

1968

*s. inž. Šobola*

8

# Vodohospodářské technicko- ekonomické informace



VÝZKUMNÝ ÚSTAV VODOHOSPODÁŘSKÝ PRAHA-PODBABA

O B S A H

Z redakční rady / A. Nejedlý.....	261
Problémy vodohospodářského výzkumu ve státě Massachusetts / B.B. Berger.....	262
Vědecké a praktické základy hygienické ochrany vod v SSSR / S.N. Čerkinskij.....	267
Přílišná solnost v povrchových vodách v Polsku / / J. Ganczarzyk.....	272
Vliv doby zdržení na rozvoj planktonních řas v nádržích / D. Uhlmann.....	278
Některé ukazatelé povahy a složení organických látek ve vodách / B.A. Skopincev.....	284
Výzkum vzájemného působení organických látek v odpadních vodách / A.F. Gaudy, J.J. Su, E.T. Gaudy.....	289
Provzdušování vody na zdymadlových hrázích / / H.C. Preul, A.G. Holler.....	296
Omezující podmínky při testování účinnosti aeračního zařízení / A.A. Kalinske.....	303
Úvahy o výběru vhodného typu čistírny odpadních vod / A. Pasveer.....	306
Současný pohled na využití odpadních vod v kovo- dělných závodech SSSR / T.L. Brook-Lewinson.....	310
Zdravotní inženýr a mikrobiologie / M.V. Bopardikar...	313

\*\*\*\*\*

R O Č N Í K 10

Vydává Výzkumný ústav vodohospodářský z pověření minister-  
stva lesního a vodního hospodářství

Určeno pracovníkům rozvoje vodního hospodářství, vodohos-  
podářských podniků, zlepšovatelům a novátorům

Vychází měsíčně

Redakční rada : J. Bednář ( předseda ), inž. P. Braška, inž.  
J. Hartman, inž. M. Havlík, inž. J. Hrubec, S. Kozumplík, J.  
Krupička, prom. knih., K. Kudrna, inž.dr. J. Kurka, J. Kváča,  
inž. A. Ladecký, inž. J. Lauerman, inž. O. Melzer, CSc.,  
inž. A. Nejedlý, CSc., inž. V. Sadílek, inž. V. Sotorník, CSc.,  
inž. J. Souček, CSc., J. Šebesta, inž. P. Šimkovic, inž. J. Zolman

Redaktorka: I. Duhová

Redakce : Výzkumný ústav vodohospodářský, Praha 1- Staré  
Město, Dlouhá tř. 11, tel. 605 82

Tisknou Středočeské tiskárny, n.p., provozovna 18

Vyšlo v srpnu 1968

Cena 3,50 Kčs.

Z redakční rady

IV. mezinárodní konference o výzkumu znečištění vod, kte-  
rá se bude konat v Praze, v září 1968, poskytne českoslo-  
venským odborníkům v oboru péče o čistotu vod dobrou mož-  
nost seznámit se osobně s velkým počtem zahraničních ko-  
legů, a to jak v průběhu samotné konference, tak během  
exkurzí. Redakční rada Vodohospodářských technickoekono-  
mických informací se chopila této příležitosti, aby na  
stránkách časopisu představila naší odborné veřejnosti  
několik význačných zahraničních osobností.

Redakční rada věří, že vydání mezinárodního čísla Vo-  
dohospodářských technickoekonomických informací, které  
má přispět ke sblížení zahraničních a československých  
odborníků, bude přijato s uspokojením.

A. Nejedlý,

zástupce předsedy

## PROBLÉMY VODOHOSPODÁŘSKÉHO VÝZKUMU VE STÁTĚ MASSACHUSETTS

Prof. Bernard B. Berger, ředitel Střediska pro výzkum vodních zdrojů, Universita v Massachusetts, Amherst, Mass., USA

Rostoucí počet obyvatel a rozvoj průmyslu a rekreačních příležitostí ve státě Massachusetts přináší nové problémy těm, kdo jsou odpovědní za ochranu zdrojů vody před znečištěním. Protože péče o čistotu vod úzce souvisí s agrotechnikou a s použitím vody, vzrůstá potřeba komplexního plánování, a to v oblastním měřítku. Tato potřeba se sice nyní již správně chápe, ale běžné metody používané při zpracování takových plánů nejsou uspokojivé. Jednou z významných obtíží je to, že se nedaří jasně vytknout hlavní problémy. Universita státu Massachusetts ve snaze dosáhnout pokroku v plánovací technice, vypracovala popis důležitých zdravotně vodohospodářských problémů, které se v tomto státě vyskytují.

### 1. Ochrana a optimální využití jezer

Stát Massachusetts oplývá velkým počtem jezer, která představují významný zdroj vody pro rekreaci a zásobování obyvatel. V samotném státě Massachusetts je asi 1300 takových jezer. Jejich průměrná rozloha činí 100 akrů. Snahou krajinného rozvoje je zachovat tyto zdroje vody a používat je co nejinteligentnějším způsobem. K tomu je třeba provést výzkum v několika důležitých směrech:

A. Pro dlouhodobý plán optimálního využití Massachusettských jezer je nutno vypracovat systém jejich klasifikace. Tento systém může být založen na různých ekologických ukazatelích, včetně velikosti jezer, jejich utváření, geologie, stáří, hydrologie, hloubky, charakteru dna a břehů, biologie, nynějšího a budoucího využití, a to jak hlavního, tak i vedlejšího, plánů na obhospodařování okolních pozemků a dalších činitelů.

B. Je nutno zastavit postup eutrofizace těchto jezer a zajistit, aby se začala deeutrofizovat. Znehodnocení ně-

kterých důležitých jezer už značně pokročilo. Naštěstí eutrofizace většiny menších jezer v Massachusetts dosud příliš nepokročila. Varovná znamení však tu jsou. Nebude-li eutrofizace odvrácena, započatý proces bude pokračovat jako důsledek civilizační činnosti člověka nezadržitelně a tímž tempem, s jakým se budou jezera používat k rekreačním účelům. Mnohá z těchto jezer mají pouze nepatrný nebo vůbec žádný odtok. Jestliže se tedy jednou zeutrofizují, podrží si eutrofní charakter pro dlouhou dobu.

C. Je třeba zdokonalit stanovení hospodářského užitku plynoucího z rozvoje využití a ochrany těchto jezer. Zvlášť zajímavé jsou tyto otázky: Jak bude ovlivněna cena okolních pozemků? Jaký význam má blízkost velkoměst? Jak stanovit vztah mezi rekreační přitažlivostí jezer a jejich vzdáleností od sídlišť? Jaký vliv mají nové dálnice na rychlost využití jezer?

### 2. Optimální využití větších řek procházejících rostoucími velkoměsty

Městské oblasti zřídka plně využívají výhod plynoucích z blízkosti vodních toků. Obvykle se jich účinně využívá pouze k plavbě, výrobě proudu, jako zdroje průmyslové a chladicí vody a k odvádění odpadních látek. V těchto ohledech se obvyklé praktiky naneštěstí kříží s použitím říční vody pro zásobování obyvatel a rekreaci, s chovem ryb a zvěře a se zájmy zemědělství. Znečištění středních a dolních toků větších řek je zvláštním problémem. V mnohých oblastech existuje řada příčin, proč se jakost vody v tocích nezlepšuje:

A. Mluví se o vážných hospodářských důvodech brzdících účinné zneškodňování průmyslových odpadních vod. Jako jině i v Massachusetts průmysl tvrdí, že náklady na zneškodnění odpadních vod jsou neúměrně velké. Závod, který by vyhověl požadavkům, byl by konkurencí poškozen nebo i vyřazen. Pro zaměstnance úřadu je téměř nemožné zhodnotit tento faktor. Jak by se měla tvářit veřejnost k tomuto tvrzení průmyslu?

B. Dešťové vody a přetoky z jednotných stokových sítí jsou také význačným nevyřešeným problémem znečištění. Pokud nebudou zavedena účinná opatření, nebude možné, aby jakost vody v tocích dosáhla hodnot žádoucích pro rekreaci a pro zdroje pitné vody.

C. Skutečný potenciál rekreačního využití řeky není jistý. Bylo již řečeno, že veřejnost dává přednost plaveckým bazénům před toky a že výstavba plaveckých bazénů by byla méně nákladná než ochrana toku před znečištěním. Je třeba studovat postoj obyvatelstva a jeho skutečný zájem o rekreační využití větších řek.

D. Existuje určitá nejistota v posuzování hospodářských výhod, vyplývajících z přísných opatření na ochranu čistoty vod. Stále častěji se objevuje otázka: jaké hospodářské výhody mohou být spojeny se specifickým zlepšením jakosti vody? Projektanti čistíren odpadních vod potřebují nutně kvantitativní informace o těchto výhodách. Dosavadní způsob získávání takových údajů není spolehlivý.

E. Klasické metody plánování oblastního systému odstraňování odpadních vod jsou poměrně neúčinné. Je možno zlepšit způsob optimalizace tohoto systému v pojmech nejnižších celkových nákladů. Plánování, projektování a provozní problémy spojené s velkými a rostoucími městskými oblastmi vyžadují postup založený na podkladě rozboru několikanásobných, vzájemně závislých a velmi složitých podmínek. V tomto postupu je zahrnuto využití pokrokových procesů čištění odpadních vod, akumulace vody pro regulaci průtoků a uskladňování odpadních vod pro jejich časově řízené vypouštění.

### 3. Zlepšení metodiky plánování optimálního využití malých, nezávislých povodí

O způsobech, jakými se mají vodní zdroje rozvíjet v poměrně malých povodích ve státě Massachusetts, dnes rozhodují lidé a orgány v příslušných povodích. Stát provádí rozumnou kontrolu nad těmito rozhodnutími a pouze ve výjimečných případech prosazuje svá vlastní rozhodnutí. Právo

na vodu v povodí patří obcím a jiným místním zájemcům. Je však jasné, že požadavky orgánů v jiných povodích budou představovat větší nároky. Tyto požadavky mají původ v koncentraci obyvatelstva v městských oblastech státu, spojené s požadavky na vodu, s růstem průmyslu a se stále rostoucí oblibou vodní rekreace.

Lze předvídat, že konkurenční boj o vodu se stane výraznějším a komplexnějším. Bude nepochybně vyvinut tlak na dosud nezávislá povodí, aby se zúčastnila rozsáhlých hospodářských plánů, aby tak bylo možno uspokojit důležité oblastní požadavky. Proto je stále důležitější zhodnocovat potřeby a práva konkurenčních uživatelů vody, včetně velkých uživatelů, kteří si zajišťují právo na převod vody z povodí do povodí; dále je třeba ověřit platnost odhadů potřeby vody ve městech, v průmyslu a v zemědělství; určit vztahy mezi rozvojem vodních zdrojů a ekonomickým vrácením vody do povodí; vypracovat účinná opatření pro hospodářství s vodou z kvantitativního i kvalitativního hlediska.

### 4. Urychlení samočištění řek v ústích do moře

Hlavní ústí řek do moře ve státě Massachusetts, jako kdekoliv jinde, jsou skládkami nečistot. Většina ústí řek dosud trpí dědictvím ve formě usazených pomalu se rozkládajících organických kalů. Tyto látky stále znečišťují tekoucí vodu, a tím snižují nebo i ničí hodnotu důležitých oblastí v nichž se vyskytují ústřice a pěstují ryby. Situace je již nyní velmi špatná a určitě se ještě zhorší. Občas se předkládají silné argumenty, zdůrazňuje se nutnost vyčistit vodní zdroje. Často se však na tyto argumenty odpovídá jinými argumenty. Tvrdí se, že nelze očekávat zvláště dobrou jakost vody v ústích řek a že se ani nemá vyžadovat. Hovoří se o tom, že ekonomická hodnota naležišť ústřic a rybářských oblastí uvnitř ústí řek do moře neopravňuje k vysokému stupni čištění odpadních vod. I když si lidé uvědomují, že oblasti vodních sportů musí být chráněny z důvodů hygienických a že hrubé znečištění se do nich nesmí dostat z důvodů estetických, někteří lidé se domnívají, že neexistují

ekonomické důvody pro vyšší stupeň čištění odpadních vod. Naskytá se řada důležitých výzkumných problémů:

A. Jak spolehlivý je klasický způsob průzkumu ústí řek a jak lze zlepšit spolehlivost údajů a snížit náklady na průzkumné práce?

B. Jak spolehlivý je postup stanovení nákladů na dosažení žádoucích cílů z hlediska čistoty vod a jaká je hodnota využití vod, které mají být chráněny?

C. Jakým znečišťujícím účinkem působí dnové usazeniny v ústích řek? Jaké jsou přirozené stabilizační faktory a jaká je rychlost stabilizace? Jak lze takové usazeniny nejúčinněji eliminovat nebo omezit?

Uvedené problémy vodohospodářského výzkumného střediska jsou předmětem dlouhodobého výzkumného programu na univerzitě státu Massachusetts.

Z angličtiny přeložila H. Havránková, VÚV-Praha

## VĚDECKÉ A PRAKTICKÉ ZÁKLADY HYGIENICKÉ OCHRANY VOD V SSSR

Profesor S.N. Čerkinskij, zasloužily vědecký pracovník, dopisující člen Akademie lékařských věd, Moskva, SSSR

Socialistický systém rozvoje národního hospodářství v SSSR umožnil dosáhnout významné úspěchy v oboru hygienické ochrany vod bez ohledu na nepřetržitě rostoucí výrobu a modernizaci průmyslových závodů.

Přesto však je znečištění řek v určitých úsecích značné. Je to zvláště na dolních tocích, pod velkými městy a průmyslovými centry. Úspěšná realizace opatření prováděných k odstranění existujícího a dalšího předpokládaného znečištění vod však má bezprostřední a nejtěsnější vztah k principům a metodám, které tvoří základ vědecké a praktické činnosti v oboru hygienické ochrany vod.

Jak známo, prvním a zdánlivě nejjednodušším způsobem ochrany toků před znečištěním byl zákaz vypouštění jakýchkoliv nečistot do recipientů. Technické úspěchy v oboru ústředního zásobování sídliště vodou (rozsáhlejší využívání podzemních vod a úprava povrchových vod) a postupně se rozšiřující vědecké představy o hygienickém významu různého stupně znečištění toků jasně prokázaly neopodstatněnost zakazovacích forem řešení problému a jejich praktickou nerealizovatelnost.

Jako vědecky i prakticky perspektivnější se ukázal jiný směr, který tkví v řízeném vypouštění odpadních vod do toků. Pripouštíme, že problém vypouštění odpadních vod do toků je třeba řešit nikoliv na základě určených (standardních) požadavků na složení a vlastnosti odpadních vod, ale s ohledem na místní přírodní (hydrologické) a hygienické podmínky. Bylo shromážděno dostatek přesvědčujících důkazů toho, že hygienické následky vypouštění odpadních vod do recipientů nejsou vždy stejné a nemohou být správně hodnoceny bez přihlídnutí ke způsobu použití vody v úsecích ležících pod místem vypouštění odpadních vod. Proto jako hygienické kri-

térium škodlivosti vypouštění odpadních vod do toků byla přijata míra omezení použití vody pro zásobování obyvatel vzhledem k jejich zdravotnímu ohrožení nebo ke zhoršení jejich hygienických podmínek.

Tak vznikla neodkladná potřeba výzkumu podmínek, za kterých by vypouštění odpadních vod do toků nerušilo zájmy normálního používání vody obyvatelstvem. Tyto podmínky, které v konkrétní podobě jsou vlastně ukazateli složení a vlastností vody v tocích (nebo normativem jejich nejvyššího přípustného znečištění) se staly základním obsahem sovětského zákonodárství v oboru hygienické ochrany povrchových vod. Obecné požadavky a normativy jakosti povrchových vod v místě jejich jímání pro zásobování obyvatelstva pitnou a užitkovou vodou jsou uvedeny v Předpisech ochrany povrchových vod před znečištěním odpadními vodami (ministerstvo zdravotnictví SSSR, 1961).

Důležitost vypracování hygienických normativů plyne ze skutečnosti, že na jedné straně jejich dodržování musí zaručovat neškodnost vody pro zdraví obyvatelstva a příznivé podmínky pro jeho zásobování vodou, na druhé straně že však jejich dodržování je nutně spojeno s omezením výrobní činnosti a rozvoje národního hospodářství, a tedy se ztrátou velmi značných státních prostředků. Kromě toho hygienické normativy stimulují technický pokrok a pokrok v oblasti zdravotního inženýrství k nejekonomičtějším zachovávání normativních požadavků; hygienické orgány se jimi řídí při řešení otázek hygienické ochrany vod. Toto bezprostřední a neodlučitelné spojení hygienických normativů a nejvyšše přípustných koncentrací se praktickou hospodářskou činností brání uplatňování svévolných závěrů o nutném stupni čistoty vody z hygienického hlediska.

Charakteristickým rysem normování v hygienické ochraně vod je i to, že v této oblasti hygienické vědy a zdravotnické praxe se přihlíží ke všem ukazatelům, z hlediska možných škodlivých vlivů na obecně hygienický režim toku, z hlediska organoleptických vlastností vody a z hygienicky toxikologic-

kého hlediska. Naproti tomu však každý ukazatel v izolovaném pojetí ztrácí význam. Všechny tři typy ukazatelů je třeba zkoumat zároveň a jen v tomto souboru mohou být dostatečným východiskem ke stanovení hodnoty nejvyšše přípustné koncentrace. Nejvyšše přípustná koncentrace některé látky ve vodě se stanoví podle toho ukazatele škodlivého působení (hygienicky toxikologického, organoleptického nebo z hlediska obecně hygienického režimu toku), pro který byla zjištěna nejnižší prahová (nebo podprahová) koncentrace (limitující ukazatel škodlivosti).

Ve výzkumu hygienického normování se přihlíží k dlouhodobému působení poměrně malých koncentrací normních látek znečišťujících zdroje vody a rovněž k potížím, plynoucím ze zájmů hygienické ochrany vod, které vyžadují závazný průkaz maximálních koncentrací těchto látek (prahových i podprahových) a které se v žádném případě již neuplatní při použití vody k zásobování obyvatelstva (z hlediska obecně hygienického režimu toku, organoleptických vlastností a vlivu na zdraví). Průkaz těchto hodnot (neúčinných koncentrací) je základem stanovení nejvyšše přípustné koncentrace škodlivých látek pro vodu v toku (hygienického normativu). V této souvislosti je výzkum vědecky důležitý, který se provádí nejmodernějšími hygienicko-chemickými, mikrobiologickými a toxikologickými metodami. Podle toho, jak se utvářejí možnosti hlubšího a přesnějšího poznání, jsou vypracované a již stanovené hodnoty nejvyšše přípustných koncentrací ověřovány a revidovány.

Hygienická praxe se však často setkává s komplexy škodlivých látek, které znečišťují toky současně. Bylo zjištěno, že při znečištění toků sloužících k zásobování vodou obyvatelstva komplexem látek se stejnými limitujícími ukazateli škodlivosti je třeba stanovit nejvyšše přípustnou koncentraci pro jednotlivé látky s ohledem na některé z těchto hledisek:

a) při výkonu preventivního hygienického dozoru se hodnota nejvyšší přípustné koncentrace každé součásti komplexu musí tolikrát zmenšit, kolik škodlivých látek s týmž limitu-

jícím ukazatelem se předpokládá ve vypouštěných odpadních vodách, nebo kolik jich je ve vodě v toku obsaženo;

b) při výkonu průběžného hygienického dozoru nesmí být součet koncentrací všech látek, vyjádřený v procentech příslušné nejvyšší přípustné koncentraci jednotlivé látky větší než 100 %.

Vztah mezi hygienickými požadavky (normativy nebo nejvyššími přípustnými koncentracemi a vlastnostmi a složením vody v toku v místě jímání vody) na jedné straně a požadovaným stupněm nutného čištění odpadních vod před vypuštěním do recipientu na straně druhé, lze obecně vyjádřit vzorcem

$$K_0 = \frac{aQ}{q} (K_{\text{npk}} - K_t) + K_{\text{npk}}$$

kde  $K_0$  je výchozí koncentrace odpadních vod, která zabezpečuje požadovaný hygienický stav toku v místě použití vody a kterého musí být dosaženo čištěním odpadních vod;  $K_t$  je koncentrace škodlivých látek téhož druhu, přítomných ve vodě recipientu před zaústěním uvažovaných odpadních vod;  $Q$  a  $q$  jsou příslušné průtoky vody toku a odpadních vod vypouštěných do toku (s tímž rozměrem);  $a$  je součinitel zředění, určující poměr návrhového průtoku v řece  $Q$ , který se reálně uvažuje při ředění odpadních vod;  $K_{\text{npk}}$  je normativní ukazatel nebo nejvyšší přípustná koncentrace škodlivých látek ve vodě recipientu.

Hodnotu  $Q$  určuje vodohospodářská nebo projektová organizace, a to na podkladě měření nebo výpočtu; hodnoty  $Q$  a  $q$  určuje projektová nebo jiná organizace na podkladě speciálního vyšetření místních hydrologických poměrů,  $K_t$  a  $K_{\text{npk}}$  se určí na základě místního šetření (nejsou-li k dispozici literární údaje nebo stanovené normativy).

Praxe ochrany toků před znečištěním dávno ukázala, že v systému opatření směřujících k prevenci nebo snížení znečištění toků odpadními vodami je nejpotřebnější a nejefektivnější racionalizace výrobních postupů doprovázená omezením množství vypouštěných škodlivých látek, využití hodnot-

ných látek v odpadních vodách nebo využití odpadních vod k opětovnému zásobování závodu. Jen tehdy, ukáží-li se tato opatření jako nedostatečná nebo nedostupná z technického nebo ekonomického hlediska, je nutno čistit a zneškodňovat odpadní vody ve speciálních hygienickotechnických zařízeních. Proto jsou otázky omezování vypouštěného množství odpadních vod do recipientů nerozlučně spjaté s problémem hygienické ochrany vod před znečištěním v hygienickém a národohospodářském zájmu obyvatelstva.

#### Literatura

1. Čerkinskij, S.N.: Sanitarnyje uslovija spuska stočnych vod v vodojemy, 3 vyd., Moskva 1962
2. Krotkov, F.G. (redaktor): Rukovodstvo po kommunalnoj gigijene, 2. díl, Medgiz, 1962
3. Čerkinskij, S.N. (redaktor): Sborníky Sanitarnaja ochrana vodojemov ot zagrjaznenija promyšlennymi stočnymi vodami a Promyšlennyje zagrjaznenija vodojemov, díly 1 až 9, Moskva 1949 - 1968.

Z ruštiny přeložil dr. J. Chalupa, CSc., Ústav hygieny Praha

## PŘÍLIŠNÁ SOLNOST V POVRCHOVÝCH VODÁCH V POLSKU

Doc. Dr. Ing. J. Ganczarczyk, Ústav pro vodní hospodářství,  
Varšava, Polsko

Rostoucí solnost povrchových vod vážně brzdí jejich použití jako zdroje vody pro zásobování obyvatelstva a průmyslu. Přílišná solnost může dokonce vést i k tomu, že se voda vůbec nehodí pro některá použití; to může ohrozit ekonomický vývoj příslušné oblasti nebo vést k uzavření některých průmyslových podniků.

Solnost povrchových vod vzniká vypouštěním důlních vod v solných oblastech a vypouštěním různých průmyslových odpadních vod. V Polsku jsou hlavními zdroji solí v povrchových vodách dolů v Horním Slezsku. Protože jde o pramenitou oblast, jsou v ní zásoby vody omezené. Protože však je silně industrializována a hustě osídlena, má velký význam pro polské národní hospodářství. Produkuje 30% národního příjmu a bydlí v ní jedna šestina obyvatel země.

### Slané důlní vody (Horní Slezsko)

Důlní vody v Horním Slezsku jsou slané, proto, že uhelné sloje jsou proloženy solnými ložisky. Tato situace převládá hlavně v Rybníkové pánvi poblíž města Zory.

Koncentrace solí v odtoku z jednotlivých dolů v Horním Slezsku silně kolísá, a to nejen podle místa, ale též podle hloubky, ze které se uhlí těží. Důlní odpadní vody jsou však dosti stále ve svém iontovém složení. Hlavní složkou je NaCl v koncentracích pohybujících se mezi 77-92%. Ostatní ionty jsou méně významné a jejich koncentrace jsou u  $K^+$  1,6,  $Ca^{++}$  1-2,  $Mg^{++}$  0,8-2,5%. Obsah síranů je všeobecně nízký, občas dosahuje koncentrace 16 %.

Vody této oblasti se mohou rozdělit do 3 tříd podle koncentrace solí. 1. třída - méně než 400 mg/l; 2. třída - mezi 400 - 3 000 mg/l, 3. třída - více než 3000 mg/l. Vody 1. třídy nalézají různé použití v průmyslu a jako zdroj pitné vody, vody 2. třídy mají jen omezené použití, a vody 3. třídy nemohou být použity přímo v žádném průmyslovém procesu.

## Znečištění podzemních a povrchových vod solemi

Vypočtené množství solí nalezené v řekách podle analytických údajů a v různých zdrojích vypouštějících důlní vody vykazují jisté rozdíly. Tyto rozdíly jsou způsobeny dalším vypouštěním neidentifikovaných slaných důlních vod a průmyslových vod, povrchovým odtokem v obdělávaných oblastech a povrchovými a podzemními vodami, znečištěnými výluhy z hlušinových odvalů.

Hlavní rozdíl je způsoben tím, že odtoky jsou dost konstantní a nemají žádný vztah k průtoku v řekách, zatímco povrchový odtok je závislý na srážkách, na jejich intenzitě a na odvodňované ploše. Tyto rozdíly se též vyskytují proto, že koncentrace solí z odpadních vod se v řekách zmenšují úměrně s rostoucím průtokem v řece, zatímco koncentrace solí z povrchového splachu nevykazují takové tendence a když se nevyskytují nízké stavy, jsou konstantní a nemění se s průtokem v toku.

Občas byl pozorován pokles v koncentraci povrchového odtoku při nízkých stavech. Tento pokles byl vyvolán změnami probíhajícími v procentu solí z různých zdrojů, podle úseku řeky. Přes tyto změny analytické výsledky ukazují, že veškeré iontové koncentrace jsou zásadně konstantní při středních a vysokých vodních stavech.

Tomuto problému nutno věnovat zvláštní pozornost při umístování hlušinových hald a při opatřeních proti jejich vyluhování.

### Preventivní opatření

Aby se dolní toky ochránily před znečištěním solemi, je třeba provést tato preventivní opatření:

1. převést slané vody na níže ležící místo, kde se mohou vypouštět, aniž by se překročila přípustná koncentrace solí;
2. opatřit zředovací vodu;
3. zadržet slané vody a vypustit je podle průtoku v řece;



4. před vypuštěním odpadních vod do řeky odstranit soli.

V důsledku zeměpisné polohy Horního Slezska není možno aplikovat první ani druhou metodu. V prvním případě by bylo nutno přesunout velké objemy slaných vod potrubím mnoho set kilometrů dlouhým, v druhém případě by musely být přepraveny dokonce i větší množství zředěvací vody ze stejně vzdálených oblastí. Třetí metoda je spojena s dopravou vody na značně menší vzdálenost a patrně představuje nejprijatelnější postup. Tato metoda, známá jako "hydrotechnická koncepce", bude dále popsána podrobněji.

Vypracování způsobů na odsolování slaných vod je cílem mnohých technických studií. V takových postupech se však produkují zbytkové vody, které mají vyšší koncentraci soli než byla původně. Takové postupy nemohou být uvažovány pro Horní Slezsko. Tam nalézají použití pouze takové postupy, které produkují sůl v pevné formě nebo ve formě koncentrovaného solného roztoku. Tyto soli pak mohou sloužit jako surovina pro chemický průmysl. Jediné rozumné řešení odsolování důlních vod poskytuje odpařování s vymrazováním a elektrodialýzou nebo zpětnou osmózou, jako pomocnými formami čištění vody. Odsolování iontovou výměnou není řešením problému.

Odsolování vody odpařováním produkuje koncentrovaný solný roztok obsahující 310 mg/l NaCl nebo suchou sůl o čistotě potřebné pro použití v chemickém průmyslu, a sladkou vodu odpovídající podmínkám pro pitnou vodu. Tímto způsobem lze účinně využít důlní vody s nízkým obsahem nečistot, ale vysokým obsahem NaCl.

Toho času se provádí výzkum za účelem vypracování přijatelných metod pro regeneraci NaCl z polských důlních vod (1). Tento výzkum bude dále popsán.

Všeobecně lze říci, že řešení nadměrné solnosti polských povrchových vod je komplexní a tkví v tom, že se část důlních vod používá k regeneraci solí a zbytek se vede do zdrží, odkud se vypouští při vysokých stavech v řekách.

#### Hydrotechnická koncepce omezení solnosti

Koncepce odvádění slaných vod do nádrží pomocí potrubí otevřenými koryty je možná. Systém akumulčních nádrží zamezí znečištění řek v období nízkých vodních stavů. Následkem toho je možno lépe využít vodní toky k vypouštění slaných, odpadních vod a nutnost odsolení slaných vod je značně snížena. Tímto způsobem se udržuje daná koncentrace soli v řece bez ohledu na průtok, ovšem za předpokladu, že se uvolní dostatečné prostředky na zásobní nádrže. Množství slaných vod, které lze vypouštět do určitého úseku řeky závisí na průtoku, koncentraci již přítomných solí a na požadavcích, vyplývajících z dalšího využití říční vody pro průmyslové účely. Potřebný objem nádrží je funkcí hydrologických vlastností řeky, obzvláště její rozkolísanosti toku a délky období nízkých stavů (2) (3).

#### Odsolování důlních vod odpařováním

Polský ústřední hornický ústav vypracoval laboratorní metodu regenerace solí a pitné vody z důlních vod v Horním Slezsku. Tato metoda tkví v předběžné úpravě vody, bilanci iontů  $\text{Ca}^{++}$  a  $\text{SO}_4^{--}$ , srážení  $\text{CaSO}_4$  za horka v přítomnosti vysokých koncentrací NaCl a v následujícím odpařováním na krystalický NaCl. Předběžná úprava tkví v dekarbonizaci kyseliny a v odstranění železa a manganu. Když po této úpravě vykazují odpadní vody koncentrace  $\text{Ca}^{++}$  nižší než koncentrace  $\text{SO}_4^{--}$ , přidávají se vápenaté soli, aby se koncentrace vyrovnaly. Platí-li opak odstraní se přebytek  $\text{Ca}^{++}$  změkčením pomocí uhličitanu sodného.

Tato předem upravená slaná voda se smíchá s přehřátým nebo přesyceným solným roztokem, který obsahuje krystalky síranu vápenatého. Směs horké solanky s předčištěnou slanou vodou by neměla mít teplotu nižší než  $90^\circ\text{C}$ . Vysoká teplota a vysoký obsah NaCl pomáhají převést prakticky celé množství  $\text{CaCO}_3$  na pevnou formu. Dělení podporuje přítomnost přidaných  $\text{CaSO}_4$  krystalů.

Po odstranění síranu vápenatého se vede zbývající solanka do nádrží, kde se odpařuje odpadní voda, a to pod sniže-

ným tlakem. S každým cyklem se solanka více a více koncentruje a NaCl vykryštalizuje. Krystaly se podrobí dalšímu zpracování odstředěním, sušením atd.

Nasyčený solný roztok, obsahující velmi jemné krystalky NaCl se vrací po předběžném zahřátí do výroby. Teplo odstraněné během odpařování může sloužit předehřívání solanky.

Popsaná metoda byla podrobně přezkoušena v laboratorním měřítku (1). Na podkladě zkoušek byla navržena velká pokusná stanice a postavena v Debienském dole. Tyto výzkumy se provádějí s podporou Zvláštního fondu Spojených národů (UNDP).

#### Vliv solnosti na samočištění povrchových vod

Vypouštění slaných odpadních vod do recipientů a zadržování v zdržích k vyrovnání koncentrace solí upoutává pozornost na vliv takového provozu na samočisticí schopnost recipientu. Naše výzkumy ukazují, že při koncentraci 5.000 mg/l  $Cl^-$  dochází k určitému zpomalení absorpce kyslíku, ačkoliv hladina spotřeby kyslíku zůstávala konstantní. Teprve při koncentraci chloridů v rozmezí 20.000-30.000 mg/l bylo pozorováno značné zpomalení samočisticího procesu.

#### Další výzkum

Úplné pochopení vlivů kontrolovaného vypouštění velkých množství solí do povrchových vod v Horním Slezsku bude vyžadovat ještě další výzkum. Tento výzkum by se měl zabývat hydrotechnickou kontrolou solnosti povrchových vod a technickými a ekonomickými hledisky regenerace solí ze solanek, vypouštěných z dolů. Výzkum se musí též vztahovat na zhodnocení zvolených stavebních materiálů, používaných na dopravu důlních odpadních vod, včetně korose betonu, použití ochranných povlaků atd.

Další otázky, týkající se biocenóz ve zdržích a nádržích, také tvoří skupinu zvláštních problémů, které je třeba řešit. Tyto otázky se týkají nejen zhodnocení vlivu důlních

vod na samočisticí schopnost vod zadržovaných v nádržích, ale též možnosti používání těchto nádrží pro chov ryb a rekreaci.

#### Literatura

1. Olszakowski W., Motyka J.: "Přeměna slaných důlních vod" Ústřední ústav pro doly, Katovice, 1965
  2. Zajbert, M.: "Ochrana vod v Polsku proti přílišné slanosti". Referát na polsko-francouzském symposiu o vodním hospodářství, Varšava 1964
  3. Zajbert, M.: "Všeobecný plán ochrany vod v povodí Horní Odry proti přílišné solnosti". NOT, Katovice, 1965
- Z angličtiny přeložila H. Havránková, VÚV-Praha

## VLIV DOBY ZDRŽENÍ NA ROZVOJ PLANKTONNÍCH ŘAS V NÁDRŽÍCH

Prof. Dietrich Uhlmann, Vysoká škola technická, Drážďany, NDR

Jakost přítoku do nádrže se mění s aktivitou organismů, jejichž hlavními zástupci jsou suspendované bakterie, planktonní řasy a zooplankton. Růst fytoplanktonu není jen funkcí teploty, intenzity světla, přísunu živin a množství filtrátorů-konzumentů, ale též doby zdržení vody v nádrži ( $t_d$ ). Vzhledem k mnoha proměnným, koncentraci živin ( $C$ ) a  $t_d$  se ustavuje rovnováha mezi příznivými účinky organismů (biochemický rozklad organických sloučenin) a účinky nepříznivými (nadměrné rozmnožení populace fytoplanktonu v horních vrstvách vody a vysoká koncentrace kysličníku uhličitého, rozpouštěného železa a manganu nebo sirovodíku ve vrstvách u dna). Veličiny  $C$  a  $t_d$  mají převážný vliv na vztah pochodů "samočištění" a "eutrofizace". Koncentrace bakteriálních buněk a řas narůstá, je-li rychlost jejich růstu větší než rychlost odplavování těchto organismů z nádrže (3). Celková změna buněčné koncentrace plyne z rovnice

$$= \mu \cdot x - \frac{1}{t_d} \cdot x = x / \mu - \frac{1}{t_d} / ,$$

kde  $x$  je sušina biomasy (mg/l);

$t$  čas;

$t_d$  průměrná doba zdržení;

$\mu$  specifická rychlost růstu, t.j. přírůstek na jednotku váhy za jednotku času;

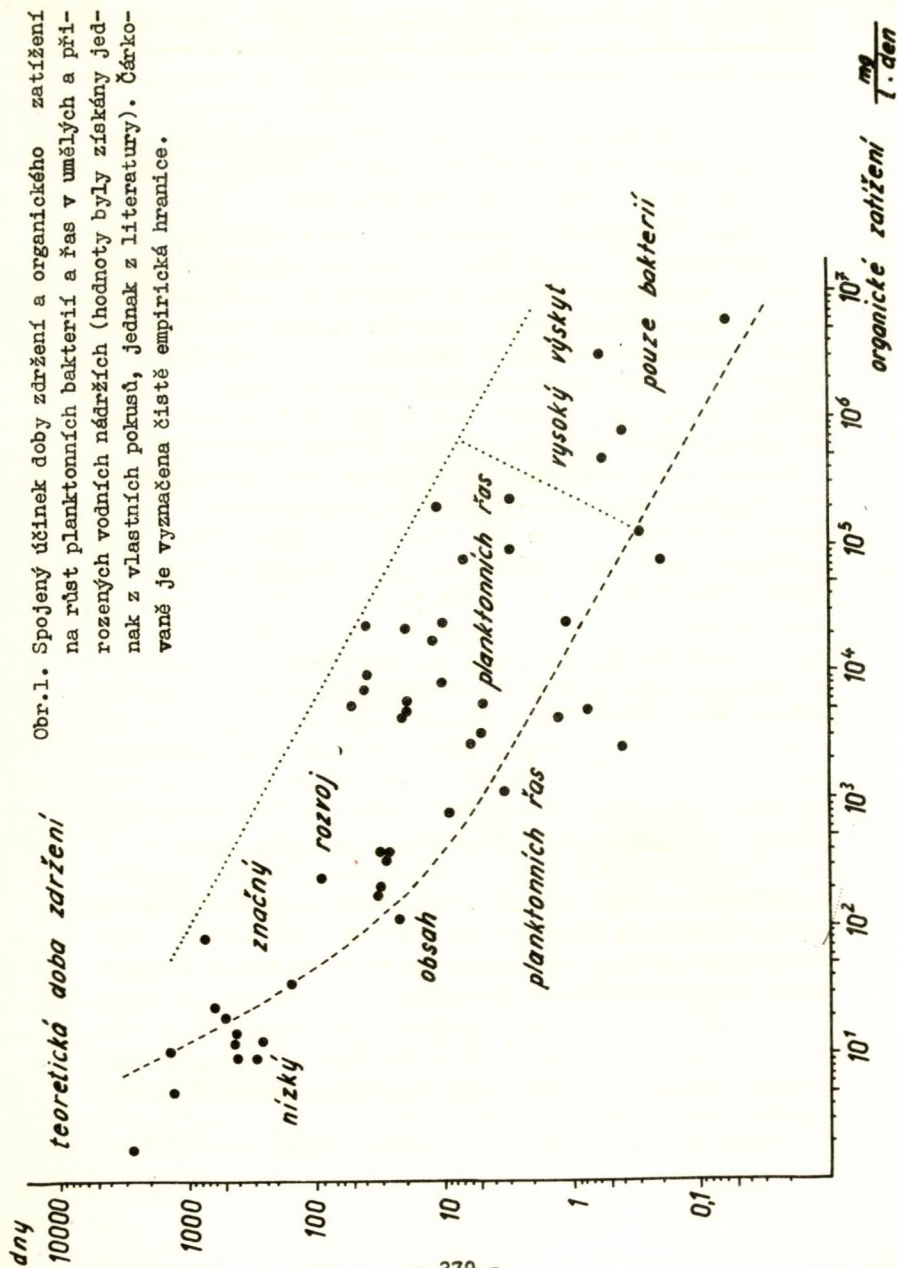
$\frac{1}{t_d}$  zředovací rychlost<sup>x)</sup> ( rychlost vyplavování)

Je-li  $1/t_d$  větší než  $\mu$ ,  $dx/t_d$  se stává negativní, koncentrace nepřetržitě klesá a pro  $t = \infty$  se blíží nule. V klidových podmínkách a je-li koncentrace buněk stálá, rychlost růstu se rovná zředovací rychlosti:

$$\mu = 1/t_d$$

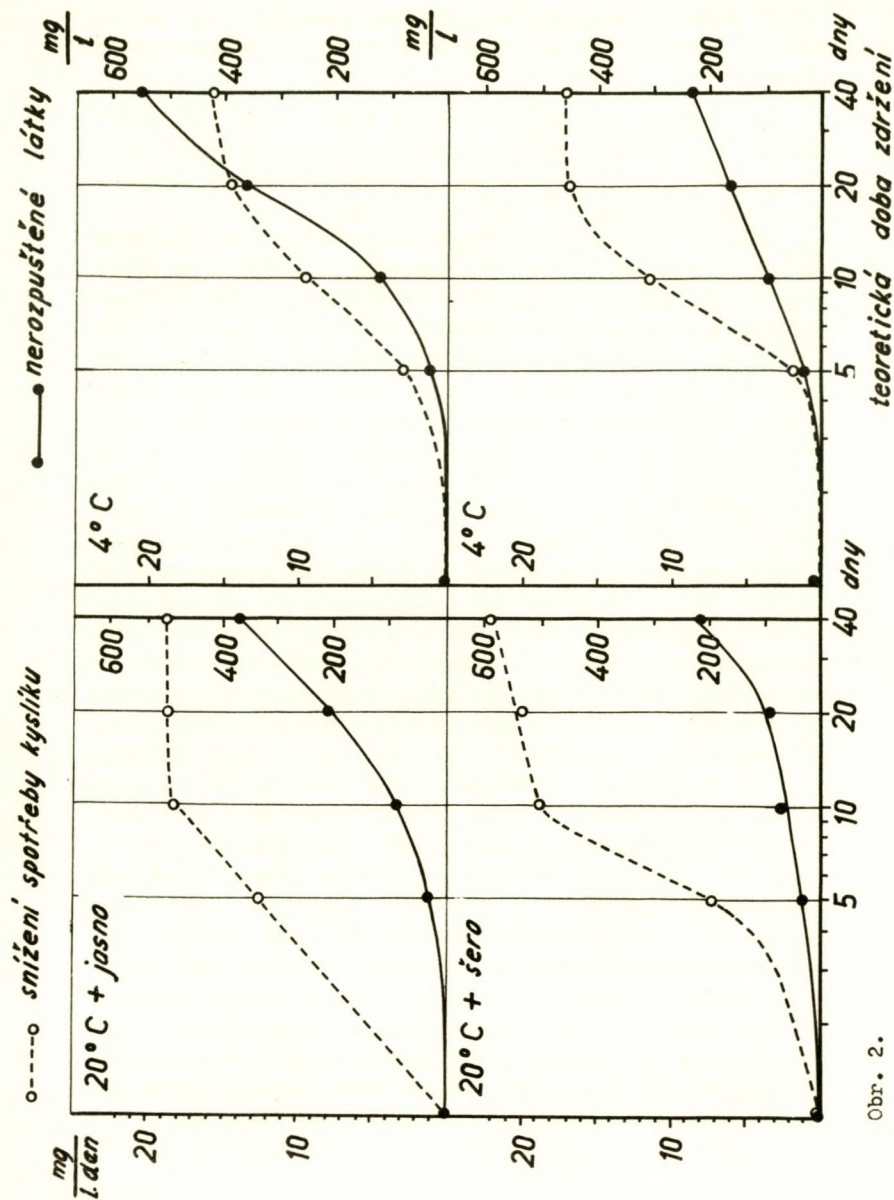
V tomto případě je ztráta buněk právě kompenzována jejich

<sup>x)</sup> Termín používaný v technické mikrobiologii (pozn.red.).



přírůstkem. Růstová rychlost se řídí převážně koncentrací živin. Přitékají-li do nádrže splašky, vysoké koncentrace rozpuštěných organických látek, dusíkatých a fosforečných sloučenin jsou v korelaci. Na obr. 1 jsou vyneseny hodnoty přísunu organických látek (vyjádřených jako ChSK) do usazovacích nádrží, jezových vzdutí, rybníků, nádrží a jezer, a to v závislosti na průměrné době zdržení vody.

Krátká  $t_d$  u nádrží, zahrnutých do tohoto výčtu, vede k masovému rozvoji fytoplanktonu, jen jsou-li hodnoty C vysoké (jako v splaškových oxidačních rybnících); nízké hodnoty C zřejmě vedou k podstatnému rozvoji fytoplanktonu jen tehdy, je-li  $t_d$  relativně velká. V nádržích na neznečištěných tocích v lesnatých oblastech nemusí k rozvoji vodního květu stačit ani hodnota  $t_d$  větší než 20 dní. Při hodnotě  $t_d$  menší než jeden den a za přísunu ChSK většího než 300 g na m<sup>3</sup> a den se neobjevují řasy, nýbrž jen velký rozvoj bakterií. To odpovídá krátké reprodukční době, pozorované při kontinuální kultivaci bakterií (2), kdežto planktonní řasy dosahují reprodukční doby kratší než jeden den obvykle jen při kontinuální kultivaci za optimálních růstových podmínek (1). Průměrné růstové podmínky nebývají však ve stojatých a tekoucích vodách zdaleka optimální. Při krátké  $t_d$  a malém přísunu živin je malá biomasa řas i bakterií. Je-li  $t_d$  relativně dlouhá, obíhající živiny jsou důležitější než jejich přísun a další snížení  $t_d$  má malý vliv na jakost vody. Pověšněme si inflexe (obr. 1) na rozhraní mezi vodami svýskytem vodního květu a bez něho. Na rozdíl od masového rozvoje bakterií, řasový vodní květ bývá pozorován, jestliže hodnota  $t_d$  činí 3 až 2000 dní a v obzvláště širokém rozmezí zatížení splaškovými látkami od  $0,01 \times 10^3$  do  $200 \times 10^3$  g ChSK na m<sup>3</sup> a den, což odpovídá rozmezí asi od  $0,02 \times 10^3$  do  $25 \times 10^3$  mg ortofosforečnanového fosforu na m<sup>3</sup> a den (5). Pro organické zatížení nižší než 10 mg ChSK na m<sup>3</sup> a den nebyl výskyt hustého vodního květu ani pozorován, ani zaznamenán v literatuře. Naproti tomu při velmi malé hodnotě  $t_d$  a je-li zřetelová rychlost větší než rychlost růstu, nemůže být využi-



Obr. 2.

to ani značného přísunu živin. Znalost parametrů  $t_d$  a  $C$  může být užitečná při prognóze jakosti vody v projektovaných nádržích.

Bylo otázkou, zda lze též pokusně demonstrovat vliv proměnných  $t_d$  a přísunu živin na masový rozvoj fytoplanktonu za striktně srovnatelných podmínek (4). Jako mikrosystému bylo použito čtyřlitrových akvárií a hodnot  $t_d$  5, 10, 20 a 40 dní. Akvária byla umístěna v prostoru s různými světelnými a teplotními podmínkami: 20° C a umělé světlo; 20° C a tma; 4° C a umělé světlo, a konečně 4° C a tma. Jediným zdrojem světla byly fluorescenční žárovky (25 W). Při pokusech se doplňovala a vypouštěla část obsahu akvárií; každý den se odebralo určité množství vody, odpovídající teoretické době zdržení a nahradilo se umělými splanškami (roztok peptonu ve vodovodní vodě). Tak se dosáhlo denního přísunu 32,6 mg ChSK s 3,7 mg N a 0,12 mg P na litr vody v akváriu. Aby byly zachovány podmínky obdobné podmínkám v nádržích se stojatou vodou, nebyla voda v akváriích ani uměle promíchávána, ani provzdušňována (na rozdíl od kontinuálně míchaných reaktorů). Z obr. 2 je patrné, že s rostoucí  $t_d$  se zvyšuje jak obsah nerozpuštěných látek, tak mikrobiální odbourání ChSK. Dvojnásobná doba zdržení z 5 na 10 dní způsobila značný (téměř exponenciální) vzrůst biomasy a aktivity mikroorganismů. Při 4° C bylo odstranění ChSK nižší než při 20° C. Bakteriální a řasové populace při 4° C se však rovnala nebo dokonce převyšovala populaci zjištěnou při 20° C (až do 550 mg/l nerozpuštěných látek). To značí též řád jako u zimních a jarních fytoplanktonových vodních květů ve splanškových rybnících. Pro tak vysokou biomasu při 4° C se ovšem relativně dlouhá  $t_d$  zdá být nutná. U pětidenní  $t_d$  nebyla pozorována významná koncentrace buněk fytoplanktonu, což se potvrdilo též přímým mikroskopickým pozorováním. Převládajícími organismy v těchto pokusech byly sinice *Synechococcus plancticus* a zelené řasy *Scenedesmus bijugatus*, *Chlorella* sp. a *Chlorogonium neglectum*. Byla  $t_d$  krátká (pod 10 dní), nebyl zaznamenán podstatný rozdíl mezi obsahem nerozpuštěných látek v osvětlených a zakrytých akváriích. Rychlost vyplavová-

ní fytoplanktonu je v těchto případech podle všeho větší než rychlost růstu, zatímco růst bakterií je ještě s to kompenzovat ztráty způsobené ředěním. V pokusech docházelo ke ztrátám způsobeným nejen vyplavováním, ale i sedimentací, pokud bylo zastaveno míchání. Mikroproudy v přírodních stojatých vodách udržují fytoplankton v suspenzi i za  $t_d$  kratší než 5 dní, takže ztráta buněk sedimentací je proto menší.

Lze učinit závěr, že vzdor vysoké přísunové rychlosti je k vyvolání masového rozvoje fytoplanktonu při pokusech bez umělého míchání zapotřebí  $t_d$  větší než asi 5 dní.

Autor děkuje Dr. Ray F. Whitovi za přehlédnutí rukopisu.

Z angličtiny přeložil dr. J. Chalupa, Csc., Ústav hygieny Praha.

## NĚKTERÉ UKAZATELE POVAHY A SLOŽENÍ ORGANICKÝCH LÁTEK

### VE VODÁCH

Prof. B.A.Skopincev, Dr. Sc., Ústav biologie vod A.V. SSSR,  
Moskva, SSSR

Analytická chemie dosud nemá přímou a dokonalou metodu pro stanovení celkového obsahu rozpuštěných i nerozpuštěných organických látek v přírodních vodách. Jediná přímá metoda - stanovení ztráty žiháním - ve většině případů neposkytuje uspokojivé výsledky. Proto byla navržena řada nepřímých metod, založených na různých principech. Jde v přehledu o tyto metody:

#### P ř í m é m e t o d y :

1. Stanovení ztráty žiháním, tj. celkového obsahu organických látek.
2. Stanovení určitých organických sloučenin nebo jejich skupin.

#### N e p ř í m é m e t o d y :

##### A. Chemické metody

- a) Stanovení jednotlivých prvků nebo jejich forem
3. Stanovení organického uhlíku (C), dusíku (N) a fosforu (P).
4. Stanovení albuminoidního dusíku

##### b) Stanovení oxidovatelnosti - redukční schopnosti

5. Stanovení oxidovatelnosti manganistanem
6. Stanovení oxidovatelnosti ceřičitou solí
7. Stanovení oxidovatelnosti chlorem
8. Stanovení oxidovatelnosti dvojchromanem
9. Stanovení oxidovatelnosti jodičnanem

##### B. Fyzikální a fyzikálně chemické metody

10. Stanovení zbarvení vody
11. Stanovení absorpčního spektra ve viditelné a ultrafialové oblasti
12. Měření luminiscence - fluorescence v ultrafialovém světle

13. Měření povrchového napětí a pěnění
14. Stanovení indexu lomu (refrakce)
15. Stanovení oxidačně redukčního potenciálu

##### C. Biochemické a biologické metody

16. Měření biochemické spotřeby kyslíku (BSK)
17. Bakteriologické a hydrologické testy

Některé z těchto metod nejsou dostatečně rozpracovány. V řadě případů by bylo třeba zjistit kvantitativní vztahy mezi měřenou veličinou a obsahem organických látek ve vodě. Některé metody poskytují představu o řadě vlastností zkoumaných organických látek, což je jistě také mimořádně důležité (1).

V současné době lze předpokládat, že nejuplněnější představu o obsahu organických látek ve vodě může poskytnout stanovení organického uhlíku. Hodnota přepočítacího koeficientu je přibližně 2,0; je třeba připomenout, že pro půdní humus činí 1,72, pro čerstvé mořské usazeniny 1,8, pro staré usazené horniny 1,6 a pro kamenné uhlí od 1,4 do 1,05. Lze pozorovat, že obsah uhlíku se stářím organických látek zvyšuje.

Je však třeba mít na zřeteli, že při stanovení organického uhlíku v odparku (v daném případě při 55 - 60°C) se získá pouze představa o jeho obsahu v odparku, neboť při odpařování (za uvedené teploty) dojde ke ztrátě těkavé frakce organických látek. Relativně nejvyšší obsah této frakce je charakteristický pro podzemní vody a pro povrchové vody se značným obsahem vodních organismů.

Intenzivní výzkum obsahu jednotlivých skupin organických sloučenin ve vodě, prováděný v poslední době, poskytl sice bohatý materiál (2), nerozřešeným prozatím zůstává základní část organických látek přírodních vod, majících vztah k "vodnímu humusu" (1). Je to konečný produkt rozkladu a přeměny organických zbytků za současného vzniku nových látek; pro celý tento komplex zřejmě polymerních sloučenin je charakteristická jejich poměrně vysoká biochemická stabilita.

V přírodních povrchových vodách lze rozlišit dva základní typy těchto stabilních organických látek, lišících se původem a vlastnostmi. Jde o

1. organické látky:

- uvolňované z půdního humusu;
- vznikající rozkladem vyšších rostlin a jejich zbytků;
- uvolňované z rašeliny (vodní humus terrigenního původu).

2. organické látky, vznikající rozkladem výměšků planktonu a jeho odumřelých zbytků (vodní humus planktonového původu).

Při praktickém průzkumu přírodních povrchových vod, prováděném podle plánu zdravotně vodohospodářských a hygienických úkolů, se nejčastěji používá takových ukazatelů organických látek jako je zabarvení vody, oxidovatelnost manganistanem v kyselém nebo zásaditém prostředí, oxidovatelnost dvojjchromanem, biochemická spotřeba kyslíku.

Stanovení barvy vody nám poskytuje představu o obsahu barevných organických sloučenin půdního a bahenního původu. Zatímco oxidovatelnost dvojjchromanem zajišťuje prakticky úplnou oxidaci organických látek, oxidovatelnost manganistanem je účinná pouze z 20 - 40 % podle povahy organických látek.

Stanovení  $BSK_5$  podává zcela přesvědčivou charakteristiku stupně biochemické nestálosti organických látek: se zvýšením jejich obsahu ve vodě se zvyšuje hodnota  $BSK_5$ . Zde je však třeba mít na zřeteli, že  $BSK_5$  se zvyšuje i ve vodách neznečištěných, obsahujících však velké množství organické hmoty.

Jako kritéria pro orientační kvalitativní posouzení organických látek a částečně i pro odhad poměru mezi jejich stabilními a nestabilními formami, a také pro určení jejich povahy lze usuzovat poměry C/N, C/P, barva/org. C nebo  $O_2$  manganistanové oxidovatelnosti,  $O_2$  manganist.oxidovatelnosti/org. C,  $O_2$  mangan.oxidovatelnosti/ $O_2$  dvojjchromanové oxidovatelnosti,  $BSK_5$ /org. C nebo  $O_2$  dvojjchroman. oxidovatelnosti (1). Pro výpočet se uvedené hodnoty vyjadřují v mg/l, barva ve stupních. Spolehlivost těchto kritérií pro zmíněný účel se potvrdila dalšími pracemi řady badatelů (3).

Hodnoty poměrů C/N kolísají od 8 do 40 a C/P od 150 do 500; nízké hodnoty těchto poměrů jsou charakteristické pro vody bezbarvé a málo zbarvené s převahou vodního humusu planktonního původu.

Čím nižší je hodnota poměru barva/org. C nebo barva/ $O_2$  mangan. oxidovatelnosti, tím je voda poměrně chudší na vodní humus terrigenního původu. Analogickou závislost obdržíme, měříme-li absorpci světla v ultrafialové oblasti.

Hodnoty poměrů  $O_2$  mangan. oxidovatelnosti/org. C kolísají v rozmezí od  $\sim 0,5$  do  $\sim 1,2$  a ( $O_2$  mangan. oxidovatelnosti /  $O_2$  dvojjchrom. oxidovatelnosti) 100 od  $\sim 30\%$  do  $> 40\%$ . Nejnižší poměry jsou charakteristické pro vody s vysokým obsahem humusu planktonního původu; v moři je hodnota poměru  $O_2$  mangan. oxidovatelnosti / org. C  $\sim 0,5$ , kdežto v barevných vodách pevninských  $\sim 1,2$ . Lze to vysvětlit tím, že stupeň oxidace barevných huminových látek pevninských manganistanem je značně vysoký.

Při značně vysokém obsahu nestabilních organických látek ve vodě (odumřelý plankton, domovní splašky) je hodnota poměru  $O_2$   $BSK_5$ / $O_2$  mangan. oxidovatelnosti vyšší než 1,0. Při jejich nízkém obsahu je naopak menší než 1,0. To je způsobeno nejenom zvýšením  $BSK_5$  v důsledku zvýšení obsahu nestabilních organických látek, nýbrž i snížením stupně manganistanové oxidovatelnosti této skupiny organických látek.

Všechny tyto závislosti se pochopitelně neprojeví tak výrazně, jestliže se při analýze nedodrží předepsané podmínky (např. s ohledem na přítomnost anorganických redukovadel ve vodě, nitrifikace při stanovení  $BSK_5$  atd.).

Uvedené vztahy jsou také užitečné při odhadu znečištění přírodních vodojemů a posouzení stupně jejich samočištění.

#### Literatura

- Skopincev, B.A.; 1950. Organičeskoje vščestvo v prirodnyh vodach (vodnyj gumus). Trudy Gos. Okeanograf. Instituta No 17 (29).
- Semenov, A.D.; 1967. Chimičeskaja priroda organičeskich vščestv pověrchnostnyh vod. Hidrochim.matěrialy, Tom 45, str. 155

3. Skopincev, B.A., Gončarova, J.A.; 1967. Uspěchi sovětskoj gidrochimiji v oblasti izučeniija organičeskich vėščestv prirodnych vod. Gidrochim. materialy, Tom 45, str. 133

Z ruštiny přeložil inž. J. Chudoba, CSc., VŠCHT Praha

VÝZKUM VZÁJEMNÉHO PŮSOBNÍ ORGANICKÝCH LÁTEK V ODPADNÍCH VODÁCH

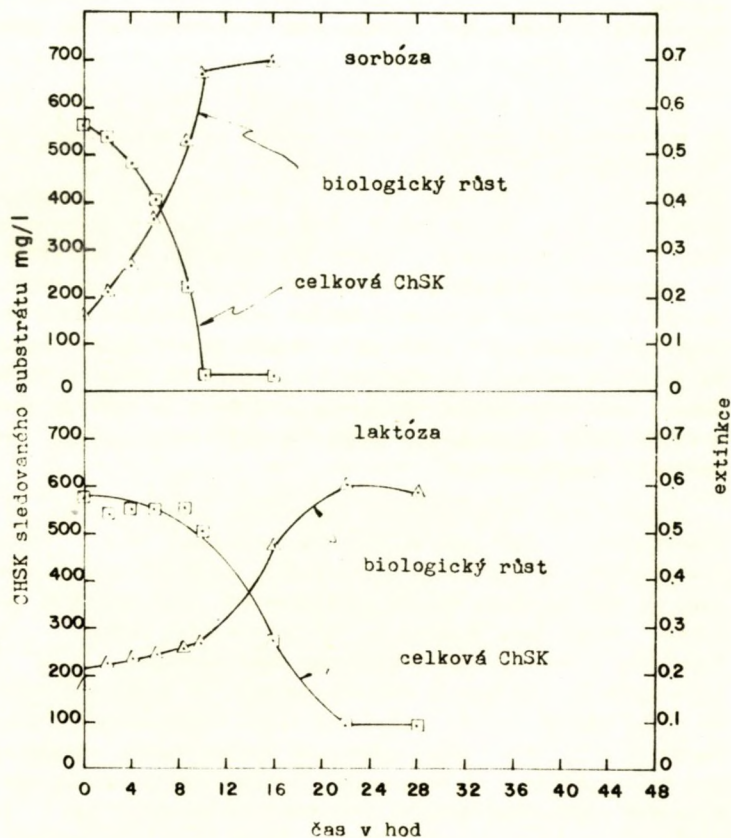
A.F.Gaudy, J.J.Su, E.T. Gaudy, Státní universita Oklahoma, USA

Vezme-li se v úvahu stále stoupající potřeba vody a stále se zmenšující možnosti nových zdrojů pro zásobování, stává se zřejmým, že v blízké budoucnosti bude muset být spotřeba vody na celém světě kryta ve značném měřítku násobným používáním vody. Tento způsob bude zcela jistě vyžadovat daleko hlubšího pochopení a řízení biologického čištění, kterým se odstraňují z odpadních vod různé zdroje mikrobiálního uhlíku a bude také vyžadovat daleko přesnější pochopení ekologických interakcí v přirozeném vodním prostředí. Je jasné, že je třeba studovat biochemické a ekologické faktory smíšených nebo přirozených osídlení, protože tyto faktory jsou z valné části základem pro práci techniků zabývajících se čištěním odpadních vod.

Odpadní vody jsou většinou různorodé, pokud se týká mikroorganismů i typu zdroje uhlíku; vzhledem k této dvojí různorodosti se všeobecně předpokládá, že každý druh adaptovaný na určitý zdroj uhlíku spotřebovává onen substrát zároveň s ostatními. Nicméně je již jistou dobou známo, že substráty mohou být spotřebovávány také postupně, a to i heterogenními populacemi mikroorganismů. To znamená, že různé druhy zdrojů uhlíku nemusí být nutně odstraňovány současně (1 - 5). Při studiu některých syntetických odpadních vod bylo zjištěno, že přítomnost jednoho zdroje uhlíku může blokovat odstranění druhého substrátu do té doby, než je blokující sloučenina spotřebována. Tento blokující účinek se často projevuje nerovnoměrnou rychlostí, s kterou dochází k spotřebě kyslíku a k odstranění substrátu; někdy se dokonce setkáváme se zřetelným zlomem v průběhu procesu čištění.

Tato nerovnoměrnost v odstraňování zdroje uhlíku (čištění odpadních vod) komplikuje často přespříliš jednoduché názory, vypracované pro předpověď kinetického průběhu čištění odpadních vod a účinnosti biologických procesů čištění. Abychom získali hlubší pohled na typy vzájemných reakcí sub-



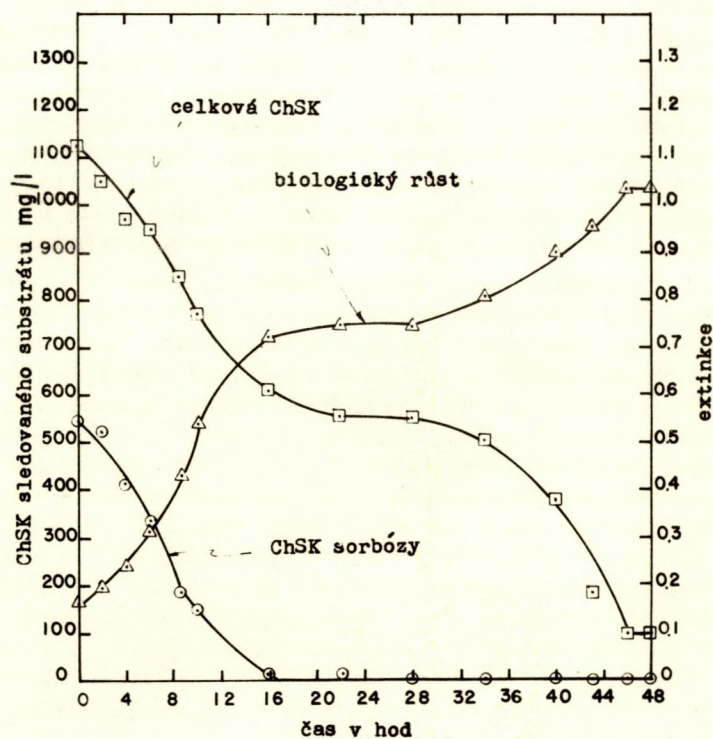


Obr. 1 - Růstové křivky mikrobiálních populací a křivky odstranění substrátu skládajícího se ze sorbózy a laktózy. Buňky předběžně adaptovány na sorbózu. Chemická spotřeba kyslíku uvažovaného substrátu v mg/l. Optická hustota.

strátů, na účinky těchto působení na rychlost čištění a konečně na to, jak se obecně tyto reakce objevují u heterogenních populací, provedli jsme v naší laboratoři velkou řadu pozorování s různými kombinacemi substrátů. Dosud jsme prostudovali přes padesát dvousložkových substrátových systémů, a to jak ve stacionárním, tak i proudícím prostředí. Sledujeme také různé tříložkové systémy. Tyto mnohokomponentové systémy zahrnují kombinace aminokyselin, organických kyselin a sacharidů. Zatímco mnohé pokusy dosud probíhají, objevují se již některé obecně platné závěry a je možno uvést některé reprezentativní příklady vzájemného působení substrátů.

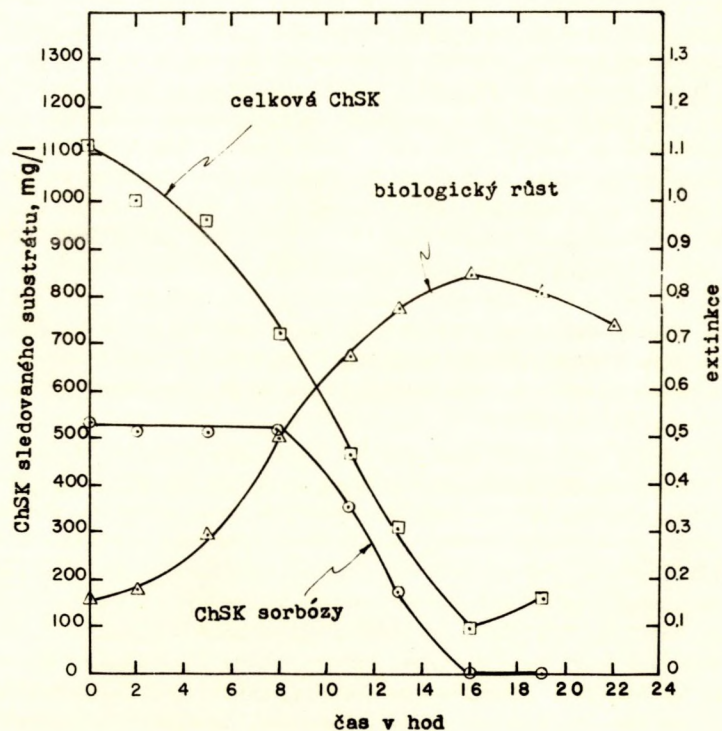
U pokusů ve stacionárním prostředí, které se prováděly v naší laboratoři, se postupovalo podle tohoto obecného schématu. Heterogenní populace se kultivovala naočkováním městských splašků do jednoho ze zkoumaných zdrojů uhlíku. Po řadě kultivací a přeočkování, které zaručily dokonalou adaptaci osídlení, se buňky separovaly a umístily v prostředí obsahujícím ten zdroj uhlíku, na který byly adaptovány; toto prostředí obsahovalo navíc ještě jednu nebo dvě další organické sloučeniny, které mohly sloužit jako substrát pro heterogenní osídlení. Celý systém se provzdušňoval a v četných časových intervalech se odebíraly vzorky směsné kapaliny. Buňky se odfiltrovaly pro stanovení jejich biomasy, stanovila se celková chemická spotřeba kyslíku, aby se zjistila celková rychlost čištění a prováděly se specifické analýzy substrátu, jejichž účelem bylo stanovit jednotlivé organické zdroje uhlíku v prostředí.

Jako příklad typu interakcí, ke kterým dochází, uveďme případ směsi sorbózy a laktózy. Přestože se obě tyto sloučeniny metabolizují poměrně snadno, vyžadují tvorbu induktivních enzymů u většiny mikroorganismů; to znamená, že většina organismů se musí adaptovat dříve než mohou využít tyto sloučeniny jako zdroje růstového uhlíku; na druhé straně sloučeniny jako glukóza a fruktóza jsou metabolizovány ve většině systémů, které jsme sledovali, s malou nebo žádnou potřebou adaptace.



Obr. 2 - Růstové křivky a křivky odstranění substrátu v syntetické odpadní vodě obsahující sorbózu a laktózu. Buňky adaptovány na sorbózu.

Obr. 1 ukazuje průběh odstranění substrátu a mikrobiálního růstu na sorbóze a laktóze u buněk, které byly předběžně adaptovány na sorbózu. Je vidět, že uvedená heterogenní populace se musí adaptovat dříve než dojde k využití laktózy; k odstranění laktózy je třeba přibližně 22 hod. Na druhé straně sorbóza se odstraní přibližně během 10 hod. Jestliže se týž pokus provede s použitím heterogenního osídlení, adaptovaného na laktózu (na obr. neuvedeno), pak k odstranění sorbózy je třeba přibližně 22 hod., zatímco laktóza se spotřebuje za 8 hod. Jak patrně, nezáleží na tom, na kterou složku bylo osídlení adaptováno, a je třeba přibližně téže doby k tomu, aby byla odstraněna látka, pro kterou byla nutná adaptace. Když se však tyto sloučeniny smísily v systému, ve kterém buňky byly předběžně adaptovány na sorbózu, získali jsme růstové křivky a křivky odstranění substrátu znázorněné na obr. 2. Jak patrně, substráty se spotřebovávaly postupně; je důležité upozornit na to, že v tomto případě lze pozorovat na křivce čištění zřetelnou kinetickou diskontinuitu. Z mechanického hlediska je ještě důležitější zjištění, že adaptace na laktózu nezačíná (viz poměrně dlouhé plató na křivkách biomasy a křivkách chemické spotřeby kyslíku) dříve, než se veškerá sorbóza spotřebuje. To znamená, že sorbóza potlačuje tvorbu enzymů potřebných k metabolizaci laktózy. Když byly do vzorku syntetické odpadní vody obsahující laktózu a sorbózu vneseny buňky předběžně adaptované na laktózu, získali jsme jiný kinetický průběh, znázorněný na obr. 3. Jak se dalo očekávat, odstraňování laktózy probíhalo při styku s buňkami okamžitě, avšak přítomnost laktózy nepotlačovala adaptaci na sorbózu, ba naopak adaptace na sorbózu byla urychlena. Z toho důvodu také nebyla pozorována žádná diskontinuita v růstu mikroorganismů, ani ve snižování chemické spotřeby kyslíku u odpadní vody. Podle výsledků znázorněných na obr. 3 dospíváme k závěru, že tyto substráty se navzájem snášely, a že by nepůsobily žádných zvláštních obtíží ani v čistírně, zatímco v případě, kdy buňky byly adaptovány na sorbózu (obr. 2) je zřejmo, že přítomnost těchto zdrojů uhlíku by měla za následek dosti znač-



Obr. 3 - Růstové křivky a křivky spotřeby substrátu v syntetické odpadní vodě obsahující sorbózu a laktózu. Buňky adaptovány na laktózu.

né problémy. Jestliže uvážíme, že u řady odpadních vod je povaha zdrojů uhlíku značně různá, musí nám být zřejmé, že zjednodušující názory na čištění odpadních vod, které jsou často podkladem pro navrhování čistírenských zařízení naprosto nedostačují. Protože problémy spojení s opatřováním nových vodních zdrojů se stávají čím dál tím tíživějšími, je každodenní spolehlivost čistícího procesu důležitější než tzv. navrhovaná kapacita těchto čistíren.

#### Literatura

1. Gaudy, A.F. Jr., "Studies on Induction and Repression in Activated Sludge Systems", *Applied Microbiology*, 10, 265 (1962).
2. Gaudy, A.F. Jr., Gaudy, E.T.; and Komolrit, K., "Multicomponent Substrate Utilization by Natural Populations and a Pure Culture of *Escherichia coli*. *Applied Microbiology*, 11, 157 (1963).
3. Gaudy, A.F. Jr., Komolrit, K., and Bhatla, M.N., "Sequential Substrate Removal in Heterogeneous Populations", *Journal Water Pollution Control Federation*, 35, 903 (1963).
4. Gaudy, A.F. Jr., Komolrit, K., and Gaudy, E.T., "Sequential Substrate Removal in Response to Qualitative Shock Loading of Activated Sludge Systems", *Applied Microbiology*, 12, 280, 1964.
5. Komolrit, A., and Gaudy, A.F. Jr., "Substrate Interaction during Shock Loadings to Biological Treatment Processes", *Journal Water Pollution Control Federation*, 38, 1259 (1966).

Poděkování: Tato práce byla podporována výzkumnou nadací WP - 00785 od Federal Pollution Control Administration, U. S. Department of the Interior.

Z angličtiny přeložil inž. Z. Bidlo, CS., VÚV-Praha

## PROVZDUŠOVÁNÍ VODY NA ZDÝMADLOVÝCH HRÁZÍCH

Prof. Herbert C. Preul a Albert G. Holler, výzkumný pracovník, Oddělení vodních zdrojů a hydrauliky, Fakulta stavebního inženýrství, Universita v Cincinnati, Cincinnati, Ohio, USA

S rostoucími požadavky na minimální koncentraci rozpuštěného kyslíku v našich tocích je třeba praktických informací o nejdíjnějších způsobech provzdušování toků. Dosud byly nejpoužívanější mechanické způsoby, kterých se použilo v řadě případů. Avšak aerace vody v důsledku správného provozu a konstrukce vodních děl se dosud většinou přehlížela.

Obvykle se největší důraz klade na rozptýlení energie a s aerací se ani nepočítalo. Nyní se musí tomuto hledisku věnovat pozornost jak v projekci, tak v provozu. Tyto úvahy nemusí znamenat významné zvýšení původních stavebních nákladů, zatímco provozní náklady nejsou ovlivněny.

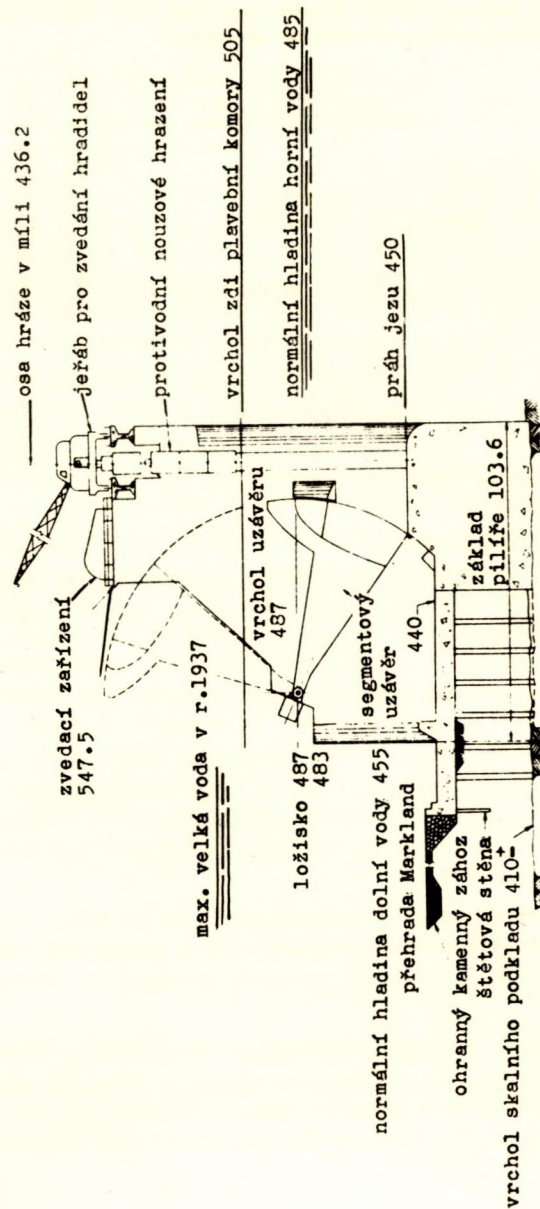
Přinášíme informace o aeraci, ke které dochází pro proudění vody pod Taintorovým stavidlem na zdýmadle vodního díla Meldahl, ukončeném v r. 1966 na řece Ohio poblíž města Cincinnati. Vodní dílo má dvanáct Taintorových stavidel, z nichž je pět ponorných. Typický průřez touto hrází je znázorněn na obr. 1. Také letecký snímek vodního díla Meldahl je připojen; dvě plavidlové komory jsou vidět v levo od stavidlových polí.

Hlavní faktory ovlivňující aeraci vody na zdýmadlech se stavidly jsou tyto:

$$R = f(\theta, y_1, y_3, W, C_u, C_d, C_s, \alpha)$$

kde: R je všeobecný výraz pro reaeraci,

- $\theta$  součinitel charakterizující typ a konstrukci vodního díla
- $y_1$  hloubka vody před hrází
- $y_3$  hloubka dolní vody
- W světlost stavidlového otvoru
- $C_u, C_d, C_s$  koncentrace rozpuštěného kyslíku, a to nad hrází, pod hrází a při nasycení
- $\alpha$  rychlost přestupu kyslíku ze znečištěné do neznečištěné vody.



Obr. 1 Typický průřez vodním dílem Meldahl na řece Ohio, po-  
blíž Cincinnati, Ohio, USA  
měřítko ve stopách

Vyjádřeno v koncentracích nad a pod hrází lze napsat jednoduchý rearační poměr pro určité podmínky:

$$r_T = \frac{C_s - C_u}{C_s - C_d} = \frac{\text{deficit rozp.kyslíku nad hrází}}{\text{deficit rozp.kyslíku pod hrází}} \quad (1)$$

Koncentrace pod hrází pak je

$$C_d = C_s - \frac{C_s - C_u}{r_T} \quad (2)$$

Je zřejmé, že pro prognózu je třeba znát údaje o rearačním poměru,  $r_T$ .

Z rozměrové analýzy plyne, že

$$r_T = \vartheta \left( \frac{y_1^2}{W y_3} \right)^n \quad (3)$$

kde:  $r_T$  je rearační poměr při teplotě  $T$  v  $^{\circ}\text{C}$

$n$  exponent

$W$ ,  $y_1$  a  $y_3$  jako shora.

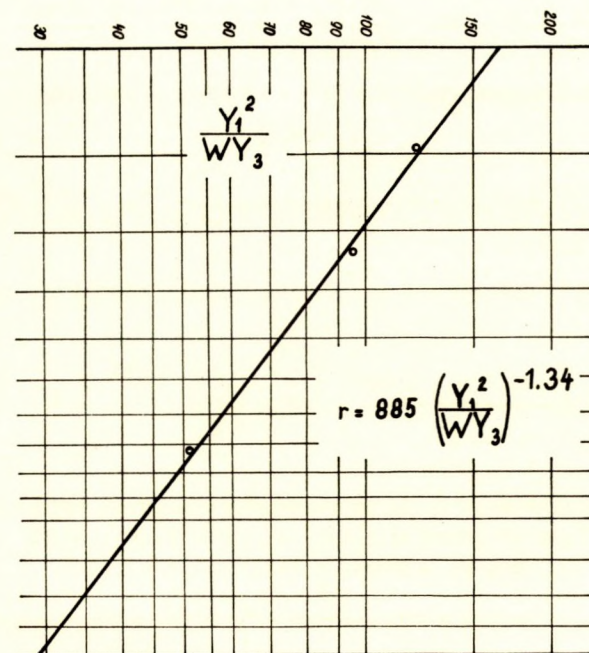
Obr. 2 ukazuje výsledky omezených měření na vodním díle Meldahl při průměrné teplotě vody  $26^{\circ}\text{C}$ . Podle těchto výsledků je poměr definován takto:

$$r_{26} = 885 \left( \frac{y_1^2}{W y_3} \right)^{-1.34} \quad (4)$$

Každý bod na obr. 2 představuje průměr ze sady měření, provedených během období dvou týdnů v srpnu 1967. Sada měření se skládá z rozboru rozpuštěného kyslíku o 20 vzorcích odebraných přibližně 150 m nad hrází a 20 vzorcích odebraných asi 520 m pod hrází.

Aby se umožnilo vypouštět vodu spodem pod stavidly, bylo použito deset z dvanácti stavidel, a to s různým otevřením. Těsně pod hrází se utvořil okamžitě ponořený vodní skok.

Rearační poměr v rovnici (4) platí pro specifické podmínky. Bylo by žádoucí rozšířit tento poznatek i pro jiné podmínky. Proto předkládáme návrh na pokus o takové zevšeobecnění.



Obr. 2 Výsledky měření reerace na vodním díle Meldahl

Je třeba znát závislost teploty na  $r_T$ . Gameson aj.[2] použili této rovnice pro reaceraci vodovodní vody na přepečech:

$$r_{15} = 1 + \frac{r_T - 1}{1 + 0,027 (T - 15)} \quad (5)$$

Použitím rovnice(4)pro  $T = 26^\circ$  v rovnici(5) obdržíme:

$$r_{15} = 1 + \frac{885 \left( \frac{y_1^2}{w y_3} \right)^{-1.34} - 1}{1.30} \quad (6)$$

Substitucí výrazu(6)za  $r_{15}$  v rovnici(5)a řešením pro  $r_T$  obdržíme:

$$r_T = 1 + \left( \frac{0.027 T + 0.595}{1.30} \right) \left[ 885 \left( \frac{y_1^2}{w y_3} \right)^{-1.34} - 1 \right] \quad (7)$$

Předpokládáme-li, že shora uvedený teplotní vztah platí, lze nyní napsat rovnice(2)tak, aby platila pro vodní dílo Meldahl za různých podmínek s neznečištěnou vodou

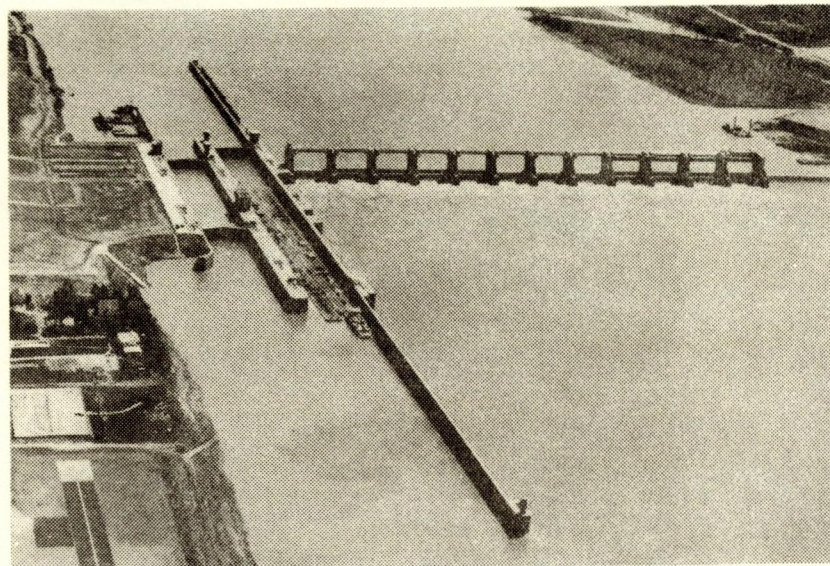
$$C_d = C_s - \frac{1.30 (C_s - C_u)}{1.30 + (0.027 T + 0.595) \left[ 885 \left( \frac{y_1^2}{w y_3} \right)^{-1.34} - 1 \right]} \quad (8)$$

Shora uvedená rovnice byla přezkoušena na omezeném množství údajů a jeví se vhodnou pro hrubou předpověď. Obecnější forma pro znečištěnou vodu je tato

$$C_d = \alpha C_s - \frac{1.30 \alpha (C_s - C_u)}{1.30 + (0.027 T + 0.595) (\psi - 1)} \quad (9)$$

kde  $\psi$  je funkce představující reacerční poměr pro určité vodní dílo a

$\alpha$  je jakost tekoucí vody jak definována shora.



Letecký snímek přehrady Meldahl

## Literatura

1. Eckenfelder, W.W., Industrial Water Pollution Control, McGraw-Hill Book Company, New York, 1966, p.213
  2. Gameson, A.L.H., Vandyke, K.G., and Ogden, C.G., Water and Water Engineering, (England), November, 1958, 492.
- Z angličtiny přeložila H. Havránková, VÚV-Praha

## OMEZUJÍCÍ PODMÍNKY PŘI TESTOVÁNÍ ÚČINNOSTI AERAČNÍHO ZAŘÍZENÍ

A.A.Kalinske, ředitel Výzkumu a vývoje zdravotního inženýrství Eimco Corp., Salt Lake City, Utah, USA

Autor se během posledních 12 let zúčastnil prací na stanovení výkonu (zejména oxygenační účinnosti) zařízení pro tzv. povrchovou mechanickou aeraci při čištění odpadních vod. Teoretické rozborů fyzikálních jevů, týkajících se funkce těchto aerátorů a výsledky testovacích pokusů se zařízeními různé velikosti (0,7 až 110 kW) vedly k řadě důležitých poznatků a závěrů. Zejména pak se objevilo, že velké množství chybných výsledků testovacích pokusů vedlo k formulaci (a publikaci) celé řady nesprávných závěrů o výkonu těchto tzv. lokalizovaných aerátů, na něž by autor rád souhrnně upozornil.

Především šlo o základní chyby, plynoucí z neopodstatněného předpokladu o možnosti aplikace níže uvedené diferenciální rovnice (1) pro přestup kyslíku na podmínky vlastní nádrže s lokalizovanými aerátory, tj. na podmínky prostorové proměnnosti intenzity míchání, turbulence, koeficientu přestupu rozpuštěného kyslíku atd. v nádrži. Tato základní rovnice, na níž byly založeny veškeré analýzy výsledků pokusů a výpočty přestupu kyslíku je

$$\frac{dC_t}{dt} = K_L a (C_s - C_t) \quad (1)$$

kde  $C_t$  je koncentrace kyslíku v čase  $t$ ,  
 $C_s$  rozpustnost kyslíku v podmínkách pokusu,  
 $K_L$  difuzní koeficient,  
 $a$  poměr celkové styčné plochy mezi vzduchem a kapalinou k objemu kapaliny

Rovnice (1) po integraci umožňuje stanovení  $K_L a$  jakožto směrnici přímky závislosti ( $C_s - C_t$ ) na čase v semilogaritmické osnově. Ovšem uvedená diferenciální rovnice platí přesně pouze v objemu kapaliny, který je z hlediska hodnot  $C_t$ ,  $K_L$ ,  $a$  homogenní.

K omylu docházelo tím, že "a priori" se předpokládala možnost použití rovnice (1) i v podmínkách nehomogenního objemu kapaliny a pokud se při zpracování výsledků získala příčka v rozsahu  $C_t$  kolem 80 % hodnoty rozpustnosti, bylo to považováno za důkaz, že rovnice (1) a její integrál jsou použitelné pro stanovení  $K_L a$ . Tyto předpoklady jsou obecně zcela neplatné, což potvrdily výsledky měření přestupu kyslíku jinými metodami. Je ovšem třeba říci, že i pro lokalizované aerátory lze získat pomocí rovnice (1) přibližné výsledky, zatížené nepříliš velkou chybou, ovšem je-li dbáno určitých omezujících podmínek.

Nejdůležitější podmínkou je, že testovací nádrž musí být úplně promíchávána, což kvantitativně lze definovat požadavkem, aby hodnota  $C_t$  vzrostla z 10 % na 80 % hodnoty rozpustnosti nejpozději za 30 min. (pokud možno dříve). Cirkulační (přečerpávací) účinnost aerátoru je jeho velmi důležitou charakteristikou a značně závisí na jeho typu a geometrii. Používání výrazů jako je příkon energie, vztážený na jednotku objemu nádrže, nemá význam; důležitá je přečerpávací schopnost aerátoru.

Druhý, velmi významný zdroj chyb při použití metody proměnného deficitu kyslíku pro stanovení  $K_L a$  spočíval v "chemickém jevu, který zřejmě nebyl znám nebo byl zanedbáván. Při standardním postupu se desoxygenace vody provádí siřičitanem sodným s přidávkou kobaltnaté soli jako katalyzátoru; obvykle se dává 2 až 5 mg Co/l. Přesnými laboratorními zkouškami jsme prokázali, že roztok siřičitanu s kobaltem vytváří při aeraci komplexní sloučeninu, která není plně oxidována. Tato sloučenina ruší při stanovení  $C_t$  podle Winklera tak, že výsledky těchto stanovení vykazují přítomnost rozpuštěného kyslíku, i když jeho skutečná koncentrace v kapalině je rovna nule. Např. při přidávku 2 mg Co/l a při normální dávce siřičitanu bylo Winklerovým testem stanoveno 0,6 mg  $O_2$ /l a při desetinásobné dávce siřičitanu (tj. po desetinásobném použití vody k aeračním pokusům) bylo stanoveno dokonce 1,3 mg  $O_2$ /l, ačkoliv v obou případech byla skutečná koncentrace rozpuštěného kyslíku rovna nule. Používá-li

se k výpočtům tabulková hodnota rozpustnosti kyslíku ( $C_s$ ), může toto nesprávné stanovení hodnot  $C_t$  způsobit zvýšení  $K_L a$  kolem 30 %, tj. vypočtená rychlost přestupu kyslíku bude o 30 % vyšší než skutečná.

Důkladnými laboratorními zkouškami jsme zjistili, že koncentrace Co-iontu by neměla přesáhnout 0,05 mg/l, což stačí pro katalýzu a přitom nepatrně ovlivňuje stanovení podle Winklera.

Z angličtiny přeložil inž. V. Zahrádka, CSc., VÚV-Praha



## ÚVAHY O VÝBĚRU VHODNÉHO TYPU ČISTÍRNÝ ODPADNÍCH VOD

A. Pasveer, chemik - bakteriolog, oddělení vody a půdy  
Výzkumného ústavu zdravotního inženýrství TNO,  
Delft, Holandsko

Čištění stále vzrůstajícího množství městských a průmyslových odpadních vod vyžaduje investování stále větších částek peněz. Je důležité soustavně vyšetřovat, zda přijatá nebo stále přijímaná opatření mohou být považována za dostačující a zkoumat způsob nejvýhodnějšího vynakládání prostředků. Následující studie několika zdokonalení na tomto poli může přispět k dosažení tohoto cíle.

### Změny v názoru na stupeň čištění

Zkušenosti ukázaly, že odpadní vody není možno bez následků vypouštět do povrchových vod. Proto byl vypracován postup čištění splašků, jímž je v zásadě možno s vysokým efektem čistit odpadní vody, znečištěné organickými látkami. Náklady, které takové čištění vyžaduje, nejsou někdy akceptovány s nadšením; naopak snahou vždy bylo (a stále je) hledat cesty a způsoby redukce těchto nákladů na minimum. Jednou z těchto cest je využívání samočisticí schopnosti povrchové vody, takže kdekoli je to možné, můžeme se úplně obejít nebo částečně obejít bez čistící stanice. Při tomto způsobu musí být veškeré úsilí věnováno udržení obsahu rozpuštěného kyslíku v recipientu nad určitou úroveň, dostatečnou pro biologický život ve vodě. Nesmíme však přehlédnout skutečnost, že povrchová voda tohoto druhu je prostředím, v němž je čistící proces dokončován a mohla by proto být považována za vodu znečištěnou.

Jestliže bychom pokračovali ve snaze "nejlepšího možného využití samočisticí schopnosti", naše generace by se vyhnula své povinnosti k současnému a budoucímu vývoji právě tak, jak to udělala generace předešlá.

Hustota obyvatelstva našich zemí a jejich industrializace a prosperita stále stoupají. V současné době jsou mnohem vyšší nároky na povrchovou vodu jako na zdroj pro zá-

sobování domácností a průmyslu. Nadto silně vzrůstá důležitost povrchové vody pro účely rekreace, což znamená, že hygienická kvalita této vody musí mít mnohem vyšší standard. Tyto úvahy nás přivádějí ke spolehlivému a logickému závěru, že podmínkou používání vody by mělo být její vyčištění po použití, a to do takového stupně jak je to možné a její vrácení do recipientu v neškodném stavu. Tuto podmínku by bylo třeba vyhradit si na prvním místě pro všechny hygienicky znečištěné vody.

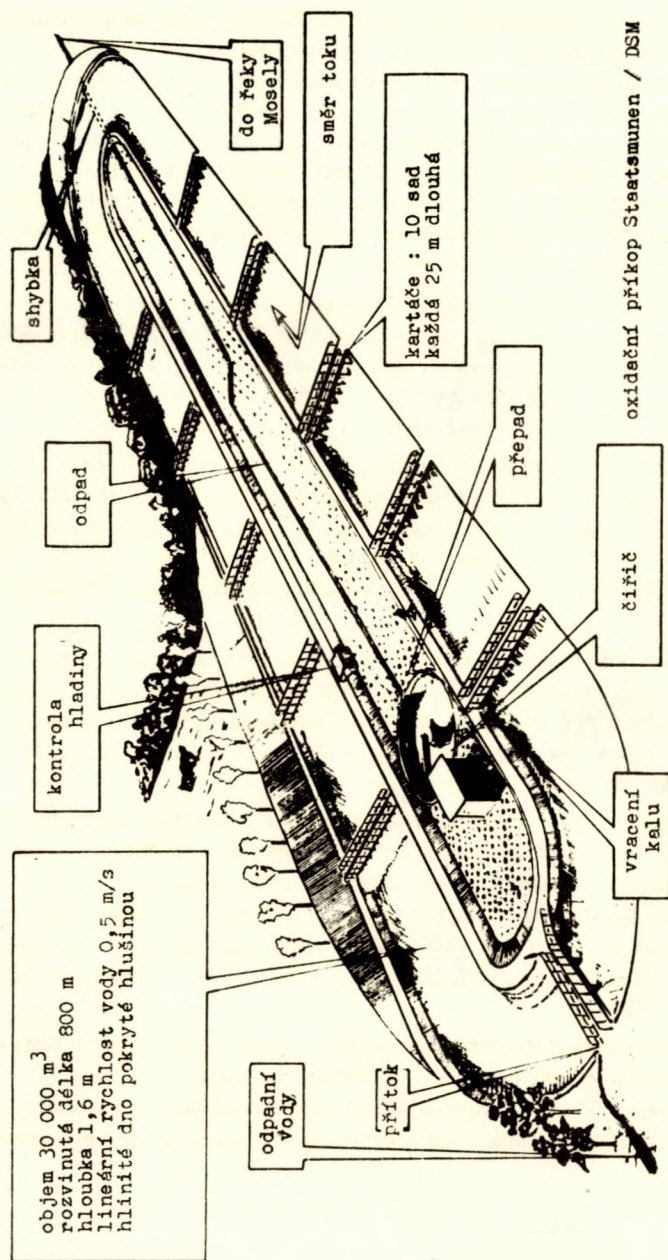
Samočisticí kapacita povrchové vody bude za těchto okolností plně zachována jako maximální možná rezerva pro zneškodnění nečistot, které nemohou být svedeny do kanalizačního systému a pro neustále rostoucí množství zbytkového znečištěného, které odchází i z nejlepších čistíren odpadních vod.

Čistírna odpadních vod by proto měla být vybavena tak, aby odstraňovala nejvyšší procento organických nečistot jak při průtoku za bezdeštného počasí, tak i při průtoku dešťové vody. Kromě ostatních faktorů by měla brát zřetel na biologické čistící procesy rovněž i z hlediska hydraulického.

Je potěšitelné poznamenat, že existuje vývoj hledisek, která jsou plně ve shodě s těmito požadavky. Velké částky opatřené pro projekty čištění, vývoj moderního stokového systému a úsilí o biologické čištění také za silných dešťů tento trend indikují.

Na druhé straně je třeba upozornit na méně příznivý vývoj. Velké částky investované do projektů čištění způsobily značně stoupající zájem se strany průmyslu. Spolu se zřejmými výhodami (myslíme-li na aktivitu s jakou byl stavěn na obdiv vývoj zařízení na dodávání kyslíku do vody) existuje také určitý škodlivý vývoj, který vyžaduje velkou ostražitost.

Stupňující se konkurence při obchodování s čistírnami odpadních vod může mít za následek, že budou nabízena na prodej taková zařízení, která neberou ohled na množství splašků, které mohou zpracovat. Tato tendence je pravděpo-



dobná v případě balených čistíren, které jsou z hlediska prodeje atraktivní.

V mnohých případech se setkáváme se stálými obtížemi ve financování čistíren. Souhlasíme-li s nutností vysokých požadavků na naše čistírny, měli bychom se se znepokojením zeptat sami sebe, zda financování takových čistíren bude v budoucnosti stále možné. Je třeba brát zřetel na to, že jiný vývoj posledního desetiletí si zaslouží naší pozornosti : zjednodušení čistícího procesu.

#### Vývoj jednoduššího čistícího procesu

V padesátých letech byla v Holandsku vyvinuta metoda čištění odpadních vod, která vešla ve známost jako oxidační příkop.

Tento oxidační příkop, vyvinutý pro malé obce, je vyvíjen dále také pro čištění velkých množství splašků a průmyslových odpadních vod. Jednoduchost procesu, nízké investiční náklady v přepočtu na obyvatele (žádné usazování, žádná vyhnívání kalu), vynikající čistící účinek (95 + 98% odstranění BSK<sub>5</sub>), biochemická a hydraulická stabilita procesu jsou mnohé z faktorů, které jsou důležité také pro velké čistírny.

Těchto výsledků se dosahuje aerobní stabilizací odpadní vody a kalu v jednom velkém aeračním okruhu. Ve srovnání s konvenčním aktivačním procesem tento způsob vyžaduje od 8 do 10 kWh přídavné energie ročně na jednoho obyvatele, přepočteno na ekvivalent 54 g BSK<sub>5</sub>/den. Čistí-li se větší množství odpadních vod, není potřebná plocha větší než pro konvenční čistírnu.

Ze stále stoupajících nákladů na zařízení a udržování a z konstantních, eventuálně snižujících se nákladů na energii bude vyplývat větší a větší zájem o čistírnu s úplným aerobním čištěním, realizovanou jako oxidační příkop, neboť v tomto případě může být dosaženo velmi podstatných úspor také při výstavbě velkých čistíren odpadních vod.

Z angličtiny přeložil inž. Miloš Effenberger, VÚV-Praha

SOUČASNÝ POHLED NA VYUŽITÍ ODPADNÍCH VOD V KOVODĚLNÝCH  
ZÁVODECH SSSR

Kand.techn.věd. T.L.Brook-Lewinson, Vědecko-výzkumný ústav  
pro řešení otázek vodního hospodářství, Minsk, SSSR

K největším spotřebitelům vody a současně k největším producentům odpadních vod patří průmysl zpracovávající kovy. Bez evidence jakosti těchto odpadních vod nelze zabránit znečištění toků a nelze dosáhnout racionálního využití vodních zdrojů pro další průmysl. Dlouhou dobu se uplatňoval názor, že rozdíl mezi využitím vod v cirkulačních a průtočných systémech je pouze ve stavebních a provozních nákladech. Nutnost radikálně snížit znečištění vodních toků odpadními vodami dává nové předpoklady pro řešení daného problému.

Odpadní vody zhoršují kvalitu vody recipientů, narušují kyslíkový režim toků, mění pH, ničí faunu i flóru povrchových vod. Dodržování norem pro vypouštění odpadních vod do toků vyžaduje vysoký stupeň čištění odpadních vod (95-99%), který je v mnoha případech nedosažitelný nebo je spojen s nadměrnými náklady.

Nejefektivnějším způsobem jak snížit znečištění toků je využití odpadních vod v cirkulačních systémech, při kterých se zpravidla nekladou tak vysoké požadavky na důkladné vyčištění odpadních vod.

V kovodělných závodech se nejvíce používá mechanicko-chemických metod čištění odpadních vod s použitím činidel. Jakost vody v cirkulačních systémech je ovlivňována nejen výrobními procesy, ale i činidly dávkovanými při čištění odpadních vod. Voda může působením těchto činidel nabýt korozivních vlastností nebo může dojít k tvorbě usazenin. Z těchto důvodů je nutné se zabývat stabilizací jakosti vody v cirkulačních systémech.

Při návrhu recirkulace je nutno přihlížet podle výrobních odvětví tohoto průmyslu ke složení odpadních vod; podle složení lze rozlišovat tyto kategorie:

- odpadní vody znečištěné suspendovanými látkami, málo rozpuštěnými ve vodě (např. z čištění odlitků tlakovou vodou ...);

- odpadní vody znečištěné suspendovanými látkami, které dodávají vodě silně zásaditou reakci (z acetylenových stanic, z brusíren valivých ložisek ...);

- odpadní vody znečištěné olejovými emulzemi a naftovými produkty (od soustruhů, lisů, kalících lázní - řezné, brusné a hydraulické kapaliny);

- odpadní vody znečištěné kyselinou sírovou (z mořírén);

- odpadní vody znečištěné kyselinou solnou a dusičnou a jejich solemi (z dekapírování a světlení povrchu kovových předmětů);

- odpadní vody znečištěné kyanidy (z pokovování).

Chemická činidla používaná k čištění těchto odpadních vod se dělí na dvě skupiny:

- činidla, která se vylučují buď úplně nebo částečně z odpadních vod po čistícím procesu (při flokulaci, koagulaci, vápnění; manganistan draselný);

- činidla, která zůstávají v odpadních vodách a zvyšují jejich solnost (soda, potaš, kaustická soda a další).

Stabilizaci jakosti vody v recirkulačních systémech umožňuje jednak výběr vhodných chemikálií k částečnému vyčištění vod s ohledem na původní znečištění, jednak dodržování správného výrobního postupu.

Použití flokulantů zaručuje důkladné vyčištění odpadních vod, zejména z hydraulického čištění odlitků a udržuje stabilitu jakosti vody v recirkulačním systému.

Odpadní vody z acetylenových stanic je nutno před vypuštěním do toku zneutralizovat, což vyžaduje čistící stanice se speciálním zařízením. Při čištění každého zmíněného druhu odpadních vod v cirkulačních systémech je možno se omezit na prosté usazování suspendovaných částic. Eventuálním doplňováním ztrát vody lze ovlivnit příznivě ustálení jakosti vody. Tím lze odstranit vznik usazenin v cirkulačním potrubí.

Jedním z nejvíce rozšířených druhů odpadních vod jsou vody s obsahem oleje. Podle norem je nutno odpadní vody vyčistit před vypuštěním do toku na 99 %. V cirkulačních systémech

pro tyto odpadní vody lze snížit stupeň vyčištění na 80 - 90 %. Vhodnou kombinací chemikálií (např. síranů a vápna) se vytvoří podmínky pro vyloučení olejových produktů a suspen-dovaných látek, pro úpravu alkality a hodnoty pH, čímž se stabilizuje jakost recirkulované vody. Použitím chloridů a sody se zvyšuje solnost vyčištěných vod. Takto nelze vyčištěnou vodu recirkulovat.

Prakticky přijatelnou metodou čištění odpadních vod z mořen a kyselých procesů v galvanických dílnách je neutralizace. V těchto případech nutno rozlišovat odpadní vody síranové a odpadní vody s obsahem zbytků kyseliny solné a dusičné.

Neutralizací odpadních vod z moření kyselinou sírovou váp-nem vznikají produkty velmi málo rozpustné ve vodě. Nízká solnost vyčištěných vod umožňuje jejich použití v cirkulaci.

Neutralizací odpadních vod s obsahem kyseliny solné a dusičné váp-nem se hromadí ve vyčištěných vodách neutralizační produkty, a to v rozpustné formě, a podstatně zvyšují jejich solnost. Částečné doplňování zahuštěné cirkulační vody vodou čerstvou nepřináší podstatné zlepšení proti průtočnému systému. V některých případech je možné uvažovat v cirkulačních systémech o použití iontoměníčů.

Velkými klady oproti předcházejícím způsobům se jeví oxidace kyanidových odpadních vod z galvanoven ozonem nebo manganistanem draselným. Produkty oxidace těchto vod se poměrně lehce vylučují z vody, nevzniká přílišné zasolení a vyčištěnou vodu je možno použít k recirkulaci.

Uvedené způsoby použití odpadních vod v recirkulačních systémech v kovodělných závodech v různých částech SSSR uká-zaly vysokou účinnost při odstranění nebezpečí znečištění toků.

Dále je třeba prohloubit studium fyzikálně chemických procesů, které probíhají v cirkulačních systémech a rozpracovanost normy jakosti vratné (cirkulační) vody do provozu; zejména tomuto bodu se v SSSR přikládá velký význam.

Efektivnost cirkulačních systémů se projevuje zejména ve snížení poplatků za odběr provozní vody a za vypouštění odpadních vod.

Z ruštiny přeložil inž. V. Komendová, CSc., VÚV-Brno

## ZDRAVOTNÍ INŽENÝR A MIKROBIOLOGIE

Prof. M. V. Bopardikar, Poona, Indie

První otázkou konservativně myslícího člověka bývá " Co má zdravotní inženýr společného s mikrobiologií? "

Jedním z neobvyklých rysů zdravotního inženýrství je, že zdravotní inženýři, kteří odpovídají za vytvoření co možná nejhygieničtějšího prostředí, skutečně nerozumí mikrobiologickému základu procesů, které navrhují. Čistírny odpadních vod, jejichž provoz je založen na mikroorganismech, byly projektovány v posledních 50 letech téměř bez uvážení biochemických změn, vyvolaných mikroorganismy. Ignorování mikroorganismů zpozdilo vývoj nových biologických čistících procesů. Někteří zdravotní inženýři mají dojem, že mikrobiologie je pro mikrobiology a že mikrobiologové by je měli informovat o použití mikroorganismů. Mikrobiologové, kteří se dostali k těmto problémům, neporozuměli technickým aspektům projekce a provozu čistíren. Tak byli mikrobiologové neschopni převést mikrobiologický aspekt do praktického projektování. Proto nastala zřejmá potřeba buď naučit mikrobiology inženýrství nebo naučit inženýry mikrobiologii. Zdravotně inženýrská mikrobiologie není klasickou mikrobiologií, nejde o čisté kultury v koncentrované formě, ale o směsné kultury ve velmi zředěném substrátu. Klasický mikrobiolog má stejně chabé znalosti v oblasti mikrobiologie pracující se zředěným substrátem jako zdravotní inženýr. Tento článek je napsán zdravotním inženýrem, který se pokouší stát se mikrobiologem, aby lépe navrhoval čistírny.

Zdravotně inženýrská mikrobiologie, jak ji vymezil Ross E. McKinney, je poměrně nový obor, který se vyvinul z bakteriologie, mykologie, botaniky, virologie, protozoologie a zoologie. Je to aplikovaná nauka, závislá na využití mikroorganismů v rámci zdravotního inženýrství. Současné pokroky v biologii čistíren průmyslových a městských odpadních vod slouží k vyčlenění zdravotně inženýrské mikrobiologie

jako samostatného oboru, který nemá nadále být jen přívěsem lékařské mikrobiologie.

Zdravotně inženýrská mikrobiologie je vysoce specializovanou částí mikrobiologie, která se zabývá mikroorganismy obecně se vyskytujícími ve vodě a v půdě. Zdravotně inženýrská mikrobiologie je oborem aplikované vědy, který se zabývá řešením praktických problémů zdravotního inženýrství. Potřeba porozumět základům mikrobiologie a aplikovat tyto základy na jednotlivé problémy má praktickou důležitost.

Zdravotně inženýrská mikrobiologie je více než čisté studium mikroorganismů. Je to také studium biochemických reakcí. Určení různých mikroorganismů ve vztahu k většině zdravotně inženýrských projektů má druhotnou úlohu. Z tohoto důvodu je zdravotní mikrobiolog spíše biochemikem než konvenčním mikrobiologem. Zdravotní mikrobiologie se nezajímá o vysoce specializované biochemické reakce jednotlivých nebo neobvyklých organismů, jak je tomu často v případě konvenční mikrobiologie. Zabývá se obecnými, každodenními mikroorganismy, které mohou metabolizovat organické látky, a to úplně.

Mikrobiologie čištění odpadních vod se nevyvinula z bakteriologie, ale spíše ze zdravotního inženýrství. Mnoho práce mikrobiologů v čistírenských zařízeních se týká biochemie smíšené mikrobiální populace v zředěných organických systémech. Bakteriolog, který byl formálně školen hlavně v práci s čistými kulturami v koncentrovaných organických roztocích, shledá v mikrobiologii odpadních vod zcela nové schéma, v němž inženýrství a biochemie mají větší důležitost než konvenční bakteriologie. Tak zjišťujeme, že mikrobiolog se teprve v praxi zdokonaluje v inženýrství a naopak zdravotní inženýr získává s každým dalším projektem znalosti z mikrobiologie. Pro zdravotní mikrobiology neexistuje systém formální výuky a pokud se zkušenost nepovažuje za součást formálního systému výuky v samostatném oboru zdravotní mikrobiologie, potud zdravotní mikrobiolog zůstává hybridem.

Mikrobiolog zabývající se likvidací odpadů se nestará pouze o mikrobiologii vody, ale také o půdní mikrobiologii.

Patogenní mikroorganismy zaujímají pouze malou část jeho zájmu, neboť jeho hlavní zájem se týká rozkladu organických sloučenin, vyskytujících se v kapalinách a v pevných látkách. Tento mikrobiolog zjistil, že mikroorganismy mohou úplně stabilizovat organické látky v odpadních vodách, čímž získá vodu, která může být znovu použita. Mikrobiolog čistírenských zařízení musí vědět, jak rostou mikroorganismy v smíšené populaci a které faktory prostředí ovlivňují mikrobiální reakce. Na rozdíl od svého protějšku mikrobiologa vody, mikrobiolog odpadních vod určuje kritéria pro získání nejlepších výsledků. Původně se mikrobiologa vody týkaly pouze střevní bakterie. Dnes si musí uvědomit, že i viry mohou být přenášeny vodou. Mikrobiologové vody určují účinnost každého jednotlivého procesu použitého při čištění vody se zřetelem na odstranění různých typů patogenních organismů.

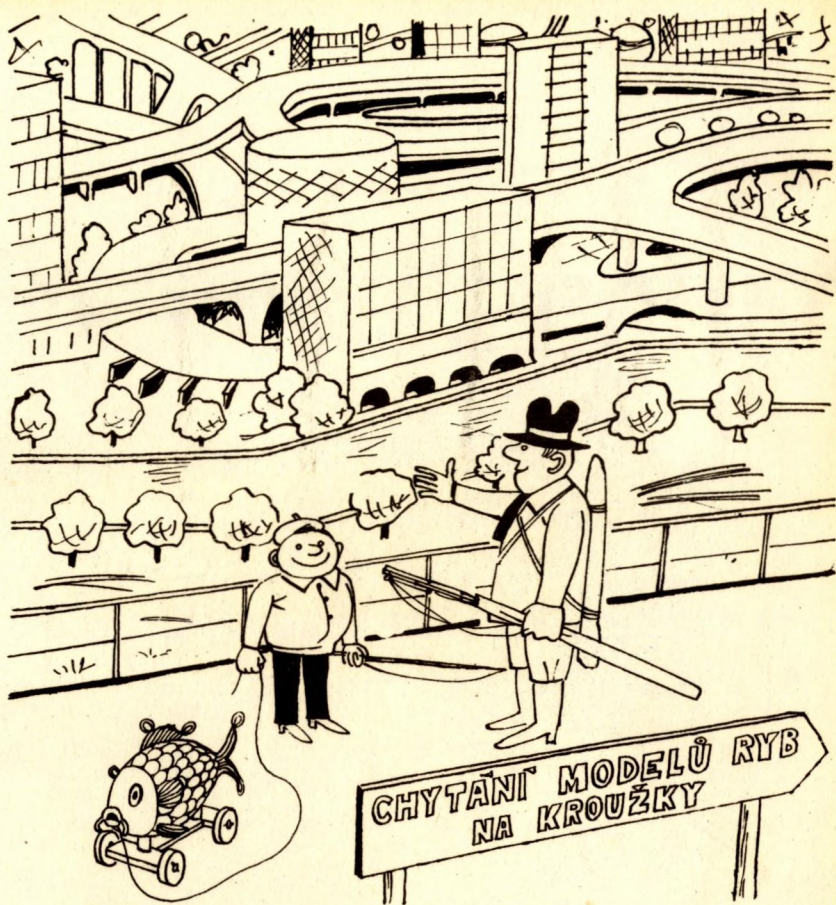
Mykologie věda nebo umění? Ukazuje se, že mykologie je velmi komplexní, až příliš komplexní. Problém identifikace a klasifikace hub se stává tak komplexním, že většina mykologů má málo času studovat biochemii a většina studentů mikrobiologie je zděšena z mykologie. Tato skutečnost značně omezuje získávání jakýchkoliv poznatků o zdravotnickém významu hub. Poznání důležitosti hub ve zdravotním inženýrství bylo jen prvním krokem. Další kroky budou následovat. Základní skupinou mikroorganismů důležitých ve zdravotním inženýrství, jsou bakterie. Aby se poznalo, proč bakterie mohou stabilizovat organické látky v odpadech, jak to dělájí a jak využít tyto informace při navrhování čistíren a jejich provozu, je nezbytné vědět a porozumět funkci každé části bakteriální buňky. Velikost jednotlivé buňky kolísá v dosti širokých mezích. Meze její velikosti během růstu jsou 0,5 - 3,0  $\mu\text{m}$ . Mikroorganismy vyvolávají mnoho různých chemických reakcí. Všechny jsou podporovány organickými katalyzátory známými jako enzymy. Enzymy uspišují rychlost hydrolýzy komplexních organických látek a rychlost oxidace jednoduchých sloučenin. Enzymy jsou komplexní bílkoviny,

vytvořené z apoenzymu, koenzymu a kovově aktivovaných enzymů, reagujících se specifickými chemickými sloučeninami. Koenzym je reagující část enzymu. Kovové aktivátory jsou kovové kationty, působící na enzym a substrát tak, aby přesně do sebe zapadaly.

Enzymy umístěné vně buněk, jsou známy jako extracelulární. Enzymy umístěné uvnitř buňky jsou známy jako intracelulární. Hydrolytické enzymy způsobují přidávání nebo odstraňování vody z organických látek, které procházejí reakcí. Mikroorganismy jsou skutečně malé chemické továrny, ve kterých suroviny jsou zpracovávány sérií reakcí až se dosáhne konečného produktu. Surovinou může být cokoli v přírodě. Biologické reakce mají určitý průběh. Protože každá chemická skupina ovlivňuje každou jinou chemickou skupinu, nemůžeme stanovit příliš mnoho základních pravidel metabolismu. Nejlépe je demonstrovat metabolické vzory předváděním různých metabolických reakcí. Mikrobi provádějí současně dvě reakce: rozklad organických látek pro získání energie a syntézu protoplazmy. Zatímco většina reakcí se týká rozkladu, syntetickou reakcí je pouze zvrtná reakce. Autotrofní bakterie využívají jen anorganické sloučeniny k vytvoření organických produktů. Anorganické sole dodávají stavivo i energii. Většina organismů jsou však heterotrofové využívající organických látek pro obojí.

Z angličtiny přeložila A. Sladká, prom.biol., VÚV-Praha

---



Vodohospodářské informace v r.2000:

Podle vyprávění mého dědy tam kdysi tekla řeka plná živých ryb, větších než ty - to muselo být sportovní pochyťáček !

Dědo, že dole tekla voda a v ní bylo plno ryb, nikomu neříkej, ani mým kamarádům. Vysmáli by se ti !

Jiří Petrák - námět Otakar Prášil