

HODNOCENÍ RIZIK CHEMICKÝCH LÁTEK

KAREL BLÁHA

Ministerstvo životního prostředí ČR, odbor ekologických rizik a monitoringu, Vršovická 65, 100 10 Praha 10

K 10. výročí úmrtí doc. dr. Ing. Karla Bláhy, CSc.

Došlo dne 21.VII.1997

„...Je nesporné, že lidstvo bude muset koexistovat i nadále s chemií a jejími produkty. Chemie proto musí poskytovat, a také poskytuje, kvalifikovaná data o skutečném nebezpečí, které plyne z výroby a používání různých chemikálií“.

Bláha K.: Bulletin Čs. Společnosti chemické, jaro 1982, str. 3.

Obsah

1. Úvod
2. Základní pojmy
3. Určení nebezpečnosti
4. Analýza vztahu mezi dávkou a odpovědí
5. Hodnocení expozice
6. Charakterizace rizika
7. Závěr

1. Úvod

Každá činnost spojená s chemickými látkami (výroba, doprava, použití, likvidace atd.) je zdrojem rizik jak pro člověka (zdravotních rizik), tak i pro životní prostředí (ekologických rizik). S rostoucím počtem chemických látek a se zvyšující se intenzitou uvedených činností se výrazně zvyšuje celkové riziko z nich plynoucí a může se stát neúnosným. Je tedy nezbytné nejprve existující rizika identifikovat a vyhodnotit, poté nalézt ekonomicky a společensky přijatelnou míru ekologických a zdravotních rizik a koneč-

ně přijmout opatření nezbytná k dosažení této úrovně. Dosažení „nulového rizika“, které je možné pouze absolutní eliminací dané chemické látky, není vždy nezbytné, nehledě k tomu, že je prakticky bez výjimky spojeno s enormními náklady¹.

Proces, jehož cílem je dosažení únosné míry rizika, se nazývá hodnocení a řízení rizik. První část procesu, která se zabývá identifikací, hodnocením a srovnáním rizik, přináší podklady potřebné pro druhou část procesu, ve které jsou přijímána opatření pro jejich snížení na únosnou míru (případně udržení na únosné míře). Zatímco identifikaci a hodnocení rizik lze chápat jako činnost výhradně vědeckou, řízení rizika zahrnuje, vzhledem k možným dopadům přijatých opatření, vedle vědeckých disciplín (ekonomie, sociologie, psychologie) i výrazné aspekty politické.

Koncepce hodnocení zdravotních a ekologických rizik vychází z materiálů vypracovaných US EPA v letech 1983-1987 (cit. ²). Tato koncepce byla v devadesátých letech přijata jako základ dokumentů EU pro hodnocení rizik^{3,4}. V České republice je problematice hodnocení rizik chemických látek věnována systematická pozornost od konce 80. let, přičemž logicky prvním krokem k exaktní formulaci metodiky byl návrh národní terminologie⁵. Odbor ekologických rizik MŽP ČR dále zpracoval obecný metodický pokyn k hodnocení rizik⁶. Hodnocení rizik chemických látek je zakotveno v návrhu zákona o chemických látkách a přípravcích, který byl předložen vládě ČR v červnu 1997, a bude upraveno zvláštním prováděcím předpisem.

2. Základní pojmy

Koncepce hodnocení zdravotních a ekologických rizik je zásadně shodná (obr. 1). Rozdíl spočívá v subjektu, jehož ohrožení je zkoumáno. Zatímco v případě zdravotních rizik je předmětem hodnocení člověk jako jediný biologický druh, v případě ekologických rizik je hodnocena pravděpodobnost nežádoucích účinků na řadu rostlinných a živočišných druhů a to nikoliv izolovaně, nýbrž ve společenstvích vyskytujících se v reálných ekosystémech v jednotlivých

složkách životního prostředí. Je zřejmé, že složitost subjektu je v druhém případě podstatně větší a není tedy nijak překvapující pohled na současný stav zpracování metodiky obou typů hodnocení. Zatímco postup hodnocení zdravotních rizik lze (s nezbytnou rezervou) označit za zvládnutý, metodika hodnocení ekologických rizik je předmětem intenzivního zkoumání v celosvětovém měřítku. MŽP ČR financovalo v letech 1994–1998 dva projekty, jejichž cílem bylo jednak vypracování metodiky hodnocení ekologických rizik⁷, jednak její ověření v rozsáhlé terénní studii⁸.

Bude účelné definovat základní pojmy, které jsou pro hodnocení zdravotních i ekologických rizik společné. Nebezpečnost je schopnost chemické látky mít nepříznivý účinek na zdraví člověka či na životní prostředí. Je to vlastnost, která je determinována fyzikálními a chemickými vlastnostmi látky, a která je s existencí látky neoddělitelně spojena. Projeví se však pouze tehdy, je-li jejímu působení člověk resp. životní prostředí vystaven (exponován). Riziko vyjadřuje pravděpodobnost, se kterou skutečně dojde za definovaných podmínek expozice k projevu nepříznivého účinku. V číselném vyjádření se tato pravděpodobnost může pohybovat od 0 (k poškození vůbec nedojde) do 1 (k poškození dojde ve všech případech). *Expozice* je chápána jako kontakt chemické látky s vnějšími hranicemi lidského organismu či s definovanou částí životního prostředí (ekosystémem). Tato definice je poněkud v rozporu s klasickým pojetím toxikologie, kde bývala expozice ztotožňována s přijatou dávkou. Expozice představuje „nabídku“ chemické látky, která zakládá vznik rizika (tím okamžikem je riziko nenulové), ale nemusí být plně využita.

Hodnocení rizika (Risk assessment) je postup, založený na syntéze všech dostupných údajů podle současného vědeckého poznání pro určení druhu a stupně nebezpečnosti představovaného určitou chemickou látkou, dále určení, v jakém rozsahu byly, jsou nebo v budoucnu mohou být působení tohoto faktoru vystaveny jednotlivé skupiny populace a složky životního prostředí a konečně zahrnuje charakterizaci existujících či potenciálních rizik vyplývajících z uvedených zjištění.

Hodnocení rizika sestává ze čtyř základních kroků (obr. 1):

1. určení nebezpečnosti
2. analýza vztahu dávka-odpověď
3. hodnocení expozice
4. charakterizace rizika

Struktura těchto kroků při hodnocení zdravotních rizik byla v posledních letech několikrát publikována^{9,10}, následující text se proto zaměří na hodnocení rizik ekologických.

3. Určení nebezpečnosti

První krok v procesu hodnocení rizika zahrnuje sběr a vyhodnocení dat o typech nežádoucích účinků na životní prostředí, které mohou být vyvolány danou látkou, a o podmínkách expozice, za kterých dochází k nežádoucím účinkům. Problém by měl být postupně řešen ve čtyřech úrovních.

Vybraný (modelový) živočišný nebo rostlinný druh je úrovní základním instrumentem pro určení nebezpečnosti. Metodika ekotoxikologických testů je propracována a validována mezinárodními organizacemi". K dispozici jsou testy na organismech různých trofických úrovní. Obecně nutno konstatovat, že informace o nebezpečnosti látky lze získat pouze provedením baterie testů, nikoli pouze testováním jediného druhu. Účinným nástrojem jsou především standardní testy na prokaryotických mikroorganismech. Projekt⁷ navrhuje využití mikrobiálních populací jako modelových systémů v kontaminovaných vodních a suchozemských ekosystémech a sedimentech. Jako základní ukazatelé celkové katabolické aktivity společenstva byly doporučeny respirační testy, mineralizace různých typů organických substrátů a enzymatické testy .

Kvalitativně vyšším stupněm v procesu hodnocení nebezpečnosti je výběr modelových společenstev organismů ve složkách životního prostředí. Modelová společenstva je třeba nejprve ověřit v laboratorních podmínkách v přesně definovaném prostředí, za kontrolovatelných podmínek a s použitím izolovaných chemických látek, u nichž jsou k dispozici validní údaje o toxicitě u navrhovaných členů společenstev. Ve druhé fázi je nezbytné provést testy na reálných systémech, tj. přímo v životním prostředí. Jako příklad lze uvést návrh modelového společenstva pro vodní



Obr. 1. Hodnocení a řízení rizik

prostředí sestávajícího z vířníků, korýšů, řas a bakterií, k jehož analýze jsou k dispozici validované testy. Pro analýzu suchozemské složky byla rovněž navržena modelová společenstva typu mikroorganismy - rostliny a mikroorganismy - půdní prvoci - bezobratlí. Obecně lze konstatovat, že výběr v suchozemské složce a zejména v ovzduší je podstatně obtížnější.

Ideálním nástrojem pro hodnocení nebezpečnosti chemických látek se jeví modelový ekosystém - kombinace několika modelových společenstev ve všech složkách životního prostředí. V současné době je známo několik pokusů o konstrukci takového systému⁸, zatím však nejsou validovány. Od předchozích dvou stupňů se modelový ekosystém principiálně liší tím, že jej nelze realizovat v laboratorních podmínkách. Jedinou cestou k jeho validaci je terénní studie. V optimálním případě lze dospět k ekosystému, jehož studiem budou získány informace použitelné pro větší územní celky. V zahraniční literatuře je takový případ označován jako „region-specific“ resp. „country specific model“.

Použitelnost modelového ekosystému nespočívá pouze ve sledování nežádoucích účinků na jednotlivé druhy v něm obsažené, ale především ve sledování změn v jejich interakcích. Příkladem je změna biodiverzity uvnitř systému, jejíž význam byl pro dané účely identifikován. Dosud však chybí jednoznačnější pohled na interpretaci pozorovaných změn. Korelace mezi změnou biodiverzity a působením chemických látek jsou dnes předmětem základního výzkumu.

Je přirozené, že v současné době je valná většina konkrétních rizikových studií realizována na úrovni vybraných druhů a modelových společenstev, zatímco konstrukce modelových ekosystémů se odehrává v teoretické rovině. Toto konstatování v plné míře platí i pro další fáze hodnocení ekologických rizik.

4. Analýza vztahu mezi dávkou a odpovědí

Analogicky s hodnocením zdravotních rizik je studium vztahu mezi množstvím chemické látky přítomné v životním prostředí a mírou jeho nežádoucího účinku (odpovědi, odezvou) dalším krokem hodnocení ekologických rizik. Uplatňují se zde dva základní typy extrapolace výsledků:

- výsledky získané v monodruhových testech a na modelových společenstvech jsou extrapolovány na reálné ekosystémy, resp. regiony zahrnující více ekosystémů
- vztah dávka-odpověď nalezený v laboratorních poku-

sech je extrapolován do oblasti nízkých koncentrací připadajících v úvahu v reálném životním prostředí.

Podstatným rozdílem je, že účinky chemických látek na životní prostředí jsou zásadně nahlíženy jako prahové. Cílem analýzy je nalezení tzv. PNEC (Predicted No-Effect Concentration) - koncentrace, která nezpůsobí nežádoucí účinek na životní prostředí. Hodnota PNEC, která má klíčový význam pro kvantitativní charakterizaci ekologického rizika, odpovídá hodnotě NOAEL (NOEL)⁶, užívané pro kvantifikaci zdravotního rizika. NOAEL (No-Observed Adverse Effect Level) představuje nejvyšší úroveň expozice, při které ještě není pozorována žádná nepříznivá odpověď lidského organismu, ale mohou být pozorovány indiferentní odpovědi. U hodnocení NOEL (No-Observed Effect Level) se nepřipouští žádná odpověď. Dalším významným rozdílem proti hodnocení zdravotních rizik je pohled na sledovaný biologický druh. Zatímco u člověka je primárně posuzován jednotlivec a teprve výsledné riziko vztaženo na populační skupiny, u ostatních druhů je již v této fázi důsledně posuzována populace. Stěžejní význam mají v tomto kroku matematické a statistické metody a studium kvantitativních vztahů mezi strukturou a biologickou účinností chemických látek⁷⁻⁸.

5. Hodnocení expozice

V této fázi hodnocení rizika jsou popisovány zdroje, cesty, velikost, četnost a trvání expozice jednotlivce, části populace či ekosystému s ohledem na komplexnost procesů (transport, biotransformace, akumulace) ovlivňujících osud chemických látek v životním prostředí je hodnocení expozice kritickou složkou hodnocení rizika. Existují tři základní nástroje k hodnocení expozice, které se zpravidla uplatňují současně:

Přímé měření koncentrací znečišťující látky v prostředí (monitoring) je obvyklou praxí v hodnocení profesionální expozice a expozice v některých městských prostředích a umožňuje stanovení absorbované dávky, tj. množství chemické látky pronikající během expozice do organismu (ekosystému) metodou expozičního scénáře, metodou rekonstrukce dávky, případně kombinací obou přístupů. Biologické monitorování, které spočívá v měření koncentrace látky nebo jejích metabolitů v organismech a odhadu absorbované dávky na základě nalezených hodnot. Použití modelu popisujícího osud látky v prostředí.

Cílovým parametrem hodnocení expozice je stanovení (lépe odhad) koncentrace látky v životním prostředí, ozna-

čované PEC (Predicted Environmental Concentration). Již z anglického názvu vyplývá, že se jedná o odhad, nutně zatížený větší či menší nejistotou. Je třeba počítat s tím, že nejistoty spojené s touto hodnotou jsou řádově vyšší než u obdobné hodnoty u člověka, především pro odhady retrospektivní a prospektivní. Okamžité hodnoty environmentálních koncentrací jsou sice dostupné lépe, ale mají minimální výpovědní hodnotu, nejsou-li chápány v delší perspektivě (např. pomocí časových řad).

Prvním krokem hodnocení expozice je odhad místní (lokální) PEC v jednotlivých složkách (tab. I).

Tabulka I

Odhad lokální PEC v jednotlivých složkách životního prostředí

SLOŽKA	MÉDIUM
Vodní (aquatická)	povrchová voda sediment
Suchozemská (terrestrická)	půda podzemní voda
Ovzduší	vzduch

Koncentrace chemické látky v jednotlivých médiích je nezbytné doplnit informacemi o osudu a transportu látky napříč životním prostředím. Mezi transportní jevy patří suchá i vlhká depozice z ovzduší do půdy a povrchové vody, průnik z půdy do podzemní vody atd. Dominantním přístupem k popisu těchto jevů jsou fyzikálně-chemické metody, k jejich charakterizaci jsou používány rozdělovací koeficienty. Osud látky je dán především její biodegradací jak v jednotlivých složkách, tak v biologických druzích. Je nutno zdůraznit, že produkty těchto procesů mohou být obecně nebezpečnější než původní látka. Pokud lze očekávat jejich přetrvávání v životním prostředí, je nezbytné stanovit lokální PEC pro tyto produkty a vlastně provést separátní hodnocení jejich rizika. Také v této oblasti se uplatňují přístupy QSAR a matematické modelování, výpovědní hodnota jejich výsledků je však dosud podstatně nižší.

Z místních hodnot PEC jsou odhadovány územní (regionální) PEC. Vychází se přitom z předpokladu ustálených koncentrací látky v jednotlivých složkách a z bilance přestupu hmoty mezi nimi. Spolehlivost odhadu závisí jednak

na výběru modelového regionu, jednak na použití vhodných rozdělovacích koeficientů. Modelový region, navržený jako „country specific“ se jeví podstatně lepší než „standardizovaný region“, který je definován konstantními parametry (např. celkovou rozlohou, plochou zemědělské půdy, plochou vod, lesů)⁸.

6. Charakterizace rizika

V poslední fázi hodnocení ekologického rizika jsou sumarizovány výsledky kroků předchozích, dochází ke kvantifikaci rizika a k diskusi nepřesností a nejistot, které odhad jednotlivých parametrů provázely.

Mírou rizika dané chemické látky je index (kvocient) nebezpečnosti HI daný rovnicí (7), která je analogií rovnice používané k charakterizaci zdravotních rizik⁶

$$HI = PEC / PNEC \quad (1)$$

Pokud byly hodnoty PEC odvozené z koncentračních měření (monitoring) i z modelových kalkulací, je nezbytné před vlastním dosazením do rovnice (1) PEC hodnoty porovnat. Nelíší-li se tyto hodnoty řádově, lze předpokládat, že oba přístupy vzaly v úvahu všechny relevantní procesy v hodnocení expozice. Obecně lze doporučit používání územních PEC, protože takto vypočtené indexy mají větší výpovědní hodnotu. Platí-li $HI > 1$, přítomnost dané chemické látky představuje riziko ohrožení životního prostředí. Nepřesnosti a nejistoty jsou, stejně jako u hodnocení zdravotních rizik, vyjadřovány pomocí faktorů nejistot.

Pro hodnocení rizik reálných environmentálních hladin chemických látek bude v budoucnu účelné stanovit hodnoty předpovídaných koncentrací bez škodlivého účinku pro dlouhodobou expozici ($PNEC_{CHRONIC}$) a hodnoty koncentrací bez škodlivých účinků pro krátkodobou expozici ($PNEC_{ACUTE}$), tedy hodnoty pro případ vysokých environmentálních hladin, se kterými se můžeme setkat například v případě havárií nebo značných starých zátěží.

Při hodnocení dopadu na životní prostředí plynoucím z vypouštění odpadních vod potřebujeme rovněž odhadnout oblasti, kde krátkodobé maximální koncentrace odpadní vody přesahují $PNEC_{ACUTE}$ a oblasti, kde maximální dlouhodobé průměrné koncentrace ($PNEC_{AV}$) přesahují hodnoty $PNEC_{CHRONIC}$.

Reálné podmínky představují směs řady znečišťujících látek a proto hodnocení konkrétní situace je velice složité. Pokud můžeme stanovit hodnoty PEC pro jednotlivé kom-

ponenty a známe-li pro tyto látky hodnoty PNEC stanovené na základě individuálních testů toxicity, můžeme předpokládat, že celkový účinek jednotlivých znečišťujících látek ve směsi je aditivní (první přiblížení při nedostatku informací o možných vzájemných účincích látek ve směsi).

Cílem charakterizace rizik plynoucích z přítomnosti chemické látky v prostředí je postižení environmentálních zátěží a dopadů těchto zátěží. Celý proces musí být směřován k jedinému cíli - zpřesnění a zkvalitnění podkladů pro rozhodovací proces (Risk management) zaměřený na snížení vyhodnoceného rizika.

7. Závěr

Hodnocení ekologických rizik je intenzívně se vyvíjející disciplínou, která je ve světovém měřítku chápána jako efektivní nástroj pro snižování existujícího ohrožení životního prostředí chemickými látkami. Přestože jednotlivé fáze dosud nedisponují jednoznačnou metodikou, jako je tomu u hodnocení rizik zdravotních, intenzivní činnost pracovních skupin v rámci mezinárodních organizací vytváří předpoklad pro její vypracování. Lze konstatovat, že Česká republika se na těchto aktivitách výrazně podílí.

LITERATURA

1. *Státní politika životního prostředí (Dokument schválený vládou ČR 23. 8. 1995)*. MŽP ČR, Praha 1995.
2. US EPA: *The Risk Assessment Guidelines, EPA/600/8-87/045*. Washington D.C. 1987.
3. *93/0793/EEC. Nařízení Rady o hodnocení a kontrole rizik existujících látek* (OJ No. L84, 5.4.93, p. 1).
4. *94/1488/EC. Nařízení Rady o hodnocení a kontrole rizik existujících látek* (OJ No. L84, 5.4.93, p. 1).
5. Bláha K., Cikrt M.: Zpravodaj MŽP VI, 2, příloha(1995).
6. *Metodický pokyn odboru ekologických rizik a monito-*

- ringu k hodnocení rizik* Č. j. 1138/OER/94. Věstník MŽP ČR částka 2, 12 (1996).
7. Holoubek I. a spol.: *Metodika hodnocení rizik pro životní prostředí*. Závěrečná zpráva projektu PPŽP 340/2/96. Pro MŽP ČR TOCOEN s.r.o., Brno 1997.
8. Holoubek I. a spol.: *Identifikace rizik pro životní prostředí I*. Závěrečná zpráva projektu VaV 340/1/96. Pro MŽP ČR TOCOEN s.r.o., Brno 1996.
9. Bláha K.: Bull. Cesk. Spol. Chem. 1, 1 (1993).
10. Bláha K., Cikrt M.: *Základy hodnocení zdravotních rizik*. Fortuna, Praha 1996.
11. *OECD Guidelines for Testing of Chemicals*. OECD Publications Office, Paris 1992.

K. Bláha (*Section of Environmental Risks and Monitoring, Ministry of Environmental of the Czech Republic, Prague*): **Risks Assessment of Chemicals**

The assessment and management of the risks of chemicals appears to be the basic instrument for achievement of socially and economically acceptable levels of human health and environmental risks. It is recognized that striving for a „zero risk“ level (complete elimination of particular chemicals) is not always necessary to attain the environmental protection goals. While the methodology of human health risk assessment has nowadays a solid framework based on the approach introduced by US EPA in eighties, the identification and evaluation of environmental risks is undergoing an intense development worldwide. The basic steps of this process - hazard identification, dose-response relationship, exposure evaluation, and risk characterization - are virtually identical with those used in human health risk assessment, but the overwhelming complexity of the subject creates many differences and difficulties in attempt to reach a unified methodology. The current state-of-art is given and some fundamental aspects on individual phases are briefly discussed.