbia-Wisconsin. O vlivu ozónu a SO₂ na defoliaci a růst topolů pojednává další referát se zvláštním vztahem k Holandsku. O novém zdroji imisí a jejich škodlivém působení (S, N, NH₃) na lesní porosty ze zemědělských velkovýkrmů pojednává velmi důležitý článek

s výzkumnými výsledky z Bavorska s cennými číselnými údaji a grafy (v poslední době bylo také zjišťováno v ČSSR, J. Pelíšek 1982). Zajímavý referát se týkal leteckého zjišťování a velkoplošné analýzy lesních škod imisemi. Dále byl přednesen referát o fotoleteckém určování síry, fluoridů a chloridů jako novým způsobem diagnózy pro určování škodlivých výfukových plynů v Rakousku. Následuje referát o letokruhových analýzách jako pomocném prostředku pro důkaz o kvantifikaci vnějších škodlivých vlivů na růst stromů a porostů. Další příspěvek obsahuje použití korelačního koeficientu jako důkazu k vyhodnocení kouřových škod v lese. Je to v podstatě matematická studie se zajímavými výsledky. Ekologické účinky atmosférických znečištění v porostech na různých expozicích analyzuje další příspěvek.

Následující příspěvek analyzuje sezónní variace vzdušných znečištění při odumírání jehličnanů ve Švédsku, pak ovlivňování fyziologických procesů účinkem SO₂ na smrku v zimním období ve Švýcarsku, dále vliv sirnatých výfukových plynů s SO₂ na rostliny (změny v obsahu proteinu, reduktáze, syntetické kapacity aj.), následující referát pojednává o fyziologických aspektech rezistence rostlin proti různému obsahu SO₂ (s hojnými tabulkami), dále je sdělení o permeabilitě rostlinné kutikuly ve vztahu k různé rezistenci rostlin a stejnou problematiku má i článek o permeabilitě rostlinné kutikuly pro plyny a škodlivé látky a další příspěvek se zvláštním zřetelům na SO₂. Následující referát pojednává o indikaci intenzity znečištění ovzduší pomocí transplantátů lišejníků, dále pak příspěvek o využití výměnných fyziologických reakcí k důkazu ovlivnění smrku v rýnské oblasti kyselými škodlivými plyny a nakonec je uvedena práce o vlivu vzdušného znečištění na roční průběh vývoje jehličnorského smrku.

Druhý svazek prvního dílu dané problematiky obsahuje referáty tematicky navazující na první díl a má celkem 160 stran. Obsahuje referáty o dlouhodobém působení znečištění vzduchu na půdy a rostliny. První referát pojednává o regulaci lesnických škodlivých znečištění atmosféry v rámci lesnického rakouského zákona a druhý příspěvek diskutuje o hodnotách imisí pro ochranu lesů (předloženo k rezoluci IUFRO, pracovní skupina 2-09-00). Další referát se týká odstranění a vyplavení fluoridů pro zmenšení akumulace fluoru v jehličích a listech. Následující příspěvek obsahuje indikační hodnoty ve vztahu k ekologickým podmínkám klíčení, dále

pak hraniční hodnoty různých imisí důležitých pro vývoj určitých druhů lesních dřevin a pak sorpci SO₂ povrchovým humusem a jeho ekologický význam, následuje příspěvek o hromadění imisních látek v půdě a změny v půdách pod smrkovými porosty s dlouhodobým působením SO₂. Zajímavým příspěvkem je diskuse, zda tolerované obsahy těžkých kovů v zemědělských půdách platí také pro lesní půdy, pak referát o vlivu hnojení smrkových porostů v oblastech poškozených kouřovými plyny v Polsku, dále příspěvek o významu ekologické ochrany pro smrkové hospodářství v imisních oblastech, chování fluoridu v půdách a výzkumy o dlouhodobých účincích fluorovodíku v imisích na smrkové porosty. Další příspěvek pojednává o vztazích mezi smrčnicemi a obsahem síry, fluoru a chloru u jedno- až dvouletých jehlic v severní oblasti rýnskowestfálské, pak o interakci mezi kyselými produkty a lesní vegetací, dále o srovnávacích výzkumech o odolnosti některých dřevin na zasořených půdách a o účincích SO₂ a těžkých kovů na borovici *Pinus banksiana*. Poslední referáty pojednávají o dlouhodobých účincích SO₂ a kadmia a rostliny a o obohacení kadmíem ve smrčnicích ovlivňovaných imisemi a pak je konečná rezoluce pracovní skupiny s 2-99 o maximálních hodnotách imisí pro ochranu lesů, zejména u sloučenin síry a fluorovodíku.

Další dva objemné svazky obsahují příspěvky a referáty o erozi bystřin a výzkumu lavin na lesních stanovištích a referáty související s problematikou stanovišť (klasifikace, analýzy, antropogenní změny). Po základních úvodních referátech následuje první příspěvek o hlavních principech určování a mapování lesních stanovišť v bukových lesích v Bulharsku. Dále jsou popsány směrnice pro postup mapování lesních stanovišť v oblasti Ontaria v Kanadě ve srovnání s jihozápadní německou metodou, pak hlavní linie pro diagnózu lesních stanovišť v Maďarsku, dále lesní stanovištní mapy jako základ pro valorizaci přírodního potenciálu a prostorového plánování, pak zkušenosti s využitím lesnických stanovištních map při mapování a plánování mimo lesní oblasti na jihozápadě NSR, dále příspěvek o vztazích mezi půdními stanovištními faktory a přírodní vegetací pro stanovištní mapování v oblasti Venezuely, následuje příspěvek ke kartografické metodě pro interpretaci struktury půdního povrchu jako součásti stanoviště a referát ve formě příspěvku o labilních a erozí ohrožených stanovištích.

Materna J.: Vliv znečištěného ovzduší na lesy	647
Materna J.: Cíle, podklady a možnosti prognózy vlivu znečištěného ovzduší na lesy a lesní hospodářství	649
Lochman V.: Dynamika a zásoba některých těžkých kovů a hliníku v půdách smrkových porostů v oblastech rozdílného stupně znečištění ovzduší	659
Pelíšek J.: Okyselování lesních půd kyselými srážkami v oblasti Žďárských vrchů na Českomoravské vrchovině	673
Klimo E.: Distribuce a koloběh síry v ekosystému smrkového lesa v oblasti Dražanské vrchoviny	683
Jonáš F.: Kvalita povrchové vody v povodí Přísečnického potoka v Krušných horách	691
Jařabáč M., Chlebek A.: Vliv lesního hospodářství na kvalitu vody v beskydských experimentálních povodích	717

Aktuality

Materna J.: Pěstování lesa ve znečištěném ovzduší. 1981, Kyoto	739
Pelíšek J.: Nachweis und Wirkung forstschädlicher Luftverunreinigungen. Beiträge zur Wildbacherosions- und Lavinenforschung. IUFRO, XI. Internationalen Arbeitstagung in Gratz. 1980, Rakousko	741

СОДЕРЖАНИЕ

Матерна Я.: Влияние загрязненной среды на леса	647
Матерна Я.: Цели, данные и возможности прогноза влияния загрязненного воздуха на леса и лесное хозяйство	657
Лохман В.: Динамика и запас некоторых тяжелых металлов и алюминия в почвах еловых насаждений в областях с разной степенью загрязнения атмосферы	671
Пелишек Й.: Подкисление лесных почв кислыми дождями в областях Ждярских гребней в Чешско-Моравской возвышенности	681
Климо Э.: Распределение и круговорот серы в экосистеме елового леса в области Драганской верховины	689
Йонаш Ф.: Качество поверхностной воды в бассейне Приписечницкого ручья в Крушных горах	715
Яржабач М., Хлебек А.: Влияние лесного хозяйства на качество воды в бескидских экспериментальных водосборах	738

Новости

Матерна Я.: Лесоводство в загрязненной среде. 1981, Киото	739
---	-----

Materna J.: The Influence of Environmental Pollution on Forests	647
Materna J.: The Objectives, Sources and Possibilities of the Prognosis of the Effect of Air Pollution on Forests and Forestry	657
Lochman V.: Dynamics and Reserve of Heavy Metals and Aluminium in the Soils of Spruce Stands at Localities with Different Degrees of Air Pollution	672
Pelíšek J.: Acidification of Forest Soils by Acid Rains in the Region of the Žďárské Hills in the Bohemian-Moravian Uplands	682
Klimo E.: The Distribution and Circulation of Sulphur in the Ecosystem of Spruce Forest in the Dražanská Highlands	690
Jonáš F.: Surface Water Quality in the Přísečnický Brook Watershed in the Ore Mts.	715
Jařabáč M., Chlebek A.: The Influence of Forest Management on Water Quality in the Beskids Experimental Watersheds	738
Topical News	
Materna J.: Silviculture in Polluted Environment. 1981, Kyoto	739

LESNICTVÍ č. 9/1983

otiskuje tyto práce:

- Králík J., Mottl J.: Zakořeňování zimních osních řízků hybridní osiky auxinovými regulátory
- Vacek S.: Morfologická proměnlivost šišek autochtonního smrku v Krkonoších
- Bublinec E.: Obsah živin v jednotlivých složkách biomasy malokarpatského buka
- Šrot M.: Činitelé snižující populační hustotu kozlíčka topolového (*Saperda carcharias* L.)
- Běle J., Páv B.: Příspěvek k vlivu lesnatosti na evapotranspiraci v povodích
- Landa M.: Lesní dělnictvo v českých zemích za druhé světové války

Aktuality

- Martinek V.: Použití herbicidů a arboricidů v lesním hospodářství. 1982, Harz (NDR)
- Nové nakladače ze Švédska pro lesní a výrobní provoz
- Kučera J.: Raesfeld F.: Srnčí zvěř. 1978, Hamburg
- Lútočka L.: Vedecké práce Výzkumného ústavu lesného hospodárstva vo Zvolene. 1982, Bratislava

Lesnictví č. 9/1983 stojí 12,— Kčs. Objednávky přijímá

Ústav vědeckotechnických informací pro zemědělství, Slezská 7, 120 56 Praha 2
Poštovní novinová služba, Jindřišská 14, 110 00 Praha 1

Rozšiřuje Poštovní novinová služba. Objednávky a předplatné přijímá PNS - ústřední expedice tisku, administrace odborného tisku, Jindřišská ulice 14, 110 00 Praha 1. Lze též objednat u každé pošty i poštovního doručovatele. Objednávky do zahraničí vyřizuje PNS - ústřední expedice tisku, oddělení vývozu tisku, Jindřišská ulice 14, 110 00 Praha 1. Vytiskl MÍR, novinářské závody, n. p., závod 6, tř. Lidových milicí 22, 120 00 Praha 2