

1 ÚVOD

Pojem životní prostředí je používán ve dvojitým významu. V užším slova smyslu z ekologického hlediska se jedná o podmínky potřebné pro určitý druh živého organismu k jeho plnému životu. V širším slova smyslu jde o označení celého souboru poznatků z mnoha vědních oborů nutných k ochraně a tvorbě těchto životních podmínek.

Ekologie je disciplína biologie zabývající se studiem vzájemných vztahů mezi živými organismy a prostředím. Pojem životní prostředí byl poprvé v ekologickém významu definován jako „soubor faktorů nutných k životu určitého organismu“ (Remtová 1996). Tato definice je označována jako definice statická a je obdobná definici životního prostředí uvedené v Zákonu o životním prostředí č. 17/1992 Sb. Statické definici byla vytýkána právě její statická, kde není dostatečně zdůrazněna existence dynamických a zpětných vazeb mezi živým organismem a prvky jeho prostředí. V roce 1967 na konferenci UNESCO v Paříži byla přijata definice norského profesora Wika. Podle této definice (dynamické) je životní prostředí část světa, se kterou je živý organismus ve stálé interakci, (kterou používá, mění a musí se jí přizpůsobovat). Této definici byla časem vytýkána nedostatečná propojenost vazeb. Nová definice životního prostředí byla pak přijata v roce 1979 na konferenci v Tbilisi. Podle této tzv. tbiliské definice je životní prostředí systém složený z přírodních, umělých a sociálních složek materiálního světa, které jsou a nebo mohou být s organismem ve stálé interakci (Remtová 1996). Tato definice přistupuje k životnímu prostředí jako k systému, který chápe jako celek složený z různých prvků vzájemně propojených vazbami, kdy změna kvality či kvantity jednoho prvku může způsobit změnu v kvalitě (kvantitě) jiného prvku.

Mikroprostředím bývá označováno životní prostředí jednoho organismu (např. jednoho člověka), pojem mezoprostředí se používá pro životní prostředí větší skupiny (např. rodiny, určité sociální skupiny, obyvatelstva sídelního útvaru). Sledované problémy bývají v obou případech označovány jako problémy lokální (místní). Makroprostředím se pak rozumí životní prostředí větších skupin jedinců (stát, kontinent) a problémy s tím související jsou označovány jako regionální. V případě studia celé biosféry t.j. všech organismů žijících na zemské kuli se jedná o globální životní prostředí a globální problémy. U globálních problémů na rozdíl od lokálních a regionálních nezáleží na umístění zdroje poškozujícího životní prostředí vzhledem k tomu, že je jeho působením ovlivněna celá biosféra. Mezi globální problémy patří skleníkový efekt, porušování ozónové vrstvy, kyselá atmosférická depozice a další.

Pojem životní prostředí je definován v předchozích definicích z hlediska jeho původního významu, t.j. jako prostředí, ve kterém žije a roste sledovaný organismus. Zákon č. 17/1992 Sb. O životním prostředí definuje životní prostředí jako vše, co vytváří přirozené podmínky existence organismů včetně člověka a je předpokladem jejich dalšího vývoje. Jeho složkami jsou zejména ovzduší, voda, půda, organismy, ekosystémy a energie (§ 2 uvedeného zákona).

Vědní obory, které jsou z hlediska poznávání zákonitostí životního prostředí důležité jsou především vědy přírodní (biologie, ekologie, chemie, meteorologie, geologie), technické a společenské vědy (ekonomie, psychologie, sociologie) a další. Klíčovou úlohu až doposud měly vědy přírodní a technické, nyní je stále více přesunována na vědy společenské, především na ekonomii. Důvody, které vedou k této preferenci jsou dány skutečností, že ekonomie má vliv na výrobní procesy, tedy

činnosti člověka jimiž jsou přírodní procesy ovlivňovány a narušovány. Studium životního prostředí, jeho ochrany a tvorby je důležitou činností z hlediska jak přežití lidstva, tak i existence dalšího života na Zemi. Cílem je v současné době i hledání a vytváření podmínek pro tzv. trvale udržitelný rozvoj.

2 GLOBÁLNÍ PROBLÉMY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ

Úvod

Celosvětově se zvyšuje zájem veřejnosti o životní prostředí. Problémy lze rozdělit na:

globální (celosvětové), **regionální** (oblastní, stát), **místní** (lokální, podnik).

Za současné globální problémy považujeme především **globální klimatické změny** (oteplování), **porušování ozonové vrstvy**, **kyselou atmosferickou depozici** (kyselé srážky), **ohrožení biologické diversity**. Jako vážné problémy dalekosáhlého dopadu se dále jeví kontaminace vod (moří, oceánů, velkých řek), degradace půdy, produkce odpadů (kvantita, toxicita, radioaktivita), úbytek lesních porostů, růst světové populace, průmyslový růst a související spotřeba přírodních zdrojů, hrozba potravinové krize, hrozba energetické krize a další.

2.1 Globální klimatické změny

Člověk působí na klima v lokálním, ale i globálním měřítku. Při spalování fosilních paliv, vypalování savan, zemědělské výrobě, dopravě a v důsledku mnoha dalších průmyslových aktivit se do atmosféry uvolňují plyny, které buď přímo, nebo prostřednictvím látek, které vznikají při jejich chemických reakcích zesilují přirozený skleníkový efekt atmosféry. Jedná se především o CO_2 , CH_4 , N_2O , halogenované uhlovodíky (CFC a HCFC, halony) a ozon (Kalvová 1991).

Klima naší planety závisí na rovnováze mezi sluneční (krátkovlnnou) radiací Zemí pohlcenou a dlouhovlnnou (tepelnou) radiací vyzářenou Zemí do kosmu. Dnešní globální roční průměrná teplota vzduchu při zemském povrchu (15°C) je důsledkem tzv. skleníkového efektu atmosféry. Atmosféra je totiž téměř propustná pro krátkovlnné sluneční záření, některé její složky (vodní pára, oblačnost, CO_2) však silně pohlcují dlouhovlnnou tepelnou radiaci vyzařovanou zemským povrchem a vyzářují ji jednak do kosmického prostoru, jednak zpět k zemskému povrchu. Kompenzují tak ztrátu energie způsobenou jeho dlouhovlnným vyzařováním. Skleníkový efekt je přirozeným jevem naší planety, bez jeho existence by měl její povrch teplotu přibližně -19°C . Plyny, které působí skleníkový efekt se nazývají skleníkové nebo radiačně aktivní plyny (Kalvová, Moldan 1996).

Antropogenní emise skleníkových plynů mají za následek růst jejich koncentrací v atmosféře a tedy zesilování přirozeného skleníkového efektu atmosféry. Zesilování skleníkového efektu může pak ve svých důsledcích vést k výraznému růstu globálního ročního průměru teploty vzduchu při zemském povrchu, k tzv. globálnímu oteplování, ke změně atmosférických srážek, oblačnosti a dalších charakteristik klimatu. Růst teploty zemského povrchu může způsobit tání ledovců, zvýšení hladiny oceánů a moří (zatopení pobřežních oblastí). Může dojít k častějším výskytům extrémních jevů jako horkých vln, období sucha, přivalových srážek apod. V historii Země docházelo k značným výkyvům koncentrace CO_2 v atmosféře. Koncentraci CO_2 a dalších skleníkových plynů uvádí následující tabulka (Kalvová 1991, 1996).

Tab. x. Koncentrace CO₂ a dalších základních skleníkových plynů. Převzato z [IPCC 95].

	CO ₂	CH ₄	N ₂ O	CFC-11	HCFC-22	CF ₄
Předindustriální koncentrace	280 ppm	700 ppb	275 ppb	0	0	0
Koncentrace v roce 1994	358 ppm	1720 ppb	312 ppb	268 ppt	110 ppt	72 ppt
přírůstek	1,5 ppm/rok	10 ppb/rok	0,8 ppb/rok	0 ppt/rok	5 ppt/rok	1,2 ppt/rok
přírůstek [%/rok]	0,4	0,6	0,25	0	5	2
Doba setrvání v atmosféře [rok]	50-200	12	120	50	12	50 000

ppm - parts per milion, tzn. počet objemových částí sledované plynné látky v milionu objemových částí vzduchu

ppb - parts per billion, 1 ppb = 10⁻³ ppm

ppt - parts per trillion, 1 ppt = 10⁻⁶ ppm

IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change

Podíl jednotlivých plynů na skleníkovém efektu atmosféry závisí na jejich koncentraci v atmosféře a na tom, jak účinně dlouhovlnné záření pohlcují a vyzařují, a které vlnové délky záření pohlcují. Vodní pára i CO₂ pohlcují dlouhovlnnou radiaci v celé řadě spektrálních pásem. Existuje však oblast vlnových délek, tzv. atmosférické okno (mezi 8x10³ nm a 12x10³ nm), kde je absorpce vodní párou a oxidem uhličitým slabá. A právě zde se mohou navzdory své malé koncentraci uplatňovat další skleníkové plyny jako N₂O, CH₄, CFC a O₃. Jejich molekuly, uvolňované nyní do atmosféry, mohou být proto při pohlcování tepelné radiace mnohem účinnější než jedna molekula CO₂, např. účinek jedné molekuly některých freonů je řádově 10 000krát větší. V desetiletí 1980-1990 činil podíl CO₂ na zesilování skleníkového efektu 55%, CH₄ 15%, N₂O 6%, a CFC 24% (IPCC 90). Očekává se, že i v budoucnu bude dominantní roli hrát oxid uhličitý (Kalvová, Moldan 1996).

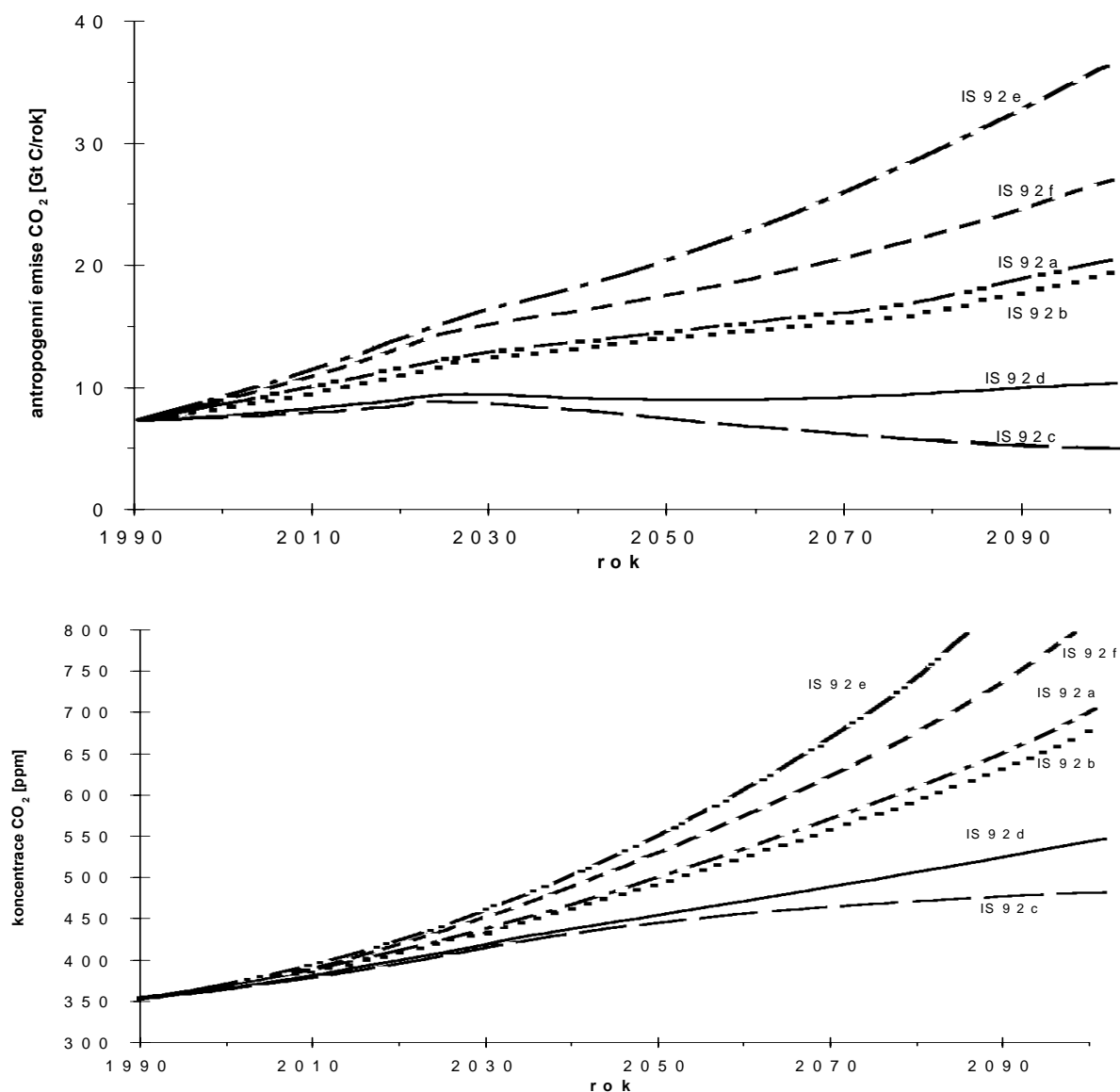
Pro posouzení možných následků antropogenního uvolňování skleníkových plynů do atmosféry je třeba odhadnout vývoj emisí těchto plynů v budoucnu, vytvořit tzv. scénáře emisí. Dnes se používají zejména scénáře vypracované experty soustředěnými v Mezivládním panelu pro změny klimatu (IPCC - Intergovernmental Panel on Climate Change). V těchto scénářích se pracuje s odhady ekonomického růstu, technologického vývoje, vývoje populace, spotřeby energie a struktury jejich zdrojů, míry odlesňování, způsobu využití půdy atd. Za povšimnutí stojí, že i zastavení růstu emisí CO₂ do atmosféry (scénář c) znamená v nejbližších desetiletích stále růst koncentrací CO₂ (obr. č. 1).

Změny (mezi rokem 1990 a 2100) globálního průměru teploty vzduchu při zemském povrchu, vyvolané růstem koncentrací skleníkových plynů v atmosféře, se podle odhadů odborníků IPCC 95 pohybují v rozsahu od 1° (spodní odhad) do 4,5 °C (horní odhad). Předpokládané zvýšení globálního průměru výšky hladiny oceánů činí 26 až 104 cm. Střední odhad změn představuje 2 °C a 49 cm (Kalvová, Moldan 1996). Největší růst ročních průměrů teploty se předpokládá ve vysokých zeměpisných šířkách severní polokoule, a to v pozdním podzimu a v zimě. Může rovněž dojít ke zvýšení úhrnů srážek, zejména ve vysokých zeměpisných šířkách v zimě a v našich zeměpisných šířkách k poklesu srážek v létě. Podle IPCC 95 by průměrný růst globálního ročního průměru teploty vzdu-

chu přesahoval změny, které se odehrávaly v rámci posledních 10 000 let. Předpokládaná změna klimatu může mít za následek řadu nepříznivých vlivů na ekologické systémy a socioekonomické sektory (produkce potravin, vodní zdroje, lidské zdraví). Jedinou cestou jak zabránit závažným antropogenním změnám klimatu je podstatně omezit emise skleníkových plynů do atmosféry.

Zásah člověka do složení atmosféry v globálním měřítku se považuje za tak závažný, že v roce 1992 byla uzavřena mezinárodní dohoda nazvaná „Rámcová úmluva OSN o změně klimatu“. ČR k této úmluvě přistoupila 7. 10. 1993 (Kalvová, Moldan 1996).

Obr. č. 1



Antropogenní emise CO₂ podle scénáře emisí (horní obrázek) a odpovídající koncentrace (spodní obrázek). Převzato z IPCC 95.

2.2 Porušování ozonové vrstvy

Stratosférický ozon tvořící většinu ozonové vrstvy naší planety, působí jako filtr ultrafialového (zkráceně UV) slunečního záření a chrání tak život na Zemi před jeho škodlivými účinky. Zásahy do ozonové vrstvy naší planety jsou tedy velmi nebezpečné. Změny stratosférického ozonu je nutno odlišit od problematiky troposférického ozonu. Vzhledem k tomu, že se jedná o toxický plyn, jsou následky pro člověka, ale i život na Zemi škodlivé.

Stratosférický ozon je jedním z nejdůležitějších stopových plynů v atmosféře. Hraje velmi důležitou roli v radiční bilanci stratosféry a tím i klimatu naší planety. Působí jako přirozený filtr chránící život na Zemi před tzv. biologicky aktivní složkou ultrafialového záření Slunce o vlnových délkách 280-320 nm (UV-B složka záření)(Kalvová 1993).

Sluneční záření procházející atmosférou je postupně zeslabováno. Sluneční radiace s nejkratšími vlnovými délkami 200-242 nm je většinou absorbována již ve vyšších vrstvách atmosféry, zejména molekulami kyslíku. Fotodisociace molekul kyslíku vede pak k vytváření ozonu v těchto hladinách. Ozon sám absorbuje radiaci především v oblasti 200 až 300 nm (tzv. Hartleyův absorpční pás). Maximální pohlcení (v Hartleyově pásu) je na vlnové délce 253,65 nm. Na tento pás navazuje pak slabší Hugginsův pás (od 300 do 360 nm), složený z poměrně ostrých čar. Několik absorpčních čar můžeme najít i v infračervené části spektra slunečního záření. Na zemský povrch se dostává většinou pouze sluneční radiace s vlnovými délkami většími než 290 nm. Pokles intenzity ultrafialového záření na zemském povrchu se zmenšující se vlnovou délkou v okolí prahových hodnot 290-295 nm je velmi prudký právě díky velkým absorpčním schopnostem O_3 pro vlnové délky < 300 nm. Intenzita UV-B radiace na zemském povrchu závisí tedy značně na stavu ozonoféry. Protože biologický efekt UV radiace o vlnové délce 290 nm je asi 10 000 krát větší než poškození radiací o vlnové délce 320 nm, zasluhuje si každý úbytek stratosférického ozonu značnou pozornost. Vztah mezi poklesem ozonu a růstem UV-B radiace není ale jednoduchý, protože UV-B záření není pohlcováno pouze ozonem, ale i atmosférickými aerosoly, oblaky a prachem. Znečištěná atmosféra v městských aglomeracích má např. za následek zeslabení ultrafialového záření dopadajícího na zemský povrch o 5 - 30 % ve srovnání s okolím (Kalvová, Moldan 1996).

Pohlcováním ultrafialového záření Slunce působí ozon na teplotní strukturu stratosféry a následně na dynamické procesy zde probíhající a chrání život na Zemi. Narušení ozonoféry se proto může projevit změnami regionálního a globálního klimatu a může mít přímé biologické následky.

Úhrnné množství stratosférického ozonu ve sloupci vzduchu nad určitým místem se měří pomocí absorpce ultrafialového slunečního záření a vyjadřuje se v tzv. Dobsonových jednotkách. Jeden Dobson odpovídá vrstvě ozonu (při normální teplotě a tlaku) o síle jedné setiny mm. Průměrné úrovně úhrnného stratosférického ozonu se pohybují v rozmezí 300 až 400 Dobsonů, to znamená, že ozon by vytvořil vrstvu 3 až 4 mm silnou. Člověk může porušit rovnováhu stratosférického ozonu jakoukoliv činností, v důsledku které poruší procesy rozkladu O_3 ve stratosféře a zasáhne do koloběhu uhlíku a dusíku. V současné době je pozornost především soustředěna na antropogenní zásahy do NO_x , ClO_x a BrO_x cyklů a za nejdůležitější narušovatele ozonoféry se považují halogenované uhlovodíky, metan a oxidy dusíku (Kalvová 1991).

Rozvoj chladicí techniky ve 20. letech tohoto století vedl k hledání nových chladicích médií, která by nebyla toxická a nepodporovala korozi kovů. Tomuto účelu vyhovovaly sloučeniny fluoru a

chlóru s metanem, etanem a cyklobutanem (tzv. chlorofluorovodíky nebo též úplně halogenované uhlovodíky), které dostaly technický název freony, zkráceně CFC nebo také pouze F. Vedle chladicí techniky se tyto látky začaly používat jako hnací plyny do aerosolových rozprašovačů, nadouvadla pro výrobu pěnových hmot, čisticí a odmašťovací prostředky, v protipožární technice. Nejznámější jsou zřejmě CFC 11 (CFCl_3) a CFC 12 (CF_2Cl_2). Jedna z předností halogenovaných uhlovodíků, chemická stálost, se nyní ukázala jako vysoce nebezpečná, neboť tyto látky se staly hlavním antropogenním zdrojem radikálů ClO_x ve stratosféře. Při objevení ClO_x cyklu v polovině 70. let vzbudily pozornost především CFC 11 a 12, jejichž emise v období 1960-1974 velmi prudce rostly. V roce 1954 představovala např. produkce CFC 11 a CFC 12 75 000 tun, v roce 1974 již 800 000 tun. V následujících letech se růst produkce těchto látek v důsledku kampaně vedené na ochranu ozonoféry značně zpomalil. Jejich koncentrace ve stratosféře však vzhledem k značně dlouhé době, po kterou jsou schopny setrvávat v atmosféře (většinou přes 40 roků) stále roste a růst musíme očekávat i v budoucnu. Dalším důležitým antropogenním zdrojem chlóru ve stratosféře je rovněž chlorid uhlíčitý (CCl_4) a metylechloroform ($\text{C}_2\text{H}_3\text{CCl}_3$), (Kalvová, Moldan 1996).

Stratosférický ozon pohlcuje velmi silně sluneční radiaci o vlnových délkách kratších než 300 nm. Chrání tak život na Zemi před biologicky neaktivnější složkou UV záření. Pokles celkového ozonu o 1 % může mít za následek zvýšení UV-B radiace o 2 %. Vzrůst UV-B radiace může negativně ovlivnit lidské zdraví a život organismů (Kalvová 1991).

Člověk reaguje na UV záření mnoha způsoby, vytvářením vitamínu D_3 , opálením, očními chorobami (sněžnou slepotou, očním zákalem), chorobami kůže (poruchami elasticity, kožními rakovinami). Působení může být tedy pozitivní i negativní. Potenciální poškození organismu záleží při tom nejen na spektrálním složení radiace (fotony s vlnovou délkou 290 nm jsou zhruba o 4 řády účinnější než fotony s vlnovou délkou 320 nm) a době, po kterou je organismus záření vystaven, ale i na biologických faktorech, životním prostředí a způsobu života. Závisí např. i na tradičním způsobu oblékání. Původní obyvatelé oblastí s vysokou UV-B složkou radiace se rozhodně nevystavovali nechráněni slunečnímu záření (Kalvová 1993).

U rostlinných druhů nejsou důsledky zvýšení UV-B radiace jednoznačné. Studie ukazují, že některé rostliny reagují na změnu UV-B radiace velmi silně, u jiných je odezva slabá. Výsledky laboratorních pokusů ukazují, že u některých hospodářských plodin (např. ječmene, fazolí, kukuřice, brambor) se větší zvýšení UV-B radiace projevuje snížením výnosů. Vlivem nejednoznačného působení na jednotlivé rostlinné druhy je potenciální nebezpečí závažného narušení přírodního ekosystému vysoké.

Zjištění, že chlór a bróm uvolňovaný z freonů a halonů ve stratosféře může závažným způsobem narušit ozonoféru iniciovalo nejen světovou vědeckou, ale i politickou veřejnost. Pod záštitou OSN byla v březnu 1985 přijata tzv. Vídeňská úmluva o ochraně ozonové vrstvy. V r. 1987 byl pak přijat tzv. Montrealský protokol o látkách, které poškozují ozonovou vrstvu. V protokolu jsou uvedeny dvě skupiny látek nebezpečných pro ozonoféru, jejichž produkce a spotřeba má být regulována a stanoveny časové horizonty regulací. Do první skupiny látek, u které se předpokládalo postupné snižování výroby a spotřeby, byly zařazeny CFC 11, 12, 113, 114, 115, druhou skupinu (předpokládalo se pouze zmrazení produkce a spotřeby) tvořily halony. Do roku 1990 přistoupilo k přijetí Montrealského protokolu více než 60 zemí. Jednalo se převážně o země, které vyráběly většinu v protokolu

uváděných látek. Další krok k nápravě byl v červnu 1990, kdy se účastnické strany Montrealského protokolu sešly v Londýně, aby posoudily možnost revize a doplnění tohoto protokolu. Zde se k těmto iniciativám připojila ČSFR. V listopadu 1992 byla do dodatku k Montrealskému protokolu vložena zpřísnění. V listopadu 1993 se konala další schůzka signatářů a byly učiněny dohody týkající se financování některých akcí. Na dalších schůzkách (1994 Nairobi, 1995 Vídeň) byly upřesněny podmínky směřující k zastavení produkce a užívání látek poškozujících ozonovou vrstvu.

2.3 Kyselé srážky (*kyselá atmosférická depozice*)

Příčinami kyselé atmosférické depozice jsou především antropogenní emise oxidů síry a oxidů dusíku do ovzduší. Oxid síry a oxidy dusíku po reakci s vodou, ale i v plynné podobě působí jako kyseliny. Okyselení, snížení pH ovlivňuje změnu prostředí tekoucích i stojatých vod, půdy a rostlin, urychluje korozi fasád, konstrukcí aj. V této souvislosti vzniká rovněž otázka do jaké míry kyselý déšť ohrožuje rostliny a spolu s plynnými formami SO₂ a NO_x se také podílí na jejich poškozování.

Kyselý déšť, i když jistě škodí velmi výrazně nemůže být považován za jedinou příčinu celkové acidifikace prostředí. Zásahem člověka do lesních ekosystémů, zejména zavedením jehličnatých monokultur, dochází i bez účasti emisí na většině půdotvorných substrátů k postupnému okyselování půdy vlivem kyselého opadu a ke vzniku surového humusu. Ve vazbě na zvýšenou koncentraci přízemního ozonu jsou kyselé srážky nebezpečné pro jehličnaté lesy mírného pásma (Dirner 1997).

Vzhledem k tomu, že znečištění ovzduší již dávno přestalo být lokálním problémem, nebo pouze regionálním problémem a stalo se problémem globálním, dají se předpokládat negativní změny a působení kyselých srážek, ale i plynných imisí v těch oblastech, kde nejsou produkovány. Dochází tak k narušování ekosystémů, ať již přirozeně labilních nebo labilních v důsledku předcházejících zásahů člověka (jehličnaté monokultury). Z toho vyplývá, že předpoklady k ekologickým katastrofám vytvořil člověk již dříve, než začal produkovat emise. V současné, ale zejména v uplynulé době emisemi všeho druhu pouze dovršuje to, co v lesích započaly dřívější generace v různých epochách ekonomického vývoje, které nebraly v úvahu ekologické zákonitosti.

2.4 Ohrožení biologické diverzity

Během posledních dvou miliard let vzniklo na planetě několik set milionů až několik miliard druhů organismů. Podle odhadů biologických oborů žije v současné době na Zemi minimálně 5 a maximálně až 100 milionů druhů různých organismů. Popsáno, ale spíše jen vědecky pojmenováno bylo dosud pouze něco přes 1 400 000 druhů. O zbytku, tedy o většině nemá světová věda žádnou bližší informaci (Mezřický a kol. 1996).

Diverzita v přírodě je pestrost druhů a společenstev. Vlivem přírodního výběru dochází ke vzniku nových druhů a vazeb a zániku starých. Jedná se vždy o procesy dlouhodobé (v časovém horizontu tisíců generací). Příčiny ohrožení biologické rozmanitosti spočívají zejména v růstu lidské populace a důsledcích lidské činnosti.

2.5 Problémy dalekosáhlého dopadu

2.5.1 Degradace půdy (ohrožení)

Vážným problémem je okyselování půd. Může mít různé příčiny související s nevhodnou výživou, s kyselými srážkami atd. Dále je to přeměna úrodných půd na neúrodné (desertifikace). K tomuto nebezpečnému vývoji dochází zejména v Africe a v Asii. Odhaduje se, že za uplynulých 50 let Sahara pohltila v důsledku svého šíření na jih asi 65 mil. ha dříve produktivní půdy. Příčinou postupu pouští jsou nevhodné způsoby hospodaření často v poměrně hustě zalidněných oblastech: špatné obdělávání zemědělské půdy, zasolení zavlažovaných pozemků, nadměrná pastva a odlesňování krajiny.

K tomu mohou přistupovat klimatické změny, které mohou být do jisté míry vyvolávány činností člověka.

2.5.2 Kontaminace vodních toků, moří a oceánů

Ke znečišťování řek dochází jednak z bodových zdrojů znečištění (z průmyslových závodů a měst), jednak z plošných zdrojů (z ploch intenzivně zemědělsky využívaných). Podobně znečišťují města a průmyslové podniky pobřeží moří. Odpadní vody z průmyslu a měst, přinášené řekami, znečišťují především uzavřená moře, jako jsou Baltské, Středozemní, Černé a Kaspické moře, dále okrajová moře, např. Severní a Japonské moře. Obecně ohrožuje moře a oceány těžba nerostných surovin z mořského dna a námořní doprava, zejména těžba a přeprava ropy tankery i potrubím.

2.5.3 Produkce odpadů (kvantita, toxicita, radioaktivita)

Se vzrůstající spotřebou ve společnosti vzniká stále větší množství odpadů a to jak komunálních, toxických, tak i radioaktivních. Chemické látky s různým stupněm nebezpečnosti vznikají jako vedlejší doprovodné a nevyužitelné produkty průmyslových výrob. Jsou vypouštěny do ovzduší, vod nebo ukládány na odkaliště či skládky. Mnohé ztrácejí jedovatost velmi pomalu nebo ji neztrácejí vůbec.

2.5.4 Úbytek lesních porostů

Ročně na světě ubývá 113 tisíc km² lesů, z toho je 73 tis. km² lesů tropických. Tropické lesy jsou vzácným přírodním bohatstvím. Žije v nich nesmírné množství druhů rostlin a živočichů, často nepoznaných a neprozkoumaných, s předpokladem být alternativními zdroji v budoucnosti, např. pro zemědělství, pro průmysl, nebo pro výrobu léčiv. Bude-li kácení tropických lesů nadále pokračovat dosavadním tempem, zmizí tyto lesy do 40 let z povrchu Země. Půda na místě vykácených tropických lesů není příliš úrodná. Bez ochrany hustého porostu se její kvalita rychle zhoršuje a je ničena erozí (proto se na odlesněných plochách ponejvíce chová dobytek). V tropických oblastech a na jižní polokouli převyšuje těžba dřeva mnohonásobně nad přirozeným přírůstkem a výsadbou.

2.5.5 Růst světové populace

Roční přírůstek ke stávajícímu počtu lidí představuje zhruba 90 milionů lidí (Mezřický 1996). V roce 2050 je předpoklad, že počet obyvatel dosáhne 11 miliard. Demografický vývoj je v různých

částech světa nerovnoměrný. Největší je v nejchudších rozvojových státech. Vyspělé státy mají populaci více méně stabilizovanou. Převážná většina obyvatel bude žít v budoucnu zřejmě v obrovských velkoměstech.

2.5.6 Průmyslový růst a spotřeba přírodních zdrojů

Spotřeba energie, čerpání nerostných surovin a energetických zdrojů a s tím související zátěž životního prostředí rostla v průmyslově vyspělých zemích (OECD) do 70 let cca o 5 % ročně (Mezřický 1996). Koncem 80 let je zaznamenán prudký nárůst spotřeby energie a nerostných surovin v řadě rozvojových zemí (v důsledku přesunů výroby průmyslových odvětví silně poškozujících životní prostředí). Tato vlna zahrnovala především asijské státy.

2.5.7 Hrozba potravinové krize

S rychlým růstem světové populace, snížením úrodnosti půd, orientací rozvojových zemí na pěstování komerčních monokultur, zábory zemědělských půd, nízkou úrovní zemědělských technologií v rozvojových zemích souvisí snižující se výroba potravin.

2.5.8 Hrozba energetické krize

Energetická náročnost hospodářské činnosti zaznamenává v 90 letech podstatně pomalejší růst. V budoucnu lze ve vyspělých státech očekávat stagnaci až mírný pokles. V rozvojových státech pak nárůst spotřeby energie. Ve světovém měřítku lze tedy očekávat, že v budoucnu bude spotřeba energie růst. Není třeba se obávat nedostatku fosilních paliv pro příštích cca 30 let (Moldan 1995). Obava o nedostatek energetických zdrojů byla silná počátkem sedmdesátých let.

3 ZÁKLADY OCHRANY A TVORBY KRAJINY

Ochrana a tvorba krajiny zahrnuje péči o krajinu, ochranu přírody, sadovnictví, uvědomělé využívání přírodních zdrojů, meliorace, pozemkové úpravy aj.

Péče o krajinu

Představuje plánovací a realizační opatření pro uspořádání ochrany a rozvoje krajiny mimo sídlištní aglomerace. Řeší otázky uspořádání a exploataci volné krajiny a její ochranu. Péče o krajinu je řešení vzájemné interakce mezi obyvatelností a ekonomickou využitelností krajiny, včetně strategie a taktiky řízení s cílem dosažení harmonické syntézy přírodních a umělých složek prostředí.

Tvorba krajiny

Tohoto pojmu se doporučuje používat pouze v případech, kdy zásahy člověka do krajiny jsou takové, že se např. mění celý reliéf krajiny (povrchová hnědouhelná těžba) nebo vybudování vodní nádrže (údolní přehrady), což je spojeno s výraznými změnami v krajinných ekosystémech. Tato terminologie není zatím ustálena, ale i přesto např. realizaci osevních postupů v zemědělské velkovýrobě nelze zařadit do tvorby krajiny. Stejně tak je sporné označování různých sadovnických nebo krajinářsko-sadovnických výsadeb za součást tvorby krajiny.

Při posuzování této terminologie je třeba vycházet ze skutečnosti, že člověk v generelním měřítku přírodní prostředí netvoří, protože se sám vyvinul jako součást tohoto prostředí. V krajních případech se snaží přírodní prostředí přetvořit, nebo upravit podle svých potřeb. Právě tuto jeho snahu však nemůžeme vždy hodnotit v kladném slova smyslu. Člověk v mnoha případech svojí činností přírodní prostředí devastuje. Bohužel však v současné době lidstvo disponuje takovými ničivými prostředky, jejichž nasazením by mohlo zničit nejen samo sebe, ale celý život planety.

3.1 Krajina a její definice

Krajina je označována jako funkčně propojená složitá prostorová mozaika ekosystémů určitého území. Její definice jsou závislé na tom z jakého pohledu je definována nebo hodnocena. Tak např. z geografického hlediska představuje krajina objekt zkoumání složek vzájemně na sebe působících jako jsou: ovzduší – půda – reliéf – vodstvo – rostlinstvo – živočišstvo – díla vytvořená člověkem.

Krajina je výslednicí dlouho působících abiotických činitelů podmiňujících život organismů. Tyto činitele působí zpětně na prostředí a mění tvářnost krajiny. V tomto pojetí (aniž bereme v úvahu vlivy lidské společnosti v izolované, dnes již jen teoretické podobě) soubor složek existuje v dynamických vazbách, přímých i zprostředkovaných, zpětných a druhotných.

Krajina je rovněž hodnocena jako soubor přírodních jevů podmíněný historicky. V historickém pojetí je to území, jež se po určitou dobu svérázně a +- shodně vyvíjelo geopoliticky, hospodářsky i kulturně v závislosti na přírodních podmínkách vyplývajících v podstatě ze zeměpisné polohy.

V demografickém pojetí se krajinou rozumí území obývané určitou populací lidí, vyznačující se společnými vlastnostmi a znaky, které ji odlišují od jiných populací (etnických jednotek různého stupně jako jsou rasy, kmeny, národy apod.).

Z hlediska ekonomického je krajina území, které prošlo určitým hospodářským vývojem a je vhodné pro specializované hospodářské využití, nebo bude v budoucnu určitým ekonomickým cílům sloužit (plánované přeměny využití území krajiny např. převod lesní půdy na půdu zemědělskou, trvalého drnového fondu na půdu ornou, vysušených bažin na půdu zemědělskou apod.).

Z hlediska urbanistického se za krajinu považuje území, které by se mělo zahrnout do souborné úpravy určitého životního prostředí, které by bylo pro dané území specifickým (výstavba sídlišť a jiných aglomerací).

Z hlediska zdravotně-hygienického se za krajinu považuje území charakterizované primárními a sekundárními zdravotními a hygienickými podmínkami pro člověka nebo lidi určité populace.

Z hlediska správního se krajinou označuje území vymezené zpravidla umělou hranicí, jež se spravuje z jednoho centra (obec, okres, kraj, země, stát).

Z hlediska člověka je krajina chápána jakou součástí prostorově vymezené plochy, kterou lze registrovat zrakem.

Objekty skládající krajinu jsou zařazovány do třech okruhů jevů podle původu, které podléhají rozdílným zákonitostem:

- **abiotický** – vždy přítomný, charakterizovaný fyzikálními a chemickými jevy v litosféře, atmosféře a hydrosféře
- **biologický** – přítomný mimo pustiny a nejextrémnější pouště, charakterizovaný a ovládaný biologickou kauzalitou v biosféře
- **antropický** – lidským vědomím ovlivněný ve všech kulturních krajinách. Podléhá sociálně-ekonomickým principům v interakci s přírodní kauzalitou a je ovlivňován subjektivní motivací společnosti i jedinců (antroposféra Buchwald 1967, neosféra Teilhardt 1956).

Potíže komplexního zkoumání krajiny vyplývají hlavně z nezbytnosti syntetizovat výsledky různých metodických přístupů k objektu. Výzkum a posuzování libovolné krajiny nemůže existovat bez vědních oborů jako ekologie, geologie, geografie, geomorfologie, klimatologie, hydrologie a dalších biologických disciplin.

Biologie krajiny reprezentuje obor, který se zabývá komplexním studiem a praktickým řešením vzájemných vztahů souboru abiotických a biotických krajinných prvků a jejich prostředí (např. vztahy mezi půdou – rostlinami a živočichy).

Krajinný prvek je přirozený nebo umělý útvar v přírodě (solitér, skupina stromů, geomorfologický útvar, stavba nebo výrobní zařízení – silnice, železnice aj.).

Ekologie krajiny (Troll 1939) se zabývá studiem celého komplexu vztahů mezi společenstvem organismů (biocenosami) a jejich životním prostředím v určitém segmentu krajiny.

Podle Růžičky (1965) zkoumá ekologie procesy a vztahy mezi vegetací, živočištvem a prostředím uvnitř ekosystému i vztahy mezi ekosystémy a jejich jednotlivými složkami. Aplikuje ekologické vztahy z menších jednotek a ploch na širší rámec krajinného celku. Při chápání krajiny jako krajinného prostředí dostává i ekologie krajiny širší obsah, protože se zabývá prakticky vzájemnou interakcí abiotického a biotického světa.

3.2 **Krajina, její prvky, činitelé a složky**

Termínu krajina, jak již bylo uvedeno je používáno v různé interpretaci. V odborné terminologii se často mluví o krajině s určitými specifickými přívlastky jako např.: krajina původní, přirozená, umělá, kulturní, kultivovaná, nekultivovaná, narušená, devastovaná, zdravá, obytná, obydlená, neo-bydlená, oživená, průmyslová, zemědělská, lesnatá, pustá, hornatá, vrchovinná, horská, nížinná aj. Název krajiny je tedy ovlivněn v závislosti na tom, z jakých hledisek zkoumání a zájmu člověka nebo společnosti ji posuzujeme.

V našich podmínkách se nejčastěji setkáváme s kulturní krajinou, která reprezentuje krajinu, jejíž některé prvky byly přetvořeny a silně ovlivněny člověkem. Označení kulturní krajiny se často spojuje s velkými sociálními a hospodářskými přeměnami v posledních stoletích a jmenovitě v tomto století se mnohdy jeví jako paradox, protože vzniká značná disproporce mezi úrovní výrobních sil a biologicky správným uspořádáním krajiny (např. znečištění vodních zdrojů a ovzduší).

Jednostranný tlak na krajinu se projevuje narušením dynamiky biotických a abiotických procesů. Důsledky takového narušení se projevují např. v zintenzivnění erozivní činnosti (např. po nesprávně provedených pozemkových úpravách), ve snížení úrodnosti půdy, v rozkolísanosti režimu povrchového odtoku vody, nepříznivými změnami v klimatu, mikroklimatu, mezoklimatu.

Z kulturní krajiny pak negativní činností člověka může vznikat narušená – devastovaná krajina, která začíná zpětně nepříznivě působit na člověka a ztrácí rovněž schopnost plnit funkce, které člověk očekává od kulturní krajiny.

Řešení disproporcí mezi biologickým potenciálem krajiny a nároky společnosti na využívání tohoto potenciálu pro produkci biomasy (zemědělská krajina, lesnatá krajina) je nejenom ekologickým, ale i biologickým zájmem člověka. Maximální vliv člověka na krajinu event. její jednotlivé složky spočívá v kultivaci krajiny v širokém slova smyslu.

Proces kultivace krajiny je usměrňovaný a určovaný těmito základními podmínkami:

- úrovní kulturního rozvoje společnosti
- hospodářskou situací závislou na úrovni výrobních sil
- přírodními podmínkami
- společenským řádem a závislostí na četnosti populace a dosažené životní úrovni

Na základě vzájemného působení uvedených podmínek je možno rozlišovat typy krajiny s odlišnou genezí.

Do první skupiny typů můžeme zařadit takové krajiny, na jejichž vývoji se převážně uplatňují přírodní podmínky z toho důvodu, že úroveň kulturního vývoje společnosti, její hospodářská situace v určitém čase, nebo prostoru nezasahuje nebo nepřetváří tuto krajinu. Je to skupina typů tzv. nekultivované krajiny a Růžička (1970) ji dělí na tři základní typy:

Původní krajina

Vznikla dlouhodobým působením přírodních složek a faktorů. Znamená to, že se jí nedotkl v podstatě přechod člověka – lovce na pastevectví, ale zejména na zemědělský způsob života.

Přirozená krajina

Odpovídá přírodním podmínkám, kde se zásahy člověka neprojevují rušivě a to buď proto, že není vůbec přítomen nebo proto, že jeho závislost na přírodních podmínkách je velká (protože nemá technické ani ekonomické možnosti se této zákonitosti vymanit). V současném období jsou to hlavně pralesy, tajga, tundra, step, polopouště apod.

Přirozená krajina vznikla z původní krajiny dlouhodobým soužitím člověka s přírodou. Často je však možné přirozenou krajinu ztotožnit s původní, a to tehdy, když současné přírodní podmínky nebyly člověkem natolik ovlivněny, takže odpovídají přírodním.

Nekultivovaná krajina

Představuje původní nebo přirozenou krajinu ovlivněnou dočasnými, případně trvalými sídlišti člověka budovanými z přírodního materiálu. Člověk zejména přechodem na kočovné pastevectví měnil krajinu, ale jeho vliv nebyl v tomto případě trvalý. Po vyčerpání potravních možností ponechal krajinu jejímu dalšímu přírodnímu vývoji, který však vždy nesměřoval k opětné restauraci původní krajiny.

Kultivovaná krajina (kulturní krajina)

Ve které se rozvíjí hospodářská činnost člověka v souladu s přírodními podmínkami a přírodní zdroje jsou racionálně využívány. Druhotná struktura krajiny vychází z původní a vliv člověka podstatně nenarušuje biologickou hodnotu v krajině. Poměr přirozených prvků k druhotným je v souladu s přírodními podmínkami a produktivita se blíží k potenciálním možnostem krajiny.

Narušená krajina

Je charakterizována neracionálním využíváním přírodních zdrojů a hospodářská činnost člověka negativně ovlivňuje přírodní podmínky. Narušování biologické rovnováhy je podstatné, dochází ke změnám v sekundární struktuře, která se vytváří v kultivované krajině. V narušené krajině jsou ještě potenciální možnosti regenerace, ať již přirozenou nebo technickou cestou.

Devastovaná krajina

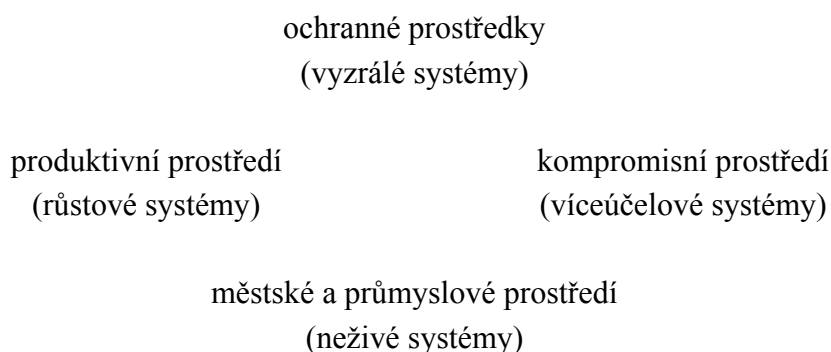
Ztratila svoji strukturu a biologická rovnováha je zcela narušená. Devastační procesy vznikající při hospodářské činnosti člověka dosáhly již takové intenzity, že zasahují samu biologickou podstatu krajiny a regenerace původní krajiny již není možná. Nastupuje zde však úkol, přetvořit tuto krajinu systémem technických a biotechnických úprav. Při těchto úpravách – rekultivacích dochází většinou již k takovému rozsahu prací, že právě v této souvislosti můžeme mluvit o následné tvorbě krajiny (rekultivace po povrchové těžbě hnědého uhlí).

3.3 Modelové členění krajiny

Přes pokročilý stav současných znalostí neznáme dosud optimální členění kulturní krajiny tak jak vznikla a nadále vzniká vzájemnou interakcí s člověkem. Odum (1977) se snaží řešit tento problém systémovým přístupem tím, že rozčleňuje krajinu na oddíly, v nichž by mohly být ekosystémy růstového, vyváženého i přechodného typu spjaté s městskými i s průmyslovými aglomeracemi, a to k vzájemnému oboustrannému prospěchu. Kdybychom znali koeficienty přenosu určující tok ener-

gie a pohyb látek i organismů (včetně člověka) mezi těmito oddíly, bylo by možné pomocí analogových počítačů zjistit vhodné hranice velikosti a obsahu každého oddílu. Počátkem těchto úvah je jednoduchý model (viz schema), který sestává ze čtyř oddílů (systémů) se stejnou plochou, rozčleněných podle základních bioticko-funkčních hledisek, tj. podle toho, zda je území:

- produktivní
- ochranné
- kompromisem mezi oběma
- městske-průmyslová aglomerace



Schema Model požadavků lidské společnosti na prostředí v závislosti na vývoji ekosystémů a požadavků na životně nezbytné zdroje

Současným zpřesňováním koeficientů přenosů na základě celosvětových situací a simulací změn ve velikosti i obsahu každého oddílu by pak bylo možné na počítači objektivně určit vhodné meze pro každý oddíl tak, aby byla uchována oblastní i světová rovnováha při výměně životně důležité energie a látek. Poskytne rovněž prostředek k vyhodnocení energetických ztrát v ekosystémech postižených znečištěním, radiací, sklízní a jinými stresy (Odum 1977).

Otevřené oceány by mohly být navždy ponechány spíše jako teritoria ochranná než produkční, protože ovládají biosféru. Moře řídí podnebí a ovládá rovněž i rychlosti rozkladu a obnovování živin, čímž vytváří a udržuje vysoce aerobní suchozemské prostředí, k čemuž jsou přizpůsobeny vyšší formy života včetně člověka. Eutrofizace oceánu v důsledku úsilí získat poslední zdroje pro lidstvo by mohlo mít neblahý vliv na tepelné a plynné rovnováhy v ovzduší.

3.4 Biologická rovnováha krajiny

Součástí biologické rovnováhy krajiny je biologická rovnováha ekosystémů, které krajinu tvoří. Biologická rovnováha je tedy stav živé složky ekosystému (biotického komplexu), ve kterém v důsledku vzájemného ovlivnění jeho prvků a současně pod vlivem neživé složky (abiotického komplexu) si živá složka zachová zhruba tytéž kvalitativní, kvantitativní, strukturální a funkční vlastnosti, čímž je umožněn jen pozvolný a plynulý vývoj této složky. Paralelně a ve funkční závislosti s vývojem neživé složky a v rámci vývoje celého širšího prostředí ekosystému.

Biologická rovnováha krajiny je takový vzájemný vztah živých krajinotvorných prvků, při kterém jejich vzájemné ovlivnění a současné působení neživých krajinotvorných složek umožňuje jen

plynulý a pozvolný vývoj kvalitativních a kvantitativních a strukturálních vlastností krajiny ve směru růstu její biologické hodnoty.

3.5 Biologická hodnota krajiny

Je kvalitativní vlastnost krajiny, její výše je přímo úměrná množství životních možností, které poskytována krajina poskytuje organismům.

Stabilita je schopnost systému odolávat vnitřním nebo vnějším vlivům a zachovat kvalitativní, kvantitativní, strukturální a funkční vlastnosti systému.

Deteriorizační vlivy jsou takové projevy prvků systému, které systém narušují a ohrožují buď zevnitř nebo zvenčí. V přirozených systémech jsou tyto vlivy rušeny mechanismem stability. V umělých systémech, tj. takových, jejichž existence je podmíněna člověkem, je třeba chybějící nebo nedostatečně účinný mechanismus stability doplňovat stabilizačními opatřeními (agrocenózy jsou výhradně závislé na toku přídatné energie).

3.6 Člověk a biologická rovnováha krajiny

Člověk se vyvinul jako organická součást této planety. V současné době je z gradologického hlediska organismem, který vykazuje všechny znaky přemnožení, tj. takový růst své populace, kterým se projevuje v přírodě jako biotický prvek se silnými deteriorizačními vlivy. Přemnožení člověka, ve srovnání s přemnožením jiných druhů žijících v současné době nebo již vymřelých má mnoho kvalitativních zvláštností. Odehrává se za současného rozvoje velké adaptability člověka jako živočišného druhu a rozvoje jeho schopností poznávat a využívat zákonitosti přírodního dění. Téměř s jistotou lze konstatovat, že se dosud žádný přemnožený organismus na zeměkouli nezamýšlel nad tím, do jaké míry může exploatovat přírodu, jejíž je součástí, aniž by tím zničil sám sebe. Tato otázka je novou kvalitou v gradologii organismů této planety. Tato skutečnost donutila člověka, že se u něho objevují snahy po poznání vzájemných vztahů všech složek přírody, snaha po poznání hranic současných možností využití, případně zneužití přírody v jeho prospěch nebo neprospěch.

Poznání všech vzájemných vztahů a interakce přírodních prvků, zejména pak biotických a abiotických je velmi složitým inter- až multidisciplinárním procesem. Ten se vyvíjí tím pomaleji, čím větší je šíře problémů a zvládnutí všech prvků, ze kterých je zbudován abioticko-biotický komplex každého místa, všech jejich vazeb a jejich funkcí, které jsou (některé z nich) na hranicích současných lidských možností a poznání, eventuálně i zatím za nimi.

3.7 Praktická použitelnost biologické rovnováhy – jako charakteristiky krajiny

Při hodnocení biologické, užitné, obytné, zdravotní, estetické a dalších hodnot krajiny by bylo velmi účelné, kdyby bylo možno biologickou rovnováhu měřit a porovnávat.

Díváme-li se však na krajinu, stejně jako na kteroukoliv jinou část biosféry jako na mozaiku velmi složitých funkčně propojených ekosystémů, jejichž současný stav je výslednicí nesmírně dlouhého vývojového procesu a jestli respektujeme obecně známou skutečnost, že život je projevem pohybu hmoty a tedy vývoj, pak se metodická problematika exaktního použití tzv. biologické rovnováhy značně komplikuje, a to až k nepoužitelnosti z pohledu praxe. Abioticko-biotický komplex prvků

většiny biologicky hodnotných ekosystémů je tak nesmírně bohatý a po funkční stránce složitý. Není metodicky a fyzicky možné, a to ani s použitím moderních pomůcek a postupů zvládnout ho v celé kvantitativní a kvalitativní, strukturální a funkční složitosti a zhodnotit, jestli posuzovaný ekosystém má celkový vývojový trend směrem ke zvyšování biologické hodnoty, nebo je-li v biologické rovnováze a jakou má tato rovnováha stabilitu, nebo k jakým degradačním procesům dochází. Podle Vaňka (1970) je třeba opustit představu o tom, že by bylo možno pracovat v krajinné ekologii s použitím tzv. biologické rovnováhy jako s měřitelnou a exaktně vyjádřitelnou charakteristikou. Z těchto důvodů se vychází při hodnocení z tzv. “biologické hodnoty” jako charakteristiky krajiny.

3.8 Praktická použitelnost “biologické hodnoty” jako charakteristiky krajiny

Při posuzování biologické hodnoty ekosystémů je třeba hledat měřitelné změny, které jsou vyvolány dlouhodobě nebo i dočasně působícími vlivy. Proto je třeba hledat měřitelné charakteristiky, které by byly prakticky použitelné pro vyjadřování biologické hodnoty systémů, pro zhodnocení vývojových trendů a stability těchto systémů.

Měřitelná je řada prvků ekosystému, jako např.: kyselost půdy, teplota, vlhkost, specifická půdní mikroflóra, obsah základních makro- a mikroelementů, složení vzduchu, mikroklima, mezoklima, makroklima, přítomnost a koncentrace různých prvků ve vodních systémech, přebytek nebo nedostatek základních živin v půdě, kontaminace půdy a vody těžkými kovy a jinými toxickými látkami. Je možné rovněž sledovat druhové složení organismů, jejichž početnost vyjadřuje i kvalitativní složení uvnitř biocenosy. Lze tedy různými měřeními získat velké množství údajů o jednotlivých prvcích ekosystémů a dílčí pohledy na některé funkční mechanismy. Přesto celkový funkční efekt v celé šíři a představa o stabilitě systému zůstává mimo dosavadní možnosti poznání.

K objasnění celé řady funkčních vlastností ekosystémů a mechanismů působení ekologických nebo deteriorizačních vlivů ve funkční dynamice ekosystému je však třeba hledat, nalézt a používat kromě konvenčních měření navíc tzv. bioindikátorů.

Bioindikátory mají schopnost, aby pomocí nich mohla být posouzena kvalita abioticko-biotického komplexu v jeho součtové funkci. Mají schopnost indikovat uplatnění jednoho z prvků v jeho konečném výsledku, tj. po korektuře efektivity jeho projevu celým funkčním komplexem systému.

Použití rostlin jako bioindikátorů prokázalo různost toxického účinku stejné koncentrace škodliviny v ovzduší v závislosti na komplexním spolupůsobení vlhkosti, teploty, proudění vzduchu, složení půdy, konfiguraci terénu aj. (smrkové lesní porosty v Krušných horách – SO₂). Je známo, že celá řada rostlinných i živočišných druhů indikuje výsledné působení nebo výsledný projev některých prvků systému – synergismus.

Samotná produkce biomasy je sice užitečným kritériem, který charakterizuje intenzitu asimilace tj. i výši asimilačního koeficientu – syntézy uhlíku, bohužel však necharakterizuje biologickou hodnotu ekosystému, nýbrž pouze jeho produktivitu. Je známou skutečností, že vysoké hodnoty produkce biomasy mohou vznikat v biologicky chudých systémech a stabilita takovýchto systémů, pokud jde o umělé systémy mezi něž lze na první místo zařadit agrocenosa je velmi nestálá a labilní a musí být proto udržovány stabilizačními opatřeními člověka. Za labilní označujeme každý ekosystém

v němž se např. rostliny nebo i živočichové nemohou rozmnožovat přirozenou cestou a silou ekosystému. Hodnoty produkce jsou tedy jedním z kritérií pro posuzování biologické hodnoty systému, ale je třeba posuzovat v závislosti na ostatních člancích ekosystému.

Biologickou hodnotu ekosystému je možno vyjádřit výstižněji počtem druhů organismů, které v ekosystému nacházejí životní příležitost. Změny v biologické hodnotě systémů je možno posuzovat podle změn počtu druhů organismů.

Změny biologické hodnoty je pak možno posuzovat podle změn počtu druhů organismů. Tak např. oživená složka humózního horizontu půdy se vyvíjí v úzké závislosti na ostatních složkách biocenózy (nebo ekosystému) a je s nimi zákonitě funkčně propojena. Biologický stav půdy je tedy jedním z možných charakteristik ekosystému.

Biologická rovnováha v krajině, stejně jako její stabilita jsou projevy, které není možné jednoznačně definovat. Nejedná se zde o statický jev, ale o dynamický proces, který je podmíněný energeticky a funkčně. Tak jako je různorodá krajina, tak jsou různorodé i formy projevu živé hmoty a stejně tak různorodé jsou i dynamické jevy v krajině. V krajině má biologická rovnováha různé formy projevu s hledisky energetickým, produkčním, ekonomickým, funkčním, estetickým, zdravotním aj. Jedním z hledisek podle kterých lze částečně posuzovat biologickou rovnováhu v krajině, zejména v krajině kultivované jsou prostorové vztahy mezi částmi krajiny a různou intenzitou zásahů a využívání člověkem.

3.9 Krajinné prvky

Předurčují sekundární strukturu krajiny, především pak její formální stránku, která je charakterizována prostorovým rozmístěním, které může být:

- **původní** – tj. takové, kdy ještě nedošlo k zásahu člověka do krajiny
- **druhotné** – jsou projevem současného stavu ovlivnění člověkem
- **optimální** – jsou v souladu s normálními přírodními podmínkami a vývojem.

V kulturní krajině silně ovlivněné činností člověka a jeho zásahy do krajiny vzniká obvykle nerovnováha mezi přirozenými krajinnými prvky, prvky sekundárními, případně i umělými. Cílem všech opatření v krajině, např. systémem melioračních prací je dosažení neantagonistického stavu mezi zásahy člověka a přírodními nebo člověkem ovlivněnými krajinnými složkami a prvky.

4 OVZDUŠÍ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

Ovzduším je chápán vzdušný obal zeměkoule zemská atmosféra.

Vlivem přirozených činitelů a vlivem antropogenní činnosti se denně do ovzduší dostává $1 \cdot 10^7$ tun různých znečišťujících látek (Dirner et al. 1997).

4.1 Znečišťování, znečištění ovzduší

Rozlišujeme dva pojmy:

- emise (znečišťování ovzduší), t.j.: vypouštění nebo vnášení znečišťujících látek do atmosféry, tedy děj nebo činnost,
- imise (znečištění ovzduší), t.j. přítomnost nebo obsah látek v ovzduší, tedy důsledek předchozího děje.

Obecně jsou zahrnovány do znečišťování ovzduší různé činnosti kontaminující zemskou atmosféru: vypouštění hmotných látek, emise elektromagnetického záření, hluk, teplo a další.

V užším smyslu se do znečišťování ovzduší zahrnuje vypouštění látek tuhého, kapalného nebo plynného skupenství ze zdrojů znečišťování.

Z hlediska místa vzniku se rozlišuje znečišťování:

- **primární**, tj. úlet znečišťujících látek ze zdrojů (emise)
- **sekundární**, tj. chemické změny, jimiž procházejí některé znečišťující látky během šíření exhalací

Pojem sekundární znečišťování nelze zaměňovat se sekundární prašností, což je vnášení prašných materiálů usazených na vozovkách, polích, skládkách apod. větrem do ovzduší.

Příčiny znečišťování jsou v úletech (emisích) znečišťujících látek ze zdrojů. Ovzduším jsou znečišťující látky transportovány k příjemcům. V ovzduší probíhají změny (konverze) jednotlivých druhů znečišťujících látek na jiné, které mohou být i nebezpečnější než původní. Mírou znečišťování ovzduší je množství emisí a mírou znečištění ovzduší je množství imisí znečišťujících látek.

Následky znečišťování ovzduší jsou jeho negativní účinky na jednotlivé příjemce (člověk, živočichové, rostliny, voda, půda, stavby, materiály apod.). Také je to vliv na atmosféru samotnou a klima.

Úroveň znečištění atmosféry je vždy úzce spjata s meteorologickými činiteli, které ji mohou ovlivňovat pozitivně, ale i negativně. K příznivým meteorologickým činitelům lze řadit vítr v horizontálním směru, vertikální proudění a srážky jako čistící činitel atmosféry. Srážky snižují znečištění ovzduší, na druhé straně však mohou zvýšit znečištění půdy, vody apod.

Mezi nepříznivé meteorologické jevy lze počítat především teplotní inverze. Vrstva ovzduší, ve kterém teplota vzduchu s výškou stoupá se nazývá inverzní vrstvou. Ta může v uzavřených kotlinách setrvat i několik dnů. Pod touto vrstvou dochází pak ke shromažďování znečišťujících látek, čímž vzniká velmi nepříznivá situace.

Pro znečišťování a především znečištění ovzduší je také významné, z jakých výšek jsou emise vypouštěny. Vysoké komíny s dostatečnou teplotou výstupních plynů dokáží prorazit inverzní vrstvou, pomáhají k řešení nepříznivých situací. Vyšší komíny sice přispějí k lokálnímu snížení znečištění ovzduší, způsobují však vyšší dálkový transport. Ten může zasahovat i na území jiných států.

Příčinou znečišťování ovzduší v ČR je především výroba tepla a energie spalováním fosilních paliv provázená emisemi oxidů síry, dusíku, uhlíku, tuhými úlety včetně emisí stopových prvků, jako jsou např. těžké kovy, dále emisemi těkavých organických látek a dalších látek anorganické a organické povahy, které znečišťují ovzduší.

Na znečišťování ovzduší se podílí znečišťovatelé nejen přímo vypouštěním znečišťujících látek do ovzduší, ale také nepřímo vysokými nároky na spotřebu elektrické energie.

4.2 REZZO (sledování emisí)

Počátkem 70. let byl v Československu vybudován systém sledování emisí – Registr zdrojů znečišťování ovzduší (REZZO). Tento systém, který je srovnatelný s obdobnými systémy v nejvyspělejších státech Evropy, shromažďuje data o emisích jak ze spalovacích procesů, tak z technologií s únikem škodlivých látek do ovzduší. Údaje o emisích z nejzávažnějších zdrojů (skupina zdrojů REZZO 1), jsou doplňovány každoročně, u dalších skupin zdrojů (skupiny zdrojů 2, 3, 4) s víceletou periodicitou.

Základním členěním zdrojů emisí ČR je klasifikace přijatá Registrem emisí a zdrojů znečišťování ovzduší (REZZO) rozlišující 4 kategorie:

- REZZO 1 – “průmyslové zdroje” stabilní (spalovací zařízení o tepelném výkonu 5 MW a vyšším a vyjmenované technologie)
- REZZO 2 – “komunální zdroje” stabilní (spalovací zařízení o tepelném výkonu od 0,2 do 5 MW a vyjmenované technologie)
- REZZO 3 – “lokální zdroje” stabilní (spalovací zařízení do 0,2 MW tepelného výkonu a drobné technologie)
- REZZO 4 – “mobilní zdroje” (motorová vozidla silniční, železniční, speciální aj.)

Nejspolehlivěji jsou na základě hmotné bilance spalovacích procesů a vybraných technologií a také periodických kontrolních měření sledovány emise SO_2 s menší spolehlivostí tuhé úlety. Emise oxidů dusíku jsou podstatnou měrou závislé na režimu spalovacího procesu.

REZZO postihuje všechny významné zdroje a technologie a vedle hlavních škodlivin (SO_2 , NO_x , tuhé úlety, CO, uhlovodíky) též širokou škálu dalších látek emitovaných zdroji do atmosféry.

4.3 Vývoj emisí

Vývoj emisí hlavních znečišťujících látek v letech 1985-1996 (kt/rok) v ČR

Zdroj: ČHMÚ

Rok	Tuhé látky	SO ₂	NO _x	CO	C _x H _y
1985	1015	2161	795	899	136
1986	988	2177	850	740	140
1987	951	2164	816	738	139
1988	840	2066	858	737	139
1989	673	1998	920	885	228
1990	631	1876	742	1055	225
1991	592	1776	725	1102	227
1992	501	1538	698	1045	205
1993	441	1419	574	967	204
1994	355	1278	434	1026	200
1995	201	1091	412	874	164
1996	179	946	432	886	176

Vzrůst emisí není vždy provázen vzrůstem imisí, vzhledem ke složitému procesu chemických změn, transportu a rozptylu znečišťujících látek v atmosféře. Koncentrace plyných znečišťujících látek mají výrazný sezónní chod v chladné polovině roku bývají vyšší než v teplé polovině. Je to podmíněno jednak sezónním chodem emisí, ale i sezónním chodem rozptylových podmínek v atmosféře, které se mění. Tyto změny rozptylových podmínek mají tak dominující vliv na přízemní koncentrace, že překrývají změny koncentrací způsobené změnou emise v ročních průměrech. Z tohoto důvodu se mohou průměrné roční koncentrace znečišťujících látek v jednotlivých letech v jednom místě výrazně lišit.

4.4 Látky znečišťující ovzduší

Látky znečišťující ovzduší jsou látky, které buď přímo, nebo po chemické změně v atmosféře nebo v synergickém efektu (spolupůsobení) s jinou látkou nepříznivým způsobem ovlivňují životní prostředí (Kurfürst 1982).

K nejrozšířenějším látkám znečišťujícím ovzduší patří (Kurfürst 1982):

Plynné a kapalné znečišťující látky

- sloučeniny síry
 - anorganické - oxid siřičitý, oxid sírový, sirovodík, sirouhlík atd.
 - organické - merkaptany, dimetylsulfid atd.

- sloučeniny dusíku:
 - anorganické - oxid dusnatý, oxid dusičitý, kyselina dusičná, amoniak, kyanovodík atd.
 - organické - aminy, dusitany, peroxydusičnany atd.
- sloučeniny uhlíku:
 - anorganické - oxid uhelnatý, oxid uhličitý atd.
 - organické - alifatické uhlovodíky, aromatické uhlovodíky, alkoholy, fenol, benzen a jeho deriváty atd.
- halogenové sloučeniny:
 - anorganické - fluor, fluoridy, fluorovodík, chlor, chloridy, chlorovodík, brom atd.
 - organické - chlorované uhlovodíky (DDT, trichloretylen), perchloretylen atd.

A další plynné a kapalné látky.

Tuhé znečišťující látky (podle obsahu škodlivých příměsí):

- Prach obsahující toxické složky, např. těžké kovy a jiné biologicky aktivní toxické látky (arsen, berylium, fluor, olovo, rtuť) atd.
- Prach neobsahující biologicky aktivní toxické složky

4.5 Účinky znečišťujících látek

Imise škodlivých látek vážným způsobem narušují celé ekosystémy. Následně ohrožují i půdy, které jsou postupně okyselovány. Dochází k acidifikaci prostředí, tedy okyselování zemědělských a lesních půd a povrchových vod.

Imise jsou determinovány dvojí formou: jednak jako koncentrace (podílem v prostorové jednotce ovzduší m^3) nebo jako spad na jednotku plochy. Koncentrace není ekofyziologicky zcela vyhovujícím kritériem, neboť např. poškození rostliny není funkcí pouhé koncentrace, ale i imisního toku, totiž proudu vzduchu dané koncentrace. To je také jeden z důvodů, proč shodné koncentrace v horských sedlech, kde se jako v nálevce urychluje proudění vzduchu vyvolává výraznější poškození než na chráněných mírných svazích, kde je pohyb vzdušných mas zpomalen.

U spadů se rozeznávají dvě základní formy a to:

- suché depozice
- vlhké depozice

Suché depozice jsou dány jednak sedimentací (částic poměrně větších rozměrů) jednak absorpcí plynů půdou, vegetací, vodními tělesy aj.

Vlhké depozice jsou množstvím látek, které se dostávají k půdě se srážkami ať již vertikálními nebo horizontálními (mlhy). Přitom jde o dva základní pochody: podoblačné vymývání, kondenzace v oblacích.

Znečišťující toxické látky v ovzduší se podle účinku na člověka dají rozdělit (Dirner et al. 1997) do 2 skupin:

- - s účinky všeobecnými, projevují se poškozováním životně důležitých funkcí

- s účinky systémovými, při kterých dochází k poškození orgánů např. centrální nervové soustavy

4.6 **Vliv znečištěného ovzduší na lesy**

Působením imisí se narušují fyziologické procesy v rostlinách. Jsou vytvářeny i předpoklady pro napadení stromů houbovými i hmyzími škůdci. Průběh poškození jehličnatých a listnatých stromů se od sebe liší. V našich podmínkách k odumírání listnatých dřevin dochází pouze výjimečně. To souvisí s příčinami odumírání, které je závislé na plynné intoxikaci, zatímco intoxikace půdy zde působí podřadněji. Je to dáno především tím, že u půd vyšších poloh jsou kořenové systémy vyvinuty v organogenních materiálech, takže se podstatně méně uplatňuje jedovatost hliníku na kořenový systém. Kdyby tomu tak nebylo, musely by uhynout i listnaté dřeviny jako např. buky. U stále zelených jehličnanů se projevuje ztráta jehličí, přičemž opadávají nejdříve starší ročníky a pak mladší. U listnatých dřevin dochází k předčasnému opadu listů, každým rokem se olistění zmenšuje, ale je to závislé na průběhu intoxikace ve vegetační periodě, kdy jsou koncentrace zpravidla nižší.

Pro praktické účely je zpracována klasifikace porostů podle stupně poškození:

<i>Stupeň poškození</i>	<i>Popis</i>
0	Bez známek poškození
I	Slabé poškození
II	Střední poškození
IIIa	Silné poškození
IIIb	Velmi silné poškození
IVa	Odumírající a mrtvé porosty
IVb	Zničené porosty

Imise dnes ovlivňují lesy na rozsáhlých plochách kontinentů, musíme je tedy považovat za stanovištní faktor, a to minimálně po dobu jejich přímého působení.

Při posuzování imisí jako stanovištního faktoru je třeba respektovat následující skutečnosti:

- přímé imise jsou provázeny dalšími *fyzikálně-chemickými jevy*, jako je např. **okyselování srážek**
- **jsou velmi proměnlivé v čase i prostoru a stávají se více závislými na průběhu hydrometeorologických faktorů (inverze). Tento faktor však působil i dříve, ovšem při větším chronickém zatížení**
- *působení je většinou dlouhodobé (chronické)*
- jednotlivé živé složky ekosystému lesa jsou vůči imisím různě citlivé, tím se funkční struktury a vazby v ekosystému postupně porušují, ale lesní porost jako společenstvo může ještě dlouho přetrvávat
- imise, posuzovány ekologicky, jsou faktorem téměř **nepředvídatelným, takže žádné společenstvo, ani les jako ekosystém, není na ně vývojově připraven**. Tato skutečnost se projevila v zimě roku 1995 a 1996

Zásah imisí do ekosystému lesa postupuje v několika fázích.

Vlivy stupňovaných koncentrací SO₂ na asimilační orgány jehličnanů

Existují klasifikace podle různých autorů, které se přirozeně nedají generalizovat, protože byly popisovány v odlišných klimatických i geomorfologických podmínkách, jakož i různých půdotvorných substrátech. V následujícím přehledu je sumarizována klasifikace podle Mezinárodního svazu výzkumných lesnických ústavů:

Koncentrace SO ₂ v µg.m ⁻³	Projevy působení
15	Předpokládá se, že při této koncentraci nedochází k poškození
20	Práh škodlivosti ve vysokých polohách středohoří a boreálním klimatu. Je snížena odolnost proti mrazu
30	Slabě chronické poškození na chudých půdách vysokých poloh
40	Zřetelné poškození ve vysokých polohách. Dispozice k napadení sekundárními škůdci
50	Práh poškození na dobrých půdách od nížin do spodních horských poloh, předčasné odumírání smrku nad 800 m. n. v.
60*	Zřetelné chronické poškození a ztráty na přírůstu prokazatelné s přibývajícím věkem
80*	Silné poškození a ztráty na přírůstu měřitelné od věku 30 let. Prořezávání porostu
120*	Pěstování smrku a borovice zcela vyloučeno, výjimečně se dožijí středního věku
150*	Nejvyšší přípustná denní koncentrace podle čs. hygienické normy, přežívají jen jednotlivé znetvořené borovice

* od hodnot 60 µg výše údaje pouze pro živné půdy.
Přehled je zpracován pro smrk ztepilý a borovici lesní.

4.7 Vliv znečištěného ovzduší na zemědělskou výrobu

Kyselé srážky se projevují jednak přímým působením na rostliny (velmi citlivý je pyl, prašníky i blizna), jednak nepříznivě ovlivňují půdní vlastnosti. Vedle okyselování půdy, což kromě narušení výživy rostlin s sebou může přinést toxické působení některých prvků (Al, Fe, Mn aj.), nejsou-li volné ionty hliníku vázány v komplexech (s humusem), vyvolávají nekrózy a rovněž anomálie vrcholových meristémů kořenů v podmínkách kyselé reakce a při poměru Ca: Al menším než 2. V oblastech pod vlivem průmyslových imisí bylo konstatováno snížení intenzity růstu kořenů u ovocných dřevin a u vinné révy.

Depozice z korpuskulárního znečištění přispívá v imisemi postihovaných oblastech značnou měrou k zátěži území a současně představuje možnost kontaminace celého ekosystému nejen těžkými kovy a metaloidy, ale též velmi nebezpečnými biologicky nežádoucími organickými znečišťujícími látkami. Mezi nejzávažnější z nich náleží vedle 3,4 benzoapyrenu též polychlorované bifenylly (PCB), dioxiny a furany včetně nejtoxičtějšího derivátu "SEVESO" 2, 3, 7, 8-tetrachlorodibenzodioxinu a další.

V okolí některých speciálních výroby – chemický průmysl, barevná a černá metalurgie, výroba hnojiv, hrudkovny rud, přepracování odpadů – se v lokálně omezeném měřítku mohou vyskytovat specifické problémy, vycházející z negativního vlivu těchto výroby. Výsledkem potom bývá mimo jiné též kontaminace zemědělské produkce některými mimořádně závažnými znečišťujícími látkami.

Ve výše uváděných případech je zemědělská výroba negativně ovlivněna z neregulovatelných zdrojů, kdy pěstitel ani souborem všech možných opatření není schopen podstatnou měrou snížit nežádoucí vliv této zátěže. Dochází též ke snížení kvality a kvantity produkce zemědělské výroby, a to rostlinné i živočišné.

Škody na zemědělské výrobě jsou způsobovány emisemi oxidu siřičitého, uhlíku a oxidu dusíku, dále fluorovodíkem, popílky, prachem, přízemním ozonem a dalšími látkami jak anorganického, tak organického původu. Nejrozšířenější a v největším množství sledovaný je oxid siřičitý. Oxid siřičitý, fluor a další působí po celou vegetační dobu a jejich vliv se projevuje tím více, čím jsou rostliny ve vyšší fázi vývoje. Na rozdíl od lesního hospodářství dochází především k výskytu skrytého latentního poškození. Je vyvoláváno působením dlouhodobých nižších koncentrací SO₂. Na rostlinách nejsou viditelné znaky poškození, ale jsou narušeny enzymatické pochody, látková výměna a je zpomalen růst. Poškození také vzniká buď působením vysokých koncentrací po kratší dobu nebo v průběhu růstu nižšími koncentracemi. Rostliny nejsou celé napadeny, jenom jejich části. Listy rostlin žloutnou, potom bělají a nakonec dochází k rozkladu chlorofylu a postupně odumírají. Při velmi vysokých koncentracích po krátkodobém působení nebo při koncentraci nad 150 μ SO₂/m³ dochází k poškození náhlému (akutnímu). Tento druh poškození není v našich podmínkách častým jevem a zaujímá zlomek z celkově exhaláty poškozovaných ploch. Na listech jsou viditelné matné skvrny, které blednou, usychají a později vypadávají a nebo celý list zbledá a uschne. Většina takto napadených rostlin během několika dnů odumírá. Zatímco velmi časté dešťové srážky u prašného spadu zbavují rostliny nečistot a tím jim prospívají, u plynných emisí je to naopak. Nejen, že jsou rostliny více poškozovány, ale dešťové srážky, které jsou kyselého síranového typu, snižují pH v půdě a tím narušují půdní vlastnosti a dochází ke snižování úrodnosti půd. Průmyslové emise dále trvale mění vlastnosti půdy.

Vliv emisí na živočišnou výrobu (podle údajů vědecko výzkumné základny) se projevuje zejména sníženou užitkovostí. Podle literárních údajů dochází ke snížení dojivosti o 10 %, snížení přírůstků živé váhy o 17 %, nutnosti zvýšení krmné dávky z důvodů horšího využití živin asi o 9,3 %.

Kvantitativní dopady průmyslově energetické činnosti na zemědělskou výrobu uvádí Metodický pokyn Mze ČR z 28. 8. 1992 č. j. 1892/92–310 o uplatňování škod způsobených průmyslovými exhalacemi na zemědělské výrobě. Za indikátor znečištěného ovzduší je brán oxid siřičitý v ročním aritmetickém průměru. Zde je zatížená plocha rozdělena do čtyř imisních zón na základě koncentrací SO₂ m⁻³. rok⁻¹

I. imisní zóna	40–50 μg SO ₂ m ⁻³ . rok ⁻¹
II. imisní zóna	50–70 μg SO ₂ m ⁻³ . rok ⁻¹
III. imisní zóna	70–100 μg SO ₂ m ⁻³ . rok ⁻¹
IV. imisní zóna	100–150 μg SO ₂ m ⁻³ . rok ⁻¹

Podle občanského zákoníku č. 47/1992 Sb. (částka 10) odpovídá za škody každý, kdo škodu způsobil jinému provozní činností. Škoda je způsobena provozní činností, je-li způsobena činností, která má provozní povahu, nebo věcí použitou při činnosti, dále fyzikálními, chemickými popřípadě biologickými vlivy provozu na okolí. Odpovědnosti se zproští ten, kdo prokáže, že škodu nezavinil.

Hradí se skutečná škoda a to, co poškozenému ušlo (ušlý zisk).

Při určení výše škody na věci se vychází z ceny v době poškození.

Byla-li škoda způsobena také zaviněním poškozeného, nese škodu poměrně, byla-li škoda způsobena výlučně jeho zaviněním, nese ji sám.

Zjišťování škod

Škodlivé účinky exhalací na zemědělské výrobě během vegetační doby se kumulují. Na celkové škodě v době sklizně nebo v době realizace živočišných produktů se projevuje dlouhodobost imisní zátěže území. Metodický pokyn Mze ČR z 28. 8. 1992 č.j. 1892/92–310 řeší pouze část škod, odvozených ze snížených parametrů velikosti produkce, aniž by zahrnoval škody související se snížením kvalitativních ukazatelů nebo další majetkové škody.

Škody na rostlinné výrobě

Při zjišťování škod na rostlinné výrobě je třeba zejména:

- vymezit stupeň imisní zátěže
- zjistit skutečnou sníženou úrodu poškozených ploch a její hodnotu

Celková výše škody vzniklé na rostlinné výrobě snížením produkce a její znehodnocení se odvodí jako rozdíl mezi realizační hodnotou normální sklizně a realizační hodnotou skutečné sklizně. K odvození těchto hodnot se použije skutečně docílených realizačních cen na ploše poškozené i srovnávací (taxativní ocenění Metodický pokyn č.j. 1892/92–310 o uplatňování škod způsobených průmyslovými exhalacemi na zemědělské výrobě).

Pro zjišťování škod na dále uvedených kulturách nebo plodinách platí tyto zásady:

- u zemědělských porostů šlechtitelských, semenářských a školkařských se použije tržních cen uznaného osiva, sadí a školkařských výpěstků, př. plánovacích šlechtitelských stupňů. Do ztráty se zahrnuje i případná ztráta z předčasné likvidace těchto produkcí v důsledku exhalací.
- u poškozených kultur a porostů, jejichž sklizeň se (nepůsobí-li exhalace) využívá pro získávání osiv a sadí pro vlastní potřebu poškozené organizace, se stanoví realizační hodnota normální sklizně. Do náhrady se zahrne zvýšení nákladů, které vznikne nákupem osiv a sadí pro vlastní spotřebu za zvýšené ceny.
- u krmných plodin je třeba do náhrady zahrnout také zvýšení nákladů, ke kterým dojde nákupem náhradních krmiv za tržní ceny. Tyto zásady platí i pro jiné plodiny, které se zkrmují, nebo jejich části (sláma, chrást).

Škody na živočišné výrobě

Podle metodického pokynu se hradí snížení užitkovosti hospodářských zvířat vlivem dlouhodobého působení imisí v jednotlivých zónách znečištění taxativně (v %) z tržní hodnoty hospodářských zvířat. Toto taxativní ocenění škod je vztaženo k celkovému zatížení území indikovaného buď oxidem siřičitým, nebo tuhým spadem.

Technické zabezpečení náhrad škod

Podklad pro uplatnění náhrad škod musí obsahovat tyto náležitosti.

Každý zemědělský subjekt, ať již ZD, nebo kterýkoliv subjekt hospodařící na ZP musí předložit současně s požadavkem na odškodnění z titulu negativního působení exhalací tento podkladový materiál:

- soudně-znalecký posudek, jehož součástí je:
 - mapa imisní situace (zpracované ČHMÚ) do katastrální mapy subjektu hospodařícího na zemědělské půdě s vyznačenými izoliniemi SO₂ v ročním aritmetickém průměru. (Nelze předkládat mapy za více zemědělských subjektů současně, z důvodů, aby finanční požadavky jednotlivých subjektů byly zprůhledněny)
- seznam znečišťovatelů podílejících se na škodě zemědělského subjektu (dle metodiky ČHMÚ – zpracovává ČHMÚ eventuelně jiná znalecká pracoviště, která zdokladují, že je výpočet proveden dle metodiky ČHMÚ se shodnými závěry ve smyslu rozhodčí metody)
- výkaz hospodaření

Ekonomická škoda (ES) na konkrétní plodině nebo škoda užitkovosti hospodářských zvířat se stanoví podle vzorce:

$$ES = \frac{A_1}{100 - B_1} B_1$$

A₁ je hrubá produkce konkrétní zemědělské plodiny, kultury nebo užitkovosti hospodářských zvířat dosažená v hodnoceném hospodářském období (vyjádřená v Kč, příp. jinak)

B₁ je snížení výnosu příslušné plodiny, kultury nebo užitkovosti hospodářských zvířat, vyjádřené v % podle taxativního ocenění (Metodického pokynu).

Ekonomická škoda za celou zemědělskou výrobu (ES_{ZV}) se potom stanoví jako součet jednotlivých škodných položek.

Ušlý zisk vychází potom z ekonomické škody při vlastní realizaci výsledků zemědělské výroby.

Škody na základních a oběžných prostředcích jsou především předmětem samostatného soudně-znaleckého posouzení, které metodický pokyn zatím neřeší.

Metodický pokyn

Ministerstva zemědělství České republiky ze dne 28.8.1992 č. j. 1892/92–310 o uplatňování škod způsobených průmyslovými exhalacemi na zemědělské výrobě

(opis)

Čl. 1

Ministerstvo zemědělství ČR stanoví na základě výsledků prací vědeckovýzkumné základny postup při výpočtu náhrad škod způsobených exhalacemi průmyslových podniků na zemědělské výrobě ze skutečně dosažené produkce.

Pro výpočet ztráty na výnosu v korunách se použije tržních cen platných pro příslušný rok.

Čl. 2

Na základě plošného monitorování oxidu siřičitého požádá zemědělský podnik o zařazení svých pozemků, popřípadě jejich částí do jednotlivých exhalačních zón takto:

Zařazení pozemků, popř. jejich částí do jednotlivých exhalačních zón – SO₂

Ukazatel	Měrná jednotka	Zóny znečištění a průměrná roční koncentrace SO ₂			
		I.	II.	III.	IV
SO ₂	ug . m ³	<40–50)	<50–70)	<70–100)	<100–150)

Do zón se zařazují jako nejmenší jednotky půdní bloky.

Zařazení pozemků do jednotlivých exhalačních zón bude provedeno na základě jednotného zpracování imisní situace provedeného Českým hydrometeorologickým ústavem (hodnoty se uvádí v ročních aritmetických průměrech).

Snížení výnosů zemědělských plodin a kultur vlivem negativního působení imisí (%) v jednotlivých stupních znečištění se vypočítá podle následujících údajů:

Snížení výnosů zemědělských plodin a kultur vlivem negativního působení imisí (v %) jednotlivých zónách znečištění

Plodina	Zóny znečištění			
	I.	II.	III.	IV
Polní plodiny a TTP:				
pšenice	7,0	8,5	11,0	15,0
ječmen	6,5	7,9	10,5	14,5
žito, oves	6,7	8,2	10,7	14,7
sláma obilovin	5,0	5,7	7,0	9,0
kukuřice na zrno	15,7	18,6	23,5	31,4
luštěniny	10,0	11,4	15,0	20,0
řepka olejná	3,0	4,5	5,0	7,0
ostatní olejninu a len	3,0	4,5	5,0	7,0
brambory rané	15,0	18,5	25,0	28,5
brambory ostatní	20,0	23,7	30,0	33,0
cukrovka a krmná řepa	12,6	14,9	18,8	24,1
čekanka	12,6	17,2	20,4	23,9
krmná kapusta	15,3	23,3	31,4	39,5
jednoleté píce (obilní směs)	8,0	8,7	10,0	12,0
kukuřice na siláž	15,7	18,6	23,5	31,4
víceleté píce (vojtěška, jetel)	12,0	14,2	18,0	24,0
trávy na orné půdě 6,0	7,1	9,0	12,0	
trvalé travní porosty (louky)	4,0	4,8	6,0	8,0
Zelenina:				
zelí, kapusta, květák raný a hlávkový salát	8,6	16,3	20,8	23,8
zelí, kapusta, květák pozdní a polopozdní	15,3	23,3	31,4	39,5
mrkev, petržel, pastinák, celer, kedlubny,	8,5	14,7	19,3	22,4
okurky (nakládačky a salátové)	10,6	16,0	31,5	40,0
cibule – zelňačka, pór, česnek	11,7	17,8	21,7	24,8
cibule – konzumní	13,8	19,0	24,6	28,3
špenát	11,6	17,1	19,1	24,0
jahody	2,3	3,6	5,8	7,5
Speciální kultury:				
vinná réva	8,0	10,0	18,3	21,0
jádroviny	8,0	10,0	18,3	21,0
peckoviny	6,0	10,0	15,4	19,0
rybíz, angrešt	8,0	13,2	18,3	21,0
školkařský materiál	8,0	12,2	15,0	
chmel	7,5	10,7	16,9	33,0

V oblastech s koncentracemi SO₂ vyššími než 150 µg . m⁻³ a tuhým spadem vyšším než 1500 t . km⁻² . rok⁻¹ je třeba ztráty vyhodnotit na základě samostatného znaleckého posudku

Snížení užitkovosti hospodářských zvířat vlivem dlouhodobého působení imisí v jednotlivých stupních znečištění (v %) z tržní hodnoty hospodářských zvířat se vypočítá podle údajů následujícího přehledu:

Snížení užitkovosti hospodářských zvířat vlivem dlouhodobého působení imisí v jednotlivých zónách znečištění (v %) z tržní hodnoty hospodářských zvířat

Kategorie hospodářských	Zóny znečištění			
dojnice	3,3	5,1	8,3	13,5
výkrm skotu	5,1	8,3	13,5	22,2
telata	5,9	9,4	15,5	24,0
jalovice	5,1	8,2	13,3	21,6
jalovice březí	6,3	10,2	16,5	26,8
kůň	3,2	4,8	8,0	13,1
hříbě	5,8	7,3	15,0	24,1
prasata	3,7	5,9	9,5	15,3

Uplatňovatel náhrady škod předkládá výpočet ztrát na zemědělské výrobě v tomto sestavení:

Plodina -ha-	výnosu -t-	exhalační zóna	% snížení výnosu	ztráta v Kč
--------------	------------	----------------	------------------	-------------

Čl. 3

Závěrečná ustanovení

- Taxativní ocenění škod ve smyslu čl. 2 je vztaženo k celkovému zatížení území, indikovanému oxidem siřičitým nebo tuhým spadem.
- V ostatních případech se řeší vzniklé škody samostatným znaleckým posudkem.

Ing. Alois Čaněk, v.r.
náměstek ministra

Působení fotochemických oxidantů na vegetaci

Za indikátor znečištění oxidanty rostlinné produkce bývá považován ozón (O_3). Další fototoxické sloučeniny fotochemických oxidantů jsou kyslíčnky dusíku a peroxyacetylové nitráty (Molík 1994). Výraznější riziko poškození rostlin pak představuje NO_2 v kombinaci s O_3 a SO_2 (sinergismus). Ozón podobně jako ostatní plynné znečišťující látky vniká do rostlin průduchy. Účinky se projevují poškozením listů, snížením růstu a poklesem výnosů. Intenzita působení a účinek O_3 je závislý na délce expozice, roční době atd.

5 PŮDA A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Půda je základem přírodního a životního prostředí, nenahraditelným výrobním prostředkem v zemědělství a lesnictví. Její biologicky oživená vrstva v níž se odehrávají všechny mikrobiologické, biochemické, chemické a fyzikální pochody je obecně nazývána orniční vrstvou. Tato vrstva ve srovnání s uložením všech dalších hornin na Zemi reprezentuje pouze několik 10 centimetrů. Půda tvoří předěl mezi neživou a živou přírodou a hranici mezi povrchovými a podzemními vodami. Její význam spočívá v tom, že je pro člověka nezastupitelná, tvoří základ pro pěstování plodin, kterým poskytuje stanoviště, tj. je základnou pro tvorbu biomasy, která je produkována rostlinami všeho druhu (producenty). Moderní zemědělství zajímají hlavně zemědělské užitkové plodiny (tyto pohledy se však liší od ekologických požadavků, které vycházejí ze zcela jiných aspektů, které platí v přirozených ekosystémech). Patří mezi nevyčerpatelné přírodní zdroje tehdy, když ji člověk řádně ošetřuje a trvale obnovuje její úrodnost.

Půda je třetím nejdůležitějším, ale také velmi citlivým médiem, kde se kumulují všechny škodlivé látky, ať již záměrně nebo nezáměrně aplikované. Při posuzování kontaminace biosféry škodlivými látkami všeho druhu, byla jejich osudu věnována především pozornost v ovzduší, nebo ve vodách a opomíjela se otázka jejich osudu v půdách, především pak to do jaké míry mohou ohrozit její úrodnost, kvalitu rostlin, nebo kvalitu prosakující vody, obecně pak ohrozit navazující potravní řetězce, které končí u člověka.

Látky dodávané do půdy záměrně jsou biocidy, průmyslová hnojiva, odpady všeho druhu a statková hnojiva. Mezi nezáměrně vnášené látky, které se do půdy dostávají především ve formě imisí všech škodlivých látek, jsou emise elektráren, tepláren, průmyslu, dopravy aj.

Současné znalosti o samočisticí schopnosti půdy jsou nedostatečné, ačkoliv je všeobecně známo, že právě půda je jednou z nejdůležitějších ekologických křižovatek v ekosféře, což znamená, že je hlavním příjemcem a místem, kde se hromadí i škodlivé chemické látky z přirozené i antropogenní činnosti. Půda také rozhoduje o osudu všech a to i jedovatých látek, které se do ní dostávají zásluhou člověka a zřejmě se budou i nadále dostávat. Půda může některé škodlivé látky rozložit (organického původu), ale i tak se v ní mohou hromadit jiné látky (hlavně anorganické), které při určitých koncentracích a podmínkách mohou působit škodlivě, ať již na výši výnosu biomasy, nebo jako rezidua, která se přes rostliny dostávají do potravních řetězců. Jde hlavně o některé těžké kovy, další mikroprvky, jakož i škodlivé organické látky. Zneškodňování kyselých látek, zejména produktů síry, chloru a kationtových kyselin vede k vyluhování bazických kationtů z půdy (vápníku, hořčíku, sodíku). Dochází tak k tomu, že vedle přirozeného procesu okyselení půd souvisejících s dynamikou všech procesů v půdách přistupují ještě antropogenní vlivy. Toto negativní působení musí být soustavně eliminováno v zájmu zachování půdní úrodnosti.

Půda se neustále vyvíjí působením půdotvorných faktorů (klíma, matečné horniny, reliéf, voda, rostliny, živočichové, čas, činnost člověka) a půdotvorných procesů (vznik humusu, vybělení půdy, vznik jílu, sloučenin železa, vyluhování bází, translokace jílu, podzolizace, oglejení, okyselování,

ukládání škodlivých těžkých kovů a dalších látek z antropogenní činnosti, zasolení aj.). Vývoj půdy je tedy dynamický proces, který nemůže být nikdy ukončen.

Význam půdy z ekologických hledisek spočívá především v tom, že je chápána jako stanoviště:

- pro výrobu potravin
- pro výrobu surovin
- je stanovištěm všech forem vegetace, která se uplatňuje na tvorbě krajiny, zajišťuje její estetiku a ochranu.

Obhospodařování půdy rozhoduje o množství produkovaných potravin, surovin a ovlivňuje rovněž kvalitu povrchových a podzemních vod.

Půda je vedle vody a vzduchu nejdůležitějším médiem pro všechny životní procesy v přírodě. Ve smyslu obhospodařování hodnotíme půdy podle jejich úrodnosti, tj. podle jejich schopnosti produkovat biomasu. V přírodě se vyvíjejí úrodné nebo méně úrodné půdy v závislosti na matečních horninách tj. půdotvorných substrátech, klimatu a vegetaci. Půdní úrodnost dnes výrazně ovlivňuje zemědělec a to komplexem všech kultivačních opatření. V posledních desetiletích to bylo především intenzivní hnojení, které ovlivnilo výnosy. Správně zaměřeným hnojením se dosáhlo lepšího biologického, chemického a fyzikálního působení na půdy, které v komplexu nabízejí příznivější životní podmínky rostlinám, především zajištěním vody a živin.

5.1 Hlavní funkce půdy:

- stanoviště pro produkci poživatin, krmiv a rostlinných surovin
- filtr a zásobárna podzemních vod
- plochy pro výstavbu všeho druhu, dopravu aj.
- plochy pro imitované látky a deponie
- plochy pro těžbu nerostných surovin všeho druhu
- využití k rekreaci

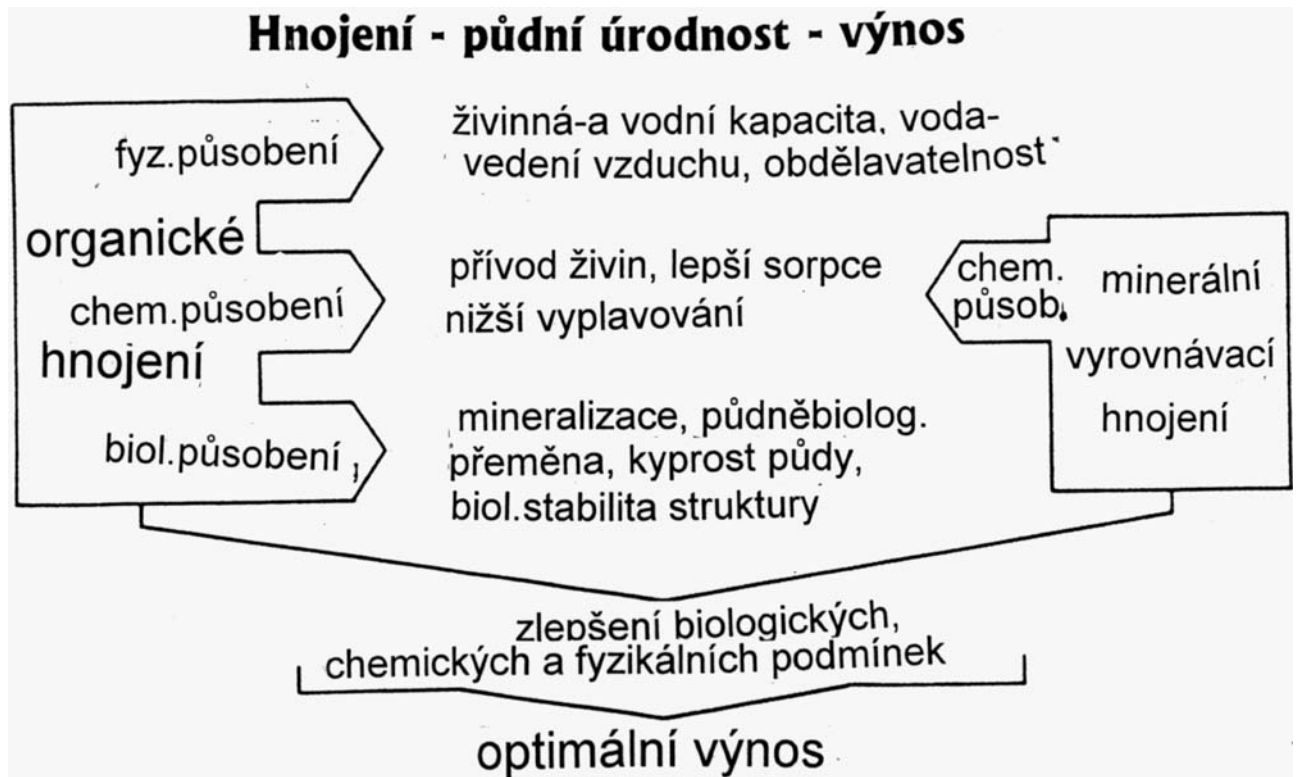
Vedle příznivého působení na půdu je třeba ve smyslu její ochrany upozornit na některé negativní dopady, které mohou ovlivnit její vývoj, zejména pak potravní řetězec, který se od půdy jako hlavní složky agroekosystému odvíjí.. Jde především o:

- vstupy, obohacování a výstupy škodlivin
- změny fyzikálních, chemických a biologických půdních vlastností
- vodní a větrná eroze půdy
- vymírání živočišných a rostlinných druhů
- velkoplošné poklesy hladiny podzemních vod aj.

Hlavní funkce půdy je znázorněna obr. 6–I

Produkce krmiv, potravin a rostlinných surovin je však pouze jednou i když nejdůležitější funkcí půdy. Řada dalších uvedených funkcí půdy v hustě osídlených regionech má svůj nezastupitelný význam. Biologický koloběh látek je presentován obr. 5–II a dochází k tomu, že je půda v důsledku příjmu a přeměny organických látek a dalších vstupů ústředním médiem. Po proběhnuté mineralizaci jsou uvolněné živiny opět k dispozici rostlinám pro tvorbu biomasy. Zatímco v přírodě blízkých

ekosystémech je tento koloběh látek uzavřen velmi často na nízké úrovni, je v intenzivním konvenčním zemědělství přirozený koloběh přerušen dodáváním hnojiv a dalších látek zajišťujících vysoké výnosy biomasy.



Obr. č. 5-I



Obr. č. 5-II

5.2 Charakteristika půd a půdní úrodnost

Půda jako nejsvrchnější část povrchu zemského prodělala a současně prodělává další vývoj. Charakterizujeme jí jako živé těleso s funkčně propojenými vazbami mezi minerálními a živými složkami. Živé složky půdy reprezentují mikroorganismy a půdní živočichové, kteří se podílejí především na rozkladu (mineralizaci) a syntéze organických látek v půdě, které známe ve formě humusu.

Nejprogresivnější zásahy do vývoje půd se datují od skončení druhé světové války, kdy ve všech průmyslově vyspělých zemích docházelo k chemizaci zemědělství, což je provázeno zvýšeným využitím průmyslových hnojiv a prostředků ochrany rostlin. Tento stav vedle pozitivních vlivů vyvolal i řadu negativních jevů, které mohou postupně ovlivnit nejen úrodnost půd, ale i jakost výrobků (monokultury, těžké mechanizační prostředky ke kultivaci půdy, přehnojování průmyslovými hnojivy, kejdou, intoxikací půdy biocidy, těžkými kovy obsaženými v hnojivech a odpadních látkách a v emisích průmyslu a dopravy).

5.3 Úrodnost půd a její kategorie

Půdní úrodnost je kategorie, která vymezuje produktivitu půdy a je vyjádřena jejími fyzikálními, biologickými, chemickými vlastnostmi a vodním režimem s determinovanou schopností produktivity. Půdní úrodnost musíme udržovat systémem kultivačních, melioračních a rekultivačních opatření v neoptimálnějším stavu a to v daných přírodně-historických podmínkách.

V zásadě rozlišujeme několik kategorií půdní úrodnosti:

Potenciální úrodnost

Je dána vývojem půdy jako půdního typu i druhu. Je to schopnost půdy zajistit výnosy zemědělských plodin z jejich vlastních zdrojů živin. Je rovněž nazývána tzv. starou půdní silou.

Efektivní úrodnost

Je ovlivněna potenciální úrodností a intenzivním hnojením průmyslovými nebo organickými hnojivy, realizací melioračních opatření aj. Nežádoucí využívání efektivní úrodnosti může vést až k degradaci a devastaci půdy (monokultury, vysoké dávky průmyslových hnojiv, nadměrné používání prostředků ochrany rostlin).

Umělá úrodnost

Je v podstatě nezávislá na původních vlastnostech půdy. Je provázena velkými toky energie dodávané do půdy intenzivním hnojením a nadměrným využíváním prostředků ochrany rostlin, hospodařením na velkých plochách. Je příbuzná efektivní úrodnosti.

Produktivita půd a jejich existence jako obnovitelného přírodního zdroje je i nadále ohrožována jednak vlivy současné orogeneze, civilizace, ale i jejího obhospodařování.

5.4 Půdní zdroje ve světě

Celková plocha souše (pevniny) je 14,821 mld hektarů. Z této plochy připadá na:

ornou půdu	asi 10 %	1,48 mld ha
pastviny	asi 20 %	2,96 mld ha
mělké půdy	asi 10 %	1,48 mld ha
hory	asi 20 %	2,96 mld ha
pustiny	asi 20 %	2,96 mld ha
polární oblasti	asi 20 %	2,96 mld ha

5.5 Zdroje půdy v ČR

V poměru výměry půdy na obyvatele se pohybujeme mírně pod světovým průměrem. Pro tvorbu výnosů na půdě jsou však důležité i klimatické podmínky a další faktory ovlivňující výnos. U nás jsou tyto podmínky podstatně horší ve srovnání se západní Evropou, ale příznivější ve srovnání s východní Evropou.

Rozdělení půdního fondu v ČR:

Zemědělská půda	54,84 %	4 327 000 ha
z toho orná	41,43 %	3 269 000 ha
louky	7,19 %	567 000 ha
pastviny	3,24 %	256 000 ha
ostatní	2,98 %	235 000 ha
Nezemědělská půda	45,16 %	3 563 000 ha
lesní půda	33,29 %	2 627 000 ha
ostatní plochy	11,87 %	936 000 ha
Celkem	100,00 %	7 890 000 ha

Podle výsledků půdoznaleckého mapování zemědělských půd (Kalenda a kol.1972) jsou v ČR zastoupeny následující půdní typy a jejich výměry:

černozemní půdy	11,4 %	508 038 ha
hnědozemní půdy	12,7 %	564 741 ha
illimerizované půdy	5,1 %	226 620 ha
oglejené půdy	6,7 %	297 730 ha
rendziny	3,7 %	163 099 ha
hnědé půdy (i kyselé)	45,0 %	2 008 273 ha
hnědé půdy na píscích	1,2 %	58 893 ha
hnědé půdy podzolované	1,5 %	65 469 ha
podzolované půdy	0,05 %	1 940 ha
nivní půdy	5,9 %	260 874 ha
lužní půdy	1,8 %	79 046 ha
glejové půdy	4,8 %	198 306 ha
antropogenní půdy	0,05 %	1 775 ha
rašeliny	0,2 %	6 754 ha
nevyvinuté půdy	0,3 %	14 759 ha

Zastoupení půd podle zrnitosti:

lehké půdy	29,9 %	1 109 419 ha
střední půdy	66,4 %	2 955 142 ha
těžké půdy	8,2 %	363 331 ha
rašeliny	0,2 %	8 666 ha
nevyvinuté půdy	0,3 %	14 759 ha

Zastoupení půd podle hloubky

velmi hluboké půdy (nad 120 cm)	78,5 %	3 492 615 ha
středně hluboké půdy (30–60 cm)	14,3 %	637 108 ha
mělké půdy (do 30 cm)	6,7 %	300 232 ha
rašeliny (nad 50 cm)	0,2 %	8 666 ha
nevyvinuté půdy	0,3 %	14 759 ha

Skupiny půd vyžadující zúrodnění

V ČR je cca 30,5 % půd, které jsou označovány za deficitní. Z toho připadá na půdy s extrémní zrnitostí 22,4 %. Na produktivních půdách dochází k jejich postupnému technologickému zhutňování, čemuž je třeba věnovat náležitou pozornost v procesu jejich zúrodnění.

5.6 Bonitace – BPEJ

Na základě přijatých metodických zásad je veškerá zemědělská půda zařazena do **bonitovaných půdně-ekologických jednotek (BPEJ)**. Podkladem pro toto zařazení jsou HPJ a další výsledky půdoznaleckého mapování. Plošné zastoupení bonitovaných půdně ekologických jednotek je vyhodnoceno v mapách BPEJ v měřítku 1:5000. BPEJ jsou kódovány pětimístným číslem, kde první číslo kódu prezentuje příslušnost do **klimatického regionu (KR)**. Je vymezeno celkem 10 KR, které jsou oceněny kódy 0–9. Druhé a třetí místo v pořadí reprezentuje příslušnost k hlavní půdní jednotce (HPJ), kterých je 78. Čtvrté a páté místo kódu podává přehled o agronomicky významných půdních vlastnostech, a to 4 místo o **sklonitosti (SL)** + **expozici** vzhledem ke světovým stranám – (**E**), 5. místo kódu podává informaci o skeletovitosti a **hloubce půdy (H)**.

Zemědělská výroba se sice v posledních letech dostala do útlumu, avšak tento stav je možné hodnotit pouze jako přechodný ve smyslu potřeby zvyšování výnosů zemědělských plodin. Současný vývoj v produktivitě zemědělských půd zaznamenává pokles efektivní úrodnosti, což je způsobeno snižováním dávek průmyslových hnojiv. Prokázalo se, že i relativně příznivá zásoba živin na některých půdách, které byly v mnoha případech i přehnojovány nevedlo ke stabilizaci výnosů po snížení dávek hnojiv. Proto i současná etapa kultivace půdy vyžaduje celou řadu intenzifikačních opatření, které v důsledku několika forem vlastnictví půdy jsou dnes podstatně složitější otázkou vzhledem k nákladovosti všech intenzifikačních opatření směrem k půdě. Současná situace plně prokázala, že se ani zdaleka nepodařilo vyloučit vliv nepříznivých klimatických faktorů na výnos. Právě v současné době se však i ve stejných klimatických podmínkách projevila výrazněji diferenciace ve výnosech zemědělských plodin, a to jak v závislosti na tom, jaká organizace půdu obhospodaruje, ale hlavně na tom, s jakou filosofií se přistupuje k tvorbě výnosu. Prokázalo se, že i nadále platí zá-

sada, že výnos je limitován hnojením půdy organickými, minerálními hnojivy, dále střídáním plodin, úrovní agrotechniky, dodržováním agrotechnických lhůt, realizací bezztrátové sklizně aj.

5.7 Živiny v přírodě a půdách

Koloběh živin v půdách a v přírodě vůbec podléhá velmi rozmanitým vzájemným vztahům. Živiny jsou nezbytné pro zajištění výživy rostlin. V zemědělské výrobě je cíleně využíváme pro pěstování zemědělských plodin, proto regulujeme jejich obsah v půdách tak, aby byla nejen zajištěna potřebná biomasa – výnos, ale byly vyloučeny i některé negativní dopady na další složky ekosféry jako je např. voda (povrchová nebo podzemní) s kontaminací nitráty. Rostlinná biomasa může být syntetizována pouze zelenými rostlinami v procesu fotosyntézy. Zelené rostliny jsou proto označeny jako producenti a jsou základem celého dalšího potravního řetězce, který se dále od nich na úrovni konzumentů všech stupňů odvíjí. Obsah živin v půdách však nemůžeme posuzovat pouze z pohledu jejich vlivu na výnos rostlin, ale i na kvalitu, která je významná nejen pro člověka, ale i pro zvířata.

Rostlinné živiny

Jsou reprezentovány chemickými látkami nezbytnými pro základní životní pochody rostlin. Jednu chemickou látku nelze pro rostlinu nahradit jinou. Zelené rostliny mohou z půdy přijmout i více než 50 chemických prvků, z nichž pouze 16 je nezbytných pro jejich životní funkce.

Z pohledu jaké funkce plní v rostlinách (biochemické a fyziologické) základní živiny členíme na:

- **nekovy**..... C, O, H, N, P, S, B, Cl, (Si)
- **kovy**..... K, Ca, Mg, (Na)
- **těžké kovy**..... Fe, Mn, Cu, Zn, Mo, (Co)

Zdroje živin v půdách

Převážná část živin obsažených v půdách je přirozeného původu, tj. pochází z hornin na nichž se vyvíjí půda.

Uvolňování živin

Přechod živin z těžko rozpustné do relativně lehce rozpustné a tím i přístupné formy označujeme jako **mobilizaci**, tj. uvolňování živin z anorganických vazeb.

Uvolňování živin při mikrobiálním rozkladu organické hmoty označujeme jako mineralizaci. Opačné procesy při nichž jsou živiny pevně vázány označujeme jako **imobilizaci, fixaci a eventuálně i jiné pevné vazby**.

V kulturních půdách je zvýšení a udržení půdní úrodnosti závislé nejen na obsahu celkových živin, ale především na obsahu lehce uvolnitelných živin pro rostliny. **Významná je proto “ bilance živin”, která je závislá na jejich zásobách v půdě, vstupech a výstupech. Ztráty živin z půdy jsou způsobeny jejich odběrem rostlinami, vyplavováním, erozí a imobilizací. U dusíku ještě navíc jeho unikáním do atmosféry v plynné formě (N₂, NH₃, N₂O).**

Odběr živin rostlinami

Je závislý hlavně na druhu rostliny, jejích sortách, na výnosu a obsahu živin v půdách. Údaje jsou uvedeny proto, aby si bylo možné udělat přehled o vztahu půda – výnosy – odebrané živiny.

Odběr živin sklizní zemědělských plodin v různých podmínkách

Plodina	Výnos (t/ha)	Odběr kg/ha				Přírodně-historické podmínky
		N	P	K	Ca	
cukrovka	44,0	115	22	139	58	řepařská oblast Čáslav-nehnojeno hnojeno
	49,5	224	34	207	61	
pšenice	3,08	76	14	56	6	průměr 5 roků, sušší brambor.oblast
ječmen jarní	3,49	97	18	88	15	
jetel luční(I.seč)	30,2	145	16	149	76	průměr 6 roků komb. hnojení dtto suchý rok
ječmen jarní	3,97	98	16	73	6	
ječmen jarní	3,53	87	23	115	9	

Střední odběry makro- a mikroživin (kg/ha a g/ha)

Plodina	Výnos t/ha	Odběr makroživiny kg/ha						Odběr mikroživiny g/ha		
		N	P	K	Ca	Mg	Mn	Cu	Zn	B
pšenice – zrno	5,0	100	20	25	2,5	7,5	200	25	250	20
	– sláma	6,5	26	44	65	13	6,5	300	40	75
cukrovka – bulvy	50,0	90	17	90	22	22	350	45	175	150
	– listy	40,0	120	18	240	60	32	240	32	20

Sklizní jsou půdě odnímány živiny obsažené ve sklizňových produktech. Tato skutečnost musí být vzata v úvahu při následném hnojení. Z půdy je odebráno více než se do ní může vrátit posklizňovými zbytky.

Vyplavování živin

V humidních, ale i v semihumidních klimatických oblastech jsou živiny vlivem vyššího množství atmosférických srážek infiltrující vodou přemísťovány mimo sféru kořenového systému rostlin a vyplavovány do spodních vrstev půdního profilu a mimo něj.

Množství vyplavených živin je závislé na jejich koncentraci a podílu prosakující vody. Jejich původ je převážně ve svrchních vrstvách půdy, jelikož právě v nich se nachází největší zásoba mobilizovatelných živin, které jsou jednak uvolňovány z půdy, ale hlavně ze živin do půdy dodaných.

Vyplavování neochuzuje pouze půdy o přístupné živiny, ale významně se podílí na kvalitě povrchových a podzemních vod.

Přístupnost živin v půdě

Je závislá na:

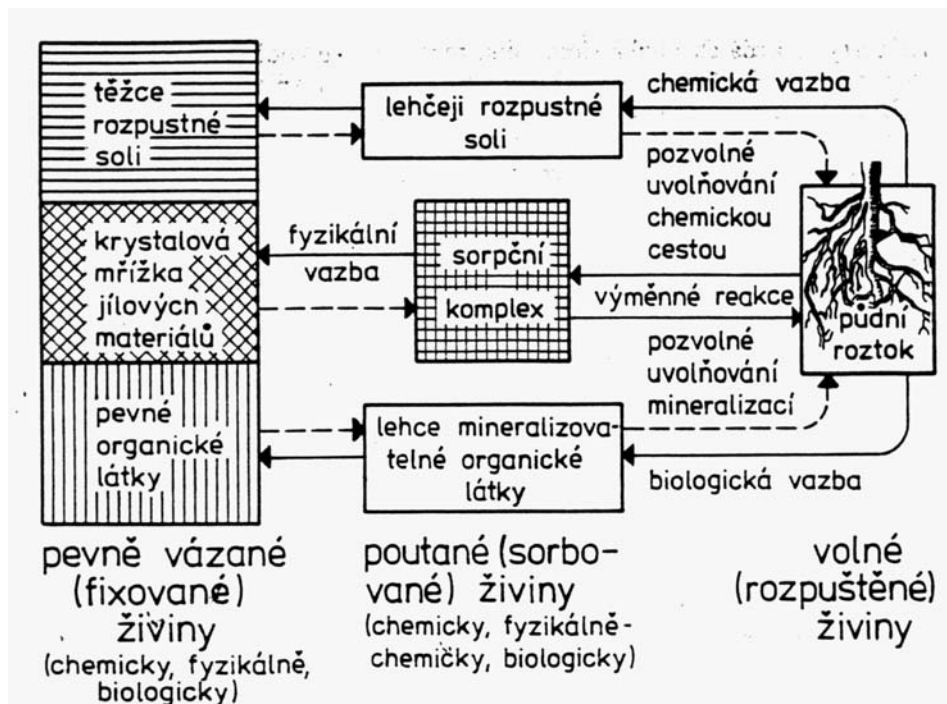
- koncentraci živin v půdním roztoku, a to především v povrchových, ale i spodnějších půdních horizontech,
- množství lehce přístupných forem živin,
- množství živin dopravených ke kořenům rostlin, a to především na struktuře půdy a její vlhkosti,
- antagonismu (iontové konkurenci a synergismu)
- obsahu toxických látek
- vzdušnosti půdy (narušení příjmu při špatném provzdušnění)
- teplotě půdy (ovlivněn růst kořenů)
- schopnosti rostlin prokořeňovat půdu
- schopnosti rostlin vyluhovat, tj. rozpouštět těžko rozpustné sloučeniny

Příznivé vzrůstové podmínky propůjčují rostlinám půdy, v nichž je obsah přístupné vody v kořenovém prostoru větší než 200 mm a obsah vzduchu při jejich nasycení na polní vodní kapacitu je větší než 10 % objemových.

Formy živin v půdě

Živiny obsažené v půdě se v ní nacházejí v různě pohyblivých formách. Z pohledu zajištění výživy rostlin (viz obr. 5–III) je zařazujeme do následujících skupin:

- živiny pevně vázané (fixované a nevýměnné ionty)
- živiny poutané (sorbované a výměnné ionty)
- živiny volné (rozpuštěné ve vodě)



Obr. č. 5–III Schéma základních forem živin v půdě (Baier, 1983)

Živiny pevně vázané

Nacházejí se ve formách, které jsou rostlinám nepřístupné. Jde o živiny vázané v nevětralých horninách (primárních minerálech) a nerozložené organické hmotě. Dále jsou vázány v různých anorganických sloučeninách. Mohou být uvolňovány v procesu zvětrávání a v průběhu dalších chemických nebo fyzikálních reakcí.

Živiny poutané

Jsou rostlinám přístupné, dojde-li k jejich uvolnění do půdního roztoku. Tato forma živin vytváří rovnováhu mezi sorpčním komplexem a půdním roztokem. Jde o živiny, které jsou v půdě uvolňovány mobilizací a mineralizací. Jsou-li např. sorbovány jílovými minerály jsou chráněny před vyplavením. Jsou důležitou rezervou pro doplňování půdního roztoku.

Živiny volné

Jsou součástí půdního roztoku a mohou být buď přijmuty rostlinami, vyplaveny, sorbovány, eventuálně i imobilizovány nebo fixovány.

5.8 Kontaminace půd rizikovými látkami

Kromě kyselých látek ovlivňujících reakci půdy a její chemismus se do půd dostávají z různých zdrojů další látky, především pak některé těžké kovy a další mikroelementy, které mohou v určitých koncentracích působit škodlivě až toxicky, zejména pak v potravním řetězci (As, Be, Pb, B, Br, Cd, Cr, F, Co, Cu, Mo, Ni, Hg, Se, V, Zn, Sn aj.). Zdrojem těchto prvků jsou buď jejich geogenní obsahy v půdotvorných substrátech, nebo různé emise, dále pak odpady, které bez ohledu na kritické obsahy byly nebo dosud jsou v půdách likvidovány (čistírenské kaly, další odpady z komunální sféry). Mohou však mít původ i v průmyslových hnojivech jako je tomu např. u kadmia, které je obsaženo ve fosfátech v množstvích podle jejich původu. Tak např. při výrobě superfosfátů asi polovina obsaženého kadmia se dostává do výrobku. Olovem je půda kontaminována kolem frekventovaných komunikací v maximální míře asi do vzdálenosti 15 m od okrajů komunikací. Nejvýznamnější možnost kontaminace půdy představují mikroprvky obsažené v čistírenských kalech.

Strategie využití odpadních látek pro kompostování, nebo jejich přímá aplikace do půd vyžaduje, znalost základního chemického složení všech uvažovaných komponent kompostů a to nejen látek hnojivých, nebo zdrojů humusu, ale i anorganických a organických škodlivin. Dále nesmí být překročeno tolerované množství sledovaných látek v půdách, které vlastní aplikaci podmiňuje.

Skupiny látek potenciálně škodlivých pro půdy

Vyhláška č.13 /1994 Sb., kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu v § 2 vymezuje nejvýše přípustné obsahy škodlivých látek v půdě.

Maximálně přípustné obsahy rizikových prvků v půdách podle způsobů laboratorních analýz jsou uvedeny v tabulce.

Rizikové prvky v zemědělských půdách v mg.kg⁻¹ (celkový obsah), pozad'ové a maximálně přípustné hodnoty (výluh v lučavce královské) údaje v mg.kg⁻¹ zeminy

Prvky	Horní hranice pozad'ových hodnot		Maximální přípustné hodnoty	
	lehké půdy	ostatní půdy	lehké půdy	ostatní půdy
As	10,0	20,0	30,0	30,0
Be	1,5	3,0	7,0	7,0
Cd	0,3	0,4	0,4	1,0
Co	16,0	25,0	25,0	50,0
Cr	85,0	130,0	100,0	200,0
Cu	45,0	70,0	60,0	100,0
Hg	0,3	0,4	0,6	0,8
Mo	0,8	0,8	5,0	5,0
Ni	40,0	60,0	60,0	80,0
Pb	60,0	80,0	100,0	140,0
V	80,0	120,0	150,0	220,0
Zn	90,0	150,0	130,0	200,0

K posouzení přístupnějších forem těžkých kovů slouží u nás výluh v 2M HNO₃ a o těchto normativech a hodnotách pozadí informují údaje tabulky.

Limity a jejich pozadí v 2M HNO₃ v půdách (údaje v mg.kg⁻¹ zeminy)

Prvky	Horní hranice pozad'ových hodnot		Maximální přípustné hodnoty	
	lehké půdy*	ostatní půdy	lehké půdy	ostatní půdy
As	2,0	3,0	4,5	4,5
Be	0,5	0,7	2,0	2,0
Cd	0,3	0,4	0,4	1,0
Co	7,0	13,0	10,0	25,0
Cr	12,0	20,0	15,0	40,0
Cu	21,0	35,0	30,0	50,0
Hg	–	–	–	–
Mo	0,7	0,7	5,0	5,0
Ni	10,0	15,0	15,0	25,0
Pb	30,0	40,0	50,0	80,0
V	10,0	20,0	20,0	50,0
Zn	40,0	60,0	50,0	100,0

* *půdy z písků, pískovců, svahovin kyselých žul*

.Ke všem dnes známým stanovištním parametrům zařazujeme i stanovištní faktor “škodliviny”. Jako škodliviny označujeme látky jejichž koncentrace překračují úroveň, která je považována za normativní:

- jsou to látky přítomné ve vzduchu, ve vodě a půdách
- všechny ve vzduchu, vodě a půdách rozšířené přírodě cizí látky (xenobiotika) pokud jsou zastíženy v koncentracích, jimž se dají přičíst škody na kvalitu života a výkonnosti, která klesá
- dále jsou negativně ovlivněny ekosystémární procesy a funkce chráněných kvalit

Obsahy znečištěnin tj. škodlivých látek ve vzduchu, vodě a půdách musí být tak nízké, že ani při trvalém působení na chráněné kvality, je nemohou ohrozit, takže nemohou být postiženy ani v délce života, ani v dalších produkčních vlastnostech. Otázka, je-li nějaká látka “jedovatá” nebo “užitečná” nezpůsobuje pouze látka a její koncentrace v určitém mediu v prostředí, ale i všechny další působící faktory. Hodnota nastavení faktoru zatížení škodlivinou (látkové zatížení) je závislé na:

- druhu látky a jejího obsahu v půdě
- všech půdních a klimatických stanovištních faktorech
- na ochranných vlastnostech stanoviště
- na předpokládaném nebo možném využití stanoviště

Látka sama neurčuje svojí toxicitu, proto je třeba uvažovat všechny uvedené parametry spoluovlivňující toxicitu. Každý takovýto parametr je založen na společném působení jednotlivých komponent, které se propojují ve vzájemné mosaice, což vede ke komplexnímu zhodnocení stanovištního faktoru látkového zatížení.

Pojem škodlivina může být nejlépe vysvětlen na příkladu těžkých kovů. Řada těchto prvků je v půdách pro rostliny, zvířata i člověka velmi důležitá. Nedostatek těchto prvků má vysokou biologickou účinnost a vede k onemocněním z jejich nedostatku. V tomto případě jde o biogenní mikroelementy (B, Cu, Mn, Mo, Zn). Řada dalších prvků jako např. kadmium, olovo a rtuť nejsou pro biologické systémy životně důležité, avšak v důsledku geogenního původu hornin při jejich zvětrávání a vzniku půd v nich zastoupené. Avšak teprve, když tyto potenciálně škodlivé prvky překračují míru biologické snášenlivosti označujeme je jako škodliviny.

Obr. č. 5–IV

Půdy v plnění své produkční funkce jsou ohroženy tehdy (obr. 5–IV), když látkové vstupy nejsou již dále v půdě dostatečně pufrovány, neškodně uloženy, nebo přeměněny. Látkové vnosi je třeba kriticky hodnotit tehdy když:

- vedou k obohacování půd
- je ovlivněn koloběh látek v jejich půdněbiologických přeměnách
- transferem jsou ohroženy rostliny a potravní řetězce
- negativně jsou ovlivněny další ekologické funkce půdy

Negativně jsou půdy ovlivněny:

- persistentními škodlivinami
- kyselými srážkami
- radioaktivními látkami
- průmyslovými a hospodářskými hnojivými (nežádoucími příměsemi)
- prostředky ochrany rostlin
- starými zátěžemi
- vodě a půdě nebezpečnými látkami – uskladnění a transport
- rozpustidly

V zásadě vstupy škodlivin diferencujeme na:

- anorganické látky
- organické látky

Zemědělská výroba je škodlivinami ohrožena ze zdrojů mimo vlastní výrobu (např. velkoprostorové směsi elektráren, chemického průmyslu, dopravy aj.) a dále škodlivinami v souvislosti s kultivací půd (hnojení kaly, průmyslovými hnojivými, využití biocidů aj.)

Vstupy těžkých kovů (TK)

Podstatná část těžkých kovů jejichž původ je z průmyslu, osídlení a dopravy se dříve nebo později dostává do půdy, která je nejdůležitější ekologickou křižovatkou v biosféře. Půda má oproti dalším složkám znečištění tu zvláštnost, která spočívá v tom, že odpadní vody a vzduch je možné technicky dobře vyčistit, zatímco půdu znečištěnou TK již vyčistit nelze. To je také důvodem proto, že vstupy TK v důsledku jejich akumulace v půdě prezentují těžko řešitelný problém.

Tolerování vnosů těžkých kovů (TK)

Obohacení půdy TK je tolerováno pouze ve velmi omezených hranicích, které jsou závislé jednak na geogenním obsahu TK a dále na způsobu exploatace půdy. Půda nepředstavuje pouze depot pro vnášené TK, ale slouží současně jako transformační medium pro přechod škodlivin do potravin nebo vody. To platí pro TK, které nejsou nutné pro biologické systémy, ale i pro stopové prvky, které jsou sice důležité pro rostliny nebo zvířata, ale jsou-li zastoupeny v nadměrném množství mohou rovněž působit toxicky.

Pro určení zatížení půd TK platí údaje vyhlášky č.13/1994 Sb. a dále normativy uváděné v normách pro využití odpadních látek pro výrobu kompostů podle (ČSN 465735).

Vlastnosti rizikových látek v půdách

Významný je chemický charakter prvku, jeho vztah k půdním vlastnostem, jeho rozpustnost, imobilizace a tím i vstup do rostliny. Prvky dobře rozpustné jsou i rostlinami lépe přijímány. Po dosažení toxické hladiny rizikových látek (RL) dochází rychle a to v poměrně nízkém koncentračním rozmezí k poruchám v úrodnosti půdy.

Kontaminace půdy, zvláště v povrchové vrstvě, roste úměrně s intenzifikací a chemizací průmyslové a zemědělské výroby.

Samočisticí schopnost půdy je nižší, než samočisticí schopnost vzduchu a vody.

Vzhledem ke kumulativním účinkům těžkých kovů musí být jejich hodnocení komplexní a neisolované podle hodnocení jednoho prvku.

Kontaminace půdy RL má převážně bodový charakter (s výjimkou zvýšeného používání průmyslových hnojiv a imisí).

Při vstupu těžkých kovů do půdy může docházet k fyzikálně chemickým změnám a prvek se zapojuje do biogeochemického koloběhu. Vlivem toho vzniká a zaniká řada látek, které zvyšují nebo snižují toxicitu prvků v prostředí. Podle Kabaty (1979) lze prvky rozdělit podle jejich toxicity do čtyř kategorií:

- prvky s velmi vysokým stupněm potencionálního ohrožení (Cd, Hg, Pb, Cu, Tl, Sn, Cr, Sb, Zn)
- prvky s vysokým stupněm potencionálního ohrožení (Bi, U, Mo, Ba, Mn, Ti, Fe, Se, Te, Ni, Co, As)
- prvky se středním stupněm potencionálního ohrožení (F, V, Rb, Li, Ge, In, B, Br, Cs)
- prvky s nízkým stupněm potencionálního ohrožení (Sr, Zr, Ta, La, Rb).

6 VODA V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

Hydrosféra je v obecném smyslu definována jako vodní obal Země. V hydrologii prezentuje prostor v němž je, nebo může být akumulována voda. Z povrchu Země na ní připadá asi 361 milionů km², zatímco na souš připadá pouze 149 milionů km². Poměr souše k hydrosféře je 1:2,4. Více než 98 % vody na Zemi je akumulováno v mořích a zbytek je obsažen v ledu, řekách, jezerech a vodních nádržích přirozeného nebo umělého původu. Voda se v hydrosféře pohybuje ve třech skupenstvích (tekutém, plynném a tuhém).

Hydrosféra je jednou z hlavních nezastupitelných složek v životním prostředí. Voda je vedle energie slunečního záření zcela nezastupitelná pro život na planetě. Z biologického hlediska je nezastupitelná pro tvorbu biomasy. Z pohledu působení geologických sil hydrosféra ovlivňuje současnou orogenezi, o čemž jsme se měli možnost přesvědčit v létě roku 1997 při katastrofálních povodních na Moravě.. Voda je na Zemi v soustavném pohybu a to ve všech skupenstvích.

Oběh vody na Zemi zajišťuje výpar, povrchový odtok a atmosférické srážky. Voda se pohybuje v atmosféře na povrchu Země a ve svrchní části kůry zemské.

Rozdělení vody na Zemi je nerovnoměrné. To znamená, že v některých částech zeměkoule je jí nadbytek (tropické pralesy), jinde absolutní nedostatek (státy Sahelu). Její celkové množství na Zemi se odhaduje na 1 330 751 000 km³. Avšak i přes tuto její ohromnou zásobu existuje nedostatek hlavně sladké vody. Celková zásoba sladké vody je pouze 2,77 % a její převážný podíl ve výši 77,63 % je vázán v ledovcích a polárním ledu a další hlavní zdroje představují horizonty podzemních vod s podílem 21,8 %. (Plainer J. 1983)

Voda zemské kůry je podle výskytu dělena na dva hlavní druhy a to na vodu povrchovou a podzemní. Hranicí mezi nimi je povrch půdy.

Vodním zdrojem rozumíme povrchové nebo podzemní vody využívané nebo využitelné člověkem. Jejich čerpání je možné buď v přírodním stavu (přímo z řek, potoků a pramenů) nebo s pomocí vybudovaných technických zařízení sloužících k odběru (studny, nádrže).

6.1 Význam vody v životním prostředí

Voda v životním prostředí má nezastupitelnou funkci a její význam je:

- **biologický** tj. je hlavní součástí rostlin a živočichů, posuzujeme ji však i jako velmi důležitou potravinu
- **zdravotní**- pokrývá veškeré hygienické požadavky a potřeby člověka
- **estetický** – je významnou součástí životního prostředí ,např. v krajině (vodní toky, jezera, vodní nádrže)
- **kulturní a rekreační** – umělé vodotrysky, kašny a další zařízení v intravilánech, vodní nádrže v krajině využívané pro rekreaci a oddech
- **mikroklimatický význam**

6.2 Voda v krajině

Řeky, potoky, rybníky, jezera a vodní nádrže vytvářejí v krajině výrazné ekosystémy, které svým dynamickým projevem zasahují do široké oblasti života krajiny a jsou výraznými kompozičními

prvky v krajinné scenerii Na vytváření současného rázu krajiny se významně uplatňují i velké údolní přehrady (Lipno, Orlik, Slapy, Skalka, Štěchovice, Jesenice, Nechranice, Žermanice, Těrlicko, Vranov, Kružberk, Přísečnice, Fláje, Vír aj.).

Hydrografická síť je v ČR velmi členitá, avšak reprezentuje většinou střední a malé toky. Její hustota je na území státu nerovnoměrná. V koloběhu vody se na území státu kladně projevuje vliv atlantského proudění.

Povrchové zdroje vody jsou perspektivně hlavními zdroji vody v průmyslové, zemědělské a hu- mánní oblasti. Jsou využívány pro:

- zásobování pitnou vodou
- zásobování užitkovou a provozní vodou
- potřeby vody v zemědělství
- potřeby vody v průmyslu
- rybářství
- rekreaci
- plavbu
- energetiku
- přenos a zneškodnění odpadů

V důsledku mnohostranného využití vody v mnoha lidských aktivitách je tato základní složka ži- votního prostředí narušována, tj. znečišťována, (existují technologie, které mohou znečištěnou vodu opět regenerovat, tj. vyčistit).

Ve vodě jsou zastoupeny anorganické a organické látky. Z fyzikálního hlediska jde o iontové roztoky (elektrolyty) a neiontové rozpuštěné látky (neelektrolyty) nebo o látky nerozpuštěné (neusa- ditelné, usaditelné a vzplývavé). Mezi iontově rozpuštěné látky patří Ca, Mg, Na, K, Fe, Mn NH₄ (kationty) aj. Z aniontů jde o HCO₃, SO₄, Cl, v nižších koncentracích NO₂, NO₃, PO₄ atd.

Mezi neiontové rozpuštěné látky řadíme sloučeniny Si, B, Ti, rozpuštěné plyny a některé orga- nické látky.

Jednou z nejvýznamnějších vlastností vody je **tvrdost**, která může při jejím využití v průmyslu působit vážné potíže. V zásadě ji dělíme na tvrdost uhličitánovou (Tu) a neuhličitánovou (Tn). Tvr- dost vody se dříve udávala v německých stupních (1 stupeň = 10 mg CaO v litru). Dnes se udává v mmolech. Vody s tvrdostí asi do 1,5 mmolu v litru se považují za velmi měkké a vody s celkovou tvrdostí > 10 mmolu za velmi tvrdé.

6.3 Škodlivé látky ve vodě a klasifikace povrchových vod

Škodlivé látky

Jde o látky, které působí buď:

- přímo toxicky
- zhoršením sensorických vlastností vody
- způsobují odčerpání ve vodě rozpuštěného kyslíku

Škodlivost se posuzuje:

- z hlediska toxikologického

- z hlediska senzorického
- z ostatních důvodů

Nejvyšší přípustná koncentrace látek ve vodě (NPK)

Je to koncentrace, nad kterou již voda není vhodná pro jeden nebo více druhů použití. Tyto hodnoty nesmí být překročeny např. v pitné vodě, (její kvalitu reguluje ČSN 75 7111). NPK dělíme na:

- NPK toxického působení
- NPK sensorického působení
- NPK nepřímo škodlivého působení.

Klasifikace povrchových vod

Jde o normované rozřazení toků a vod v závislosti na jakosti. Cílem je zachování požadované čistoty vody v recipientech (je regulováno nařízením vlády ČR č.171 /1992 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod).

Klasifikace jakosti povrchových vod je určena ČSN 75 7221. Klasifikace jakosti vody vychází ze zhodnocení vybraných ukazatelů jakosti vody, které se pro potřeby této normy rozdělují do 6 skupin:

- **skupina A -kyslíkového režimu:** rozpuštěný kyslík, BSK₅, ChSK_{Mn} nebo ChSK_{Cr}
- **skupina B – základní chemické a fyzikální:** pH, teplota vody, rozpuštěné látky nebo vodivost, nerozpuštěné látky, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, veškerý fosfor
- **skupina C – doplňující chemické:** vápník, hořčík, chloridy, sírany, tenzidy aniontové, nepolární extrahovatelné látky, organicky vázaný chlor
- **skupina D – těžké kovy:** rtuť, kadmium, arzén, olovo
- **skupina E – biologické a mikrobiologické:** saprobní index, koliformní bakterie, nebo fekální koliformní bakterie
- **skupina F – radioaktivity:** celková objemová aktivita alfa, celková objemová aktivita beta

Podle ČSN 75 7221 se povrchové vody podle jakosti zařazují do 5 tříd:

- I. třída – velmi čistá voda
- II. třída – čistá voda
- III. třída – znečištěná voda
- IV. třída – silně znečištěná voda
- V. třída – velmi silně znečištěná voda

Ukazatele obsahu látek v jednotlivých třídách podle kategorií A – F jsou součástí citované normy. Kvalita pitné vody je charakterizována ve všech ukazatelích ČSN 75 7111.

6.4 Znečištění vodních zdrojů

Znečišťující látky rozdělujeme v zásadě do tří skupin:

- látky působící přímo toxicky nebo působící sensorické závady.
- látky ovlivňující kyslíkovou bilanci recipientu.

- látky inertní anorganické, rozpuštěné i nerozpuštěné, netoxické povahy

Odpadní vody

Tyto vody kategorizujeme následovně:

- vody silně kyselé nebo alkalické
- vody s vysokou solností (rozpuštěné anorganické látky)
- vody s vysokým obsahem nerozpuštěných látek
- vody ovlivňující přestup kyslíku do vody (ropné látky)
- vody s vysokým obsahem biologicky rozložitelných látek spotřebovávajících kyslík chemickými pochody. Biologickým rozkladem dochází k rychlé spotřebě rozpuštěného kyslíku ve vodě (až k jeho úplnému vyčerpání). To vyvolává přechod od aerobním podmínek k anaerobním, což je biochemicky doprovázeno vznikem metanu a sirovodíku a biologicky hynutím ryb. Ve vodě rozpuštěný kyslík může být spotřebován i při oxidaci některých redukcujících látek jako Fe^{2+} nebo oxidací NH_4 na NO_3
- vody obsahující látky nepříznivě ovlivňující sensorické vlastnosti vody (chlorfenoly, ropné látky, barviva aj.)
- vody obsahující toxické látky vůči rybám, zooplanktonu a mikroorganismům (těžké kovy, kyanidy, pesticidy, radionuklidy)
- vody znečištěné patogenní mikroflórou (odp. vody z nemocnic, koželužen, z živočišné výroby)
- vody obsahující větší množství dusíku a fosforu, vyvolávající zvýšení trofického potenciálu vody. Mohou být zdrojem vývoje nežádoucích organismů – vodního květu
- vypouštění vod s vyšší teplotou vyvolává snížení obsahu rozpuštěného kyslíku v toku, zvyšuje metabolickou činnost heterotrofní mikroflóry, což je doprovázeno zvýšenými nároky na spotřebu kyslíku biologickými reakcemi. Deoxygenace při zvýšené teplotě probíhá rychleji než reaerace, čímž se snižuje samočisticí kapacita vody. Přítok teplé vody do toků hodnotíme jako organické znečištění

V důsledku všech lidských činností využívajících vodu je tato základní složka životního prostředí postupně znečišťována. Primární znečištění vody je způsobeno:

- látkami ve vodě plovoucími
- kaly z mnoha činností
- organickými látkami rozpuštěnými a koloidními
- anorganickými látkami zvyšujícími solnost vody
- bakteriální znečištění vody městskými a jinými splašky
- všestranným a různorodým průmyslovým znečištěním
- tepelným znečištěním
- radioaktivním znečištěním
- znečištěním zemědělskou výrobou:
- rostlinnou, tj. plošné znečištění
- živočišnou výrobou, tj. převážně bodovým znečištěním

Má-li voda plnit všechny požadované funkce, je se třeba se zabývat její ochranou před znečištěním a to aktivními opatřeními, které budou vedle přirozených samočisticích procesů zlepšovat její kvalitu.

Z pohledu zemědělského znečištění vodních zdrojů musíme věnovat pozornost zejména:

- organickým látkám ve vodách
- dusíku ve vodách,
- fosforu ve vodách
- možnostem mikrobiálního znečištění
- zvýšení solnosti ve vodách

Organické látky ve vodách

Původ organických látek ve vodách je přirozený a umělý. Přirozené organické látky mají původ z produktů metabolismu rostlin a živočichů ve vodách žijících. Mezi umělé organické znečištění patří:

- odpadní a splaškové vody (domácnosti a komunální sféra)
- průmyslové odpadní vody (zejména potravinářský průmysl)
- zemědělské odpadní vody (močůvka, kejda, silážní šťávy), splachy ze zemědělských pozemků

Z biologického hlediska tyto organické látky dělíme na:

- látky podléhající biologickému rozkladu
- látky odolné proti biologickému rozkladu, které se mohou ve vodách hromadit

Dále se organické látky člení na škodlivé a neškodné (z hlediska toxicity a sensorických vlastností). Organické látky ve vodách jsou zastoupeny ve velmi kolísavém množství (od několika desetin mg až po g v litru. Je to závislé na tom, do jaké míry je ta která voda kontaminována. Nejvíce organických látek obsahují vody potravinářského průmyslu a některé zemědělské odpadní vody.

Znečištění druhotnými produkty živočišné výroby

Živočišná výroba se na znečištění vodních zdrojů projevuje exkrementy hospodářských zvířat, zejména pak nekontrolovanými úniky kejdy, močůvky a hnojůvky. Produkované znečištění v živočišné výrobě ještě neznamená, že ke znečištění vody dojde. Při hodnocení znečištění v živočišné výrobě vycházíme ze srovnání známých jednotek. Základní jednotkou znečištění je tzv. ekvivalentní obyvatel (EO). Znečištění, které produkuje EO je vyjádřeno v BSK₅ a je produkováno jedním dospělým člověkem za den. Jeden EO produkuje znečištění ve výši 54–60 g BSK₅/den. Znečištění, které produkuje 1 DJ (dobytčí jednotka s živou hmotností 500 kg) se odhaduje v závislosti na technologii odkluzu exkrementů na 15–30 EO (kejdový provoz 30 EO). Produkovaný obsah živin na 1 DJ skotu je 175 g dusíku, 23 g fosforu a 140 g draslíku.

Biochemická spotřeba kyslíků (BSK)

BSK je definována jako množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy pro rozklad (mineralizaci) organických látek za aerobních podmínek. Celkové potřebné množství kyslíku je úměrné

množství obsažených mineralizovatelných organických látek. Podle BSK se odhaduje stupeň znečištění vod. Na rozdíl od ChSK chemické spotřeby kyslíku -oxidovatelnosti dvojchromanem draselným, která postihuje všechny organické látky tj. biologicky rozložitelné i nerozložitelné, vyjadřuje hodnota BSK pouze znečištění biologicky štěpitelnými látkami.

Oxidace organických látek ve splaškových vodách a hnojivých zemědělských odpadech (kejda, močůvka, hnojůvka aj.) probíhá asi 20 dnů. Pro laboratorní stanovení je to však příliš dlouhá doba. Byla proto zvolena jednotná inkubační doba 5 dnů pro laboratorní stanovení. Nazývá se 5 ti denní biochemickou spotřebou kyslíku a označuje se zkratkou BSK₅ (i když u symbolu BSK není index 5 znamená to vždy hodnotu BSK₅). Avšak i BSK₅ je pouze část z celkové BSK označené jako BSK_c.

Pro předpokládané empirické složení biomasy C₅H₇NO₂ je přepočítávací koeficient biomasy na kyslíkové ekvivalenty 1,414 g O₂ na gram biomasy.

Chemická spotřeba kyslíku (ChSK)

Oxidovatelnost, nebo-li chemickou spotřebu kyslíku zjišťujeme manganistanovou metodou (pitná voda), dichromanovou a jodičnanovou metodou. Rozumíme zde redukční schopnost vody danou obsahem redukcujících organických ale i anorganických látek. Snažíme se však o to, aby byla pouze mírou obsahu látek organických. Je proto nutné vyloučit obsah anorganických látek (chloridů, dusitanů, sirovodíku, Fe²⁺ aj.).

Organické látky jsou oxidovány pouze do určitého stupně, který je odlišný v závislosti na jejich kvalitě. Výsledky blížíci se teoretické spotřebě kyslíku (TSK) poskytuje metody dichromanová. Dosazený stupeň oxidace se vyjadřuje v % TSK.

Dusík ve vodách

Dusík v současné době posuzujeme jako jeden z prvků, jehož koloběh v přírodě je ovlivněn průmyslovou fixací (výroba dusíku průmyslově) a to převodem z molekulární formy do formy iontové. Tento dusík je aplikován v zemědělských ekosystémech. Je mu přisuzována kontaminace povrchových i podzemních vod. Jeho dynamika je v agrocenózách značně složitá a dosud se ji nepodařilo regulovat. Přírozené autoregulační systémy se nové dynamice dusíku nepřizpůsobily. Dusík v jeho iontových formách NH₄, NO₃ a NO₂, ale i neiontových formách (NH₂) je příčinou nejen znečištění vody, ale i různých onemocnění jako je alimentární dusičnanová methemoglobinemie, podezření na rakovinu (nitrosaminy). Proto i znalosti o jeho množství a formách výskytu ve vodách jsou nezbytným předpokladem pro zvládnutí přirozených a umělých čistírenských procesů a celé jeho dynamiky v přírodě.

Celkový obsah dusíku ve vodách je součtem všech jeho forem a vyjadřuje se v mg/l. Stanoví se buď převedením všech jeho forem na N-NH₄, nebo se vyjadřuje jako součet jednotlivě stanovených forem.

Organicky vázaný dusík

Je tvořen bílkovinami a jejich produkty rozkladu (peptidy, peptany, aminokyseliny, uriny a pyrimidiny). Probíhá-li rozklad organických dusíkatých látek v anaerobním prostředí, zůstává amoniakální dusík v této formě. V aerobním prostředí dochází až k nitrifikaci amoniakálního N. Nitráty

jsou buď spotřebovány rostlinou, pohybují se s vodou nebo jsou denitrifikovány (v anaerobním prostředí).

Amoniakální dusík (NH₃, NH₄)

Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek (aminoskupin) rostlinného a živočišného původu. Organického původu je i ve splaškových vodách a odpadech z živočišné výroby (močůvka, kejda, hnojůvka). Sekundárně může amoniak vznikat přímo ve vodách chemickými nebo biochemickými reakcemi tj. redukcí dusitanů nebo dusičnanů. K chemické redukcí dochází při reakci NO₃ a Fe²⁺ nebo H₂S. Proto se amoniak vyskytuje často v železnatých vodách.

Splaškové vody obsahují amoniak v desítkách, stovkách a tisících mg v litru. Vysoká koncentrace amoniaku je v některých zemědělských odpadech (močůvka 1000–7500 mg, silážní šťávy 200–400 mg v litru). Z toho vyplývá, že bodové znečištění vody představuje vysoké možnosti znečištění amoniakem tehdy, dojde-li k nekontrolovaným únikům odpadních vod. Ohrožení kvality vody amoniakem je dvojího druhu:

- toxické působení (NPK pro pitnou vodu je 0,5 mg NH₄ v litru)
- oxidace amoniaku se podílí na vyvolání kyslíkového průhybu v povrchové vodě. Potřebné množství kyslíku na nitrifikaci 1 mg amoniaku je 4,57 mg O₂.

Detoxikace amoniakálního dusíku ve vodách je závislá především na průtoku vody v toku a na předchozím nasycení vody kyslíkem a na množství přitékající močůvky, nebo jiného odpadu s vysokým obsahem amoniaku.

Dusičnany

Vznikají oxidací amoniakálních forem dusíku. Společně s amoniakální formou představují největší znečištění povrchových a podzemních vod. V aerobních podmínkách jsou chemicky stálé. Jsou nejvyšší formou oxidace dusíku. Jejich zvýšené množství ve vodách je ovlivněno zejména intenzivním využíváním dusíkatých hnojiv (průmyslových i organických) v zemědělství. V půdách nemohou být dlouhodoběji zadrženy. Nejsou-li přijaty rostlinami jsou z půdy vyplaveny do podzemních vod, nebo jsou z části denitrifikovány (v anaerobních podmínkách).

Dusičnany samy o sobě jsou málo škodlivé. Jejich škodlivost je však nepřímo způsobena tím, že v gastrointestinálním traktu se mohou bakteriální činností redukovat na dusitany, které mohou za určitých podmínek působit toxicky.

Dusitany

Ve vodě vznikají jako produkt biochemické oxidace amoniakálního dusíku, nebo biochemickou redukcí dusičnanů. Anorganického původu jsou ve srážkové vodě (elektrické výboje). Ve vodě doprovázejí amoniakální dusík a dusičnany. Jsou velmi nestálou formou dusíku. Ve vodách se vyskytují ve velmi malých koncentracích. Jejich vyšší obsahy lze pozorovat v redukčních podmínkách. ČSN 75 7111 připouští nejvíce 0,1 mg NO₂ v litru.. Jejich slučováním se sekundárními aminy vznikají nitrosaminy:

Další reakce dusitanů v lidském těle je přeměna hemoglobinu na methemoglobin, který ztrácí schopnost přenášet kyslík.

U kojenců ve stáří do 3 měsíců obsahuje krev tzv. fetální hemoglobin (hemoglobin F), který se snadněji oxiduje než hemoglobin A obsažený v krvi starších dětí a dospělých. Nebezpečnost pro kojence spočívá v tom, že jejich enzymový oxiredukční systém katalyzující zpětnou redukci methemoglobinu na hemoglobin není u nich ještě dostatečně vyvinut. Přirozená fyziologická hladina obsahu se pohybuje asi do 1 % z celkového množství krevního barviva. Lehká forma dusičnanové methemoglobinemie projevující se cyanózou a šedým nádechem je při hladině 5–10 %. K těžké klinické otravě dochází při zvýšení hladiny na 20 %, což se projevuje cyanózou, tachykardií, křečemi a průjmem. Přidružuje se i krvácení, kóma a poškození myokardu. Toto onemocnění se může projevit v oblastech s vysokým obsahem dusičnanů ve vodě, která se používá pro přípravu pokrmů pro kojence (sušené mléko). Prokázalo se však, že onemocnění kojenců neovlivňuje pouze koncentrace nitrátů v pitné vodě, nýbrž o tom spolurozhoduje celkový zdravotní stav kojence. Za významný faktor lze považovat kyselost žaludečních šťáv. čím je jejich pH vyšší, tím redukce na dusitany probíhá snadněji. U zdravých dětí jsou dusičnany resorbovány již v horních částech zažívacího traktu a nedochází k jejich redukci. Pokud se však redukující bakterie dostanou do horních zažívacích cest, dochází pak k redukci a může dojít i k onemocnění. Předcházení této nemoci je konzumace nezávadné vody (pro děti do 15 mg NO₃ v litru).

Fosfor ve vodách

Sloučeniny fosforu se do povrchových vod dostávají zejména splaškovými odpadními vodami z domácností (původ z detergentů). Dalšími zdroji jsou povrchové smyvy ze zemědělských půd a odpadní vody z živočišné výroby. Jde především o ortofosforečnany (PO₄, HPO₄ a H₂PO₄) a polyfosforečnany.

Fosforečnany jsou obohaceny hlavně povrchové vody. V podzemních vodách je jejich obsah omezený a to proto, že v půdách vstupuje fosfor do vazeb s vícevalentními kationty (Al, Fe a Mn) a podléhá v nich negativní sorpci, která velmi výrazně omezuje jeho pohyb v půdách (zejména jeho vyplavování). Jejich koncentrace v povrchových, ale především v podzemních vodách se většinou pohybují v setinách až desetínách mg v litru. Jejich vyšší koncentrace je v povrchové vodě nežádoucí, protože se podílejí na dosažení tzv. trofického potenciálu pro eutrofizaci. Jejich limitní koncentrace pro vznik vodního květu je cca 0,01 mg v litru. Odhaduje se, že 1 g fosforu vyvolá produkci 150 g řas v sušině, což je značné znečištění. Přísunem fosforu růst řas značně stoupá (při přítomnosti dusičnanů, kterých je k dosažení trofického potenciálu v povrchových vodách vždy dostatek).

Eutrofizace

Je to zvyšování trofického (úživného) potenciálu v tekoucích, ale hlavně ve stojatých vodách. Eutrofizace má za následek tvorbu vodního květu, což vede k značnému organickému znečištění vody.

Eutrofizace se dělí na:

- přirozenou
- umělou

Přirozenou eutrofizaci nelze ovlivnit a je způsobena vyplavováním dusíku a fosforu z půd, jejichž vývoj nebyl ovlivněn člověkem a rozkladem odumřelých vodních organismů.

Umělá (indukovaná) eutrofizace je výsledkem současného civilizačního procesu, který má za následek neúměrné obohacování povrchových vod sloučeninami dusíku a fosforu. Původ tohoto

znečištění je ve splaškových vodách, ze splachu dusíkatých a fosforečných hnojiv z hnojených polí (anorganicky i organicky). Dalšími zdroji zpravidla bodovými je živočišná výroba, silážní šťávy aj. Původ fosforu v povrchových vodách je hlavně z detergentů obsahujících polyfosforečnany. Přísun živin, zejména anorganických forem dusíku a fosforu porušuje přirozenou biologickou rovnováhu ve vodách, což vyvolává podstatně intenzivnější přírůstek primární produkce ve vodě.

Primární produkci rozumíme tvorbu biomasy zelenými autotrofními organismy – řasami, které při fotosyntéze a příjmu minerálních látek tvoří látky organické.

Primární producenti jsou konzumováni primárními konsumenty nebo opět rozkládány tzv. destruenty. Podmínkou pro vznik vodního květu je poměr N:P = 0,2 mg N/l:0,01 mg P/l, tj. poměr N:P = 20:1.

Z praktického hlediska tyto procesy provázejí degradaci kvality vody a zvýšení nesnází s její úpravou jako vody pitné, průmyslové, nebo jejího využití k rekreačním a sportovním cílům. Eutrofizace postihuje hlavně nádrže s příznivými topografickými a klimatickými poměry, situované v nižších nadmořských výškách a s dostatkem slunečního svitu. Stupeň ohrožení takovýchto vodních nádrží je závislý na hustotě osídlení, intenzitě zemědělské nebo průmyslové výroby a na efektivitě čištění odpadních vod.

Samočisticí procesy ve vodách

Povrchové vody, které byly kontaminovány odpadními vodami např. z živočišné výroby, silážními šťávami, vodami z potravinářského průmyslu, z komunální sféry aj. získávají po určité době svoji původní čistotu, ovšem za předpokladu, že nedošlo k jejich novému znečištění.

Tento autoregulační proces, který je závislý na biologické rovnováze se označuje jako **samočištění**. Je to výraz pro komplexní fyzikální, chemické a biologické změny ke kterým ve vodě v průběhu jejího plynutí v toku dochází.

Oxidace a mineralizace organických látek ve vodě

Účinnost biochemického čištění vody se zjišťuje rozdílem biochemické spotřeby kyslíku (BSK) v profilu, ve kterém došlo k difuzi obou tekutin v toku a v dalším (kontrolním) profilu. Platí to tehdy, když mezi srovnávanými profily nedochází k novému znečištění, které by mohlo ovlivnit bilanci kyslíku ve vodě. Potom je možné hodnoty BSK od sebe odečíst.

Hodnocení jakosti a stupně znečištění vod

Povrchové vody podle jejich jakosti o které rozhoduje stupeň jejich znečištění zařazujeme do odpovídajících pásem saprobity:

1. Katarobita

Jsou zde zařazeny vody prosté jakéhokoliv znečištění, jde o vody podzemní, prameny i uměle upravenou vodu na pitnou podle ČSN 75 7111. Biologicky jde o vodu prostou všech zárodků.

2.Limnosaprobita

Jsou zde zařazeny povrchové i podzemní vody, vody užitkové a provozní a někdy i slabě znečištěné odpadní vody. Znečištění zde může být nepatrné, střední až silné. Je však vždy zachováno aerobní prostředí, nebo aspoň mikroaerobní. Je zde zahrnuto pět stupňů:

1. Xenosaprobni stupeň – nejčistší pásmo s výbornou velmi čistou vodou

2. Oligosaprobni stupeň – voda dobrá – čistá

V tomto pásmu se dokončuje oxidace a doznívá rozklad organických látek. Kvalita vody odpovídá přírodním čistým tokům, BSK₅ klesá na 1–2,5 mg v litru. Obsah kyslíku se pohybuje kolem hodnot blízkých nasycení a kal na dnech je většinou zoxidován. Počet heterotrofních a saprofytických bakterií se pohybuje v rozmezí 5 000, maximálně 10 000. Dochází k bujnému rozvoji řas. Může vzniknout i vodní květ s nepříznivými důsledky. V tomto pásmu se obnovuje plný rozsah života včetně původních druhů náročných na čistotu vody (autochtonní mikroflóra). Z ryb v tomto pásmu jakosti vody žijí již pstruzi.

3. Beta-mesosaprobni pásmo – voda přípustná, středně znečištěná

Počet heterotrofních a saprofytických bakterií je 25 000 (maximálně 50 000). BSK₅ se pohybuje v rozmezí 2,5–5 mg v litru, pokračuje oxidace organických látek až na výsledné minerální látky a obsah kyslíku vzrůstá nad 50 % sytné hodnoty. Po biologické stránce se plně rozvíjejí flóra a fauna, ovšem s výjimkou citlivých druhů. Současně je to i pásmo nejvyššího přirozeného znečištění vody.

4. Alfa-mesosaprobni pásmo – voda pochybná-znečištěná

Počet heterotrofních a saprofytických bakterií je 100 000 (maximálně 250 000). Hodnota BSK₅ je v rozmezí 5–10 mg v litru. Jsou přítomny aminokyseliny a obnovuje se rozpuštěný kyslík i vlivem znovu přítomných řas, takže jeho obsah ve dne roste a v noci klesá asi na 50 % sytné hodnoty. Biologicky je toto pásmo typické snížením počtu autochtonní mikroflóry o 1–2 řády, vyskytují se hlavně vláknité bakterie a houby (*Spaerotilus*, *Leptomitus*), řasy, sinice, zelení bičíkovci, červi, larvy hmyzu i odolné druhy ryb (kapr, karas cejn).

5. Polysaprobni pásmo – voda silně znečištěná (nevhodná)

Počet heterotrofní a saprofytické mikroflóry 1 000 000 (maximálně 2 000 000). Jsou to místa pod výtokem odpadních vod s vysokou koncentrací rozložitelných látek (bílkoviny, glycidy) s BSK₅ 10–50 mg v litru. Po stránce biologické je to pásmo charakterizované malým počtem druhů s velkým počtem jedinců. Ze zástupců zooplanktonu převládají jednobuněčné organismy především konsumenty. Zástupci čeledi Enterobacteriaceae jsou přítomni pouze při fekálním znečištění.

Eusaprobita

Zahrnuje odpadní vody bez ohledu na to, jest-li se jejich organické látky rozkládají snadněji nebo obtížněji. Jde o organické látky schopné mikrobiálního exoenzymatického rozkladu. Podle zastoupených organismů se dělí na čtyři stupně:

Isosaprobita

Počet heterotrofních a psychrofilních bakterií je 10⁷ v mililitru. Jde o surovou čerstvou městskou odpadní vodu,

Metasaprobita

Jde o flagelátový stupeň s počtem specifické mikroflóry 2×10^7 a je charakterizován vývojem sirovodíku.

Hypersaprobita

Počet heterotrofních a psychrofilních bakterií se pohybuje kolem 5×10^7 a je označován jako bakteriový nebo mykofytový stupeň.

Ultrasaprobita – chybí již vegetativní formy života

Transsaprobita

Je označení pro vody, které se vymykají označení saprobita, protože jsou vystaveny účinku nesaprobních faktorů např. jedů, nuklidů, nerozložitelných minerálních kalů, minerálních olejů, uhlénoho prachu, příliš nízké nebo vysoké teploty. Rozeznáváme zde tři stupně:

- antisaprobita – toxicita
- radiosaprobita – radioaktivita
- kryptosaprobita – zde se zahrnuje vliv fyzikálních faktorů.

6.5 Ochrana vodních zdrojů

Hospodaření s vodou reguluje zákon č.138/1973 Sb. o vodách a hospodaření v pásmech hygienické ochrany vodních zdrojů. Tento zákon má být novelizován. K hospodaření zemědělských organizací v ochranných pásmech vodních zdrojů byly vydány instrukce MZVŽ-ČSR publikované ve věstníku MZVŽ,ČSR, r.XXVIII., částka 7, a směrnice MZ -ČSR č. 51 hygienických předpisů: O základních hygienických zásadách pro stanovení, vymezení a využívání ochranných pásem vodních zdrojů určených k hromadnému zásobování pitnou a užitkovou vodou a pro zřízení vodních nádrží; ČSN 75 7221 Klasifikace jakosti povrchových vod, vládní nařízení č.171 ČR ze dne 26.února 1992, kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod, ČSN 75 7111 Pitná voda; nařízení vlády ČSR č.40/1978 Sb. o chráněných oblastech přirozené akumulace vod (Beskydy, Jeseníky, Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Šumava a Žďárské vrchy; nařízení vlády č.10/1979 Sb. o chráněných oblastech přirozené akumulace vod (Brdy, Jablunkovsko, Krušné hory, Novohradské hory, Vsetínské vrchy a Žamberk-Králíky); nařízení vlády ČSR č.85/1981 Sb. o chráněných oblastech přirozené akumulace vod (Chebská pánev a Slavkovský les, Severočeská křída, Východočeská křída, Polická pánev, Třeboňská pánev a kvartér řeky Moravy).

Ochrana vodních zdrojů z hlediska jejich zdravotní nezávadnosti, jakosti a vydatnosti je především založena na:

- ochraně přírodních faktorů, které vodní zdroje ovlivňují a to jak z pohledu jejich množství tak i jakosti;
- ochraně území, kde se kumulují a koncentrují povrchové nebo podzemní vody přirozenou cestou
- ochraně území, která umožňují umělá zvyšování množství povrchových a podzemních vod;

7 BIOCIDY A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ

Pod pojmem biocidy rozumíme jak chemické pesticidy, tak i biologické přípravky používané v ochraně rostlin. Negativní vlivy chemizace rostlinné výroby na životní prostředí zahrnují:

- vlivy způsobované používáním pesticidních látek t.j. chemických přípravků k potlačování chorob rostlin, živočišných škůdců, plevelů a nežádoucích rostlin.
- negativní vlivy způsobované nadměrným nebo nevhodným používáním průmyslových hnojiv.

7.1 Pojem pesticid

Z širšího pohledu mluvíme o biocidech, které účinkují (potlačují, likvidují) škodlivé organismy. Pesticidy jsou přípravky (chemické nebo biologické povahy) určené k potlačování a likvidaci škodlivých organismů. Podle druhu uplatnění a podle principu jejich působení rozlišujeme:

Podle druhu uplatnění:

- **Insekticidy** jsou látky nebo směsi látek používané k potlačování a likvidaci škodlivého hmyzu. Často bývá insekticid zaměňován za pesticid, nicméně insekticid je jeden z typů pesticidů
- **Herbicidy** jsou látky nebo směsi látek určené k potlačování a likvidaci plevelů nebo nežádoucích rostlin.
- **Fungicidy** jsou látky nebo směsi látek používané k likvidaci či inhibici houbových patogenů, které způsobují houbová onemocnění plodin
- **Nematocidy** jsou látky nebo směsi látek určené k hubení háďátek.
- **Baktericidy** jsou látky nebo směsi látek určené k ochraně rostlin proti původcům bakteriálních chorob.
- **Rodenticidy** jsou látky nebo směsi látek určené k hubení potkanů, myši a jiných hlodavců.

Podle principu působení:

- **Kontaktní** pesticidy působí na škodlivé organismy po přímém kontaktu. Jsou aplikovány na povrch škůdce, původce chorob či plevelů.
- **Systémové** či translokované pesticidy jsou absorbovány v rostlinách či jiných organismech a translokovány do jiných pletiv, tkání a orgánů. Např. systémový herbicid Roundup je absorbován listy a translokován do kořenových tkání (kde poškozuje kořenovou tkáň).
- **Perzistentní** pesticidy ničí škodlivé organismy po určitou dobu, minimálně týden, např. několik týdnů po aplikaci. Naopak neperzistentní pesticidy či přípravky s krátkou působností se bezprostředně po aplikaci rychle rozpadají.
- **Selektivní** pesticidy působí proti určitému okruhu škodlivých organismů, (např. proti mšicím - aficidy) a jsou tolerantní vůči některým druhům rostlin.

7.2 .2 Vlastnosti přípravků na ochranu rostlin

Informace o vlastnostech přípravků na ochranu rostlin a jejich působení na lidské zdraví a životní prostředí musí odpovídat zásadám Zákona č. 147/1996 Sb., o rostlinolékařské péči a změnám některých souvisejících zákonů a prováděcí vyhlášce Mze ČR č. 84/1997.

Fyzikální a chemické vlastnosti

Zahrnují rozpustnost ve vodě, výparnost, světelnou a tepelnou stabilitu a ostatní faktory, předurčují další vliv přípravku na životní prostředí. Z těchto vlastností lze určit, zda má daný přípravek tendenci akumulovat se v lidském nebo živočišném organismu, vypařovat se po aplikaci, udržovat se v půdní struktuře a prosakovat do spodních vod.

Toxikologie

Toxikologie je sledována na určitých organismech a vyjadřuje toxicitu daného přípravku k různým druhům živočichů.

Rezidua

Zbytky pesticidů a jejich rozkladných produktů, které přetrvávají v plodinách a produktech rostlinného a živočišného původu se nazývají rezidua. Rozkládají se různě rychle v tkáních či pletivech za určitých podmínek. Dynamika reziduí určuje v jakém množství rezidua existují a jak daný pesticid přetrvává v plodině či v produktech v poměru k času.

Z těchto údajů je stanoven počet dní, který musí být dodržen, mezi datem poslední aplikace přípravku a datem sklizně či použití. Tento časový úsek je **ochranná lhůta**.

7.3 Etikety

Etikety na obalu pesticidu musí odpovídat zásadám stanoveným platnými právními předpisy (Zákon č. 147/96 Sb. a vyhláška Mze ČR č. 84/97 Sb.). Každá etiketa musí obsahovat následující informace:

- 1) obchodní označení t.j. název přípravku pod kterým je příslušný přípravek registrován, veškeré údaje na etiketě musí být čitelné a v českém jazyce
- 2) registrační číslo
- 3) výrobní číslo včetně datumu výroby
- 4) hmotnost výrobku
- 5) druh a množství účinné látky
- 6) závazné podmínky pro zacházení s přípravkem
- 7) návod k použití včetně ochranné lhůty
- 8) zařazení z hlediska ochrany včel, zvířete a ryb
- 9) první pomoc a bezpečnostní opatření pro ochranu zdraví člověka a zvířat
- 10) podmínky skladování
- 11) označení z hlediska speciálních rizik a pokynů pro bezpečné zacházení
 - ZNJ (velmi jedovatý)
 - OJ (jedovatý)
 - Xi (dráždivý)
 - Xn (zdraví škodlivý)
- 12) obchodní jméno a adresa výrobce
- 13) způsob likvidace obalu nebo neupotřebitelného zbytku výrobku

7.4 Formulace přípravků na ochranu rostlin

Konečná finální úprava účinné látky na obchodní přípravek do podoby aplikovaného pesticidu se nazývá formulace (Flohrová 1995). Při této finální úpravě se k účinné látce doplňují tzv. plnidla (kapalné, tuhé nosiče), které zajišťují vyrovnané a rovnoměrné působení. Každý přípravek se tedy skládá ze dvou základních částí, účinné látky a plnidla popř. nosiče. Přípravky však mohou obsahovat i některé další látky, zejména stabilizátory a různá aditiva, které zvyšují a zlepšují vlastnosti daného přípravku.

Účinná látka z hlediska biologické účinnosti tvoří podstatu přípravku, ostatní přísady jsou určovány podle jejich vlastností, které mohou ovlivnit použitý typ formulace.

Plnidla a nosiče ovlivňují stabilitu a chování účinné látky, nemají přímou biologickou účinnost.

Aditiva (přísady) zlepšují vlastnosti přípravků.

Typy formulací:

Kapalné formulace

tento typ přípravků se aplikuje jako postřiky

- 1. Rozpustné (Kapalné) vodní koncentráty (KV) jsou přípravky rozpuštěné v systému rozpouštědel.
- 2. Emulgovatelné (Emulsní koncentráty EK). Přípravek je rozpuštěn v organickém rozpouštědle a emulgátor se přidává pro dosažení emulze (olej ve vodě).
- 3. Dispergovatelné (Disperzní koncentráty DK). Obsahují pevnou formu přípravku jako stabilní suspenzi nebo disperzi v kapalném mediu (nosiči) obvykle vodě (Flohrová 1995). Při interakci olejové fáze (účinná látka) emulgátorů a vody vzniká mikroemulze.
- 4. Suspenzní koncentráty (SK) jsou koncentrované disperze s obsahem 56-80% účinné látky ve formě částic o velikosti 0,5 - 5 mikronů (Flohrová 1995).
 - Suspenzní emulze (SE)
se skládá z fáze emulsní s obsahem jedné nebo více účinných látek a fáze kontinuální s obsahem účinné látky ve formě disperze.
 - Liquid flowable (FL, FW, FLO)
obsahují pevnou formu přípravku dispergovanou v kapalném nosiči, obvykle vodě.

Tuhé (Pevné formulace)

- 1. Smáčitelné (Dispergovatelné DP) prášky jsou jemně mleté prášky, pro aplikaci postřikem se míchají s vodou.
- 2. Granule (G) přímé použití, jsou obdobou granulovaných hnojiv. Jedná se obvykle o velmi malé částice. Tento typ formulace je buď obalen vrstvičkou inertní látky, nebo účinná látka je adsorbována na inertním nosiči.
- 3. Granule dispergovatelné ve vodě (DG), jedná se o formulační typ mikrogranulí, které se rozpouštějí ve vodě a jsou aplikovatelné ve formě postřiku.

- 4. Formulace s řízeným uvolňováním účinné látky - pro tento typ přípravku je charakteristické řízené uvolňování účinné látky do prostředí. Do prostředí vstupuje mnohem menší množství pesticidu. Využití této formulace představuje efekt ekologický a zároveň ekonomický. (Flohrová 1995)

Uvedené zkratky charakterizují typ formulace. Na etiketě mohou být uvedeny i mezinárodně používané ekvivalenty (viz Seznam registrovaných prostředků na ochranu rostlin).

7.5 Kombinace přípravků na ochranu rostlin

Pro zvýšení účinnosti proti skupinám škodlivých organismů se uplatňují vzájemné kombinace jednotlivých skupin přípravků ve formě tank - mix (TM). Jedná se o použití dvou, výjimečně více přípravků společně při jedné aplikaci s cílem rozšíření spektra účinnosti, kdy se přípravky smíchají v nádrži postřikovače. Zásadně nelze míchat koncentráty přípravků.

7.6 Kompatibilita

Dva a více přípravků jsou považovány za kompatibilní v případě, že jsou bezpečně mísitelné bez negativního vlivu na toxicitu, fyzikální vlastnosti a bezpečnost ošetřovaných plodin. V případě výskytu problémů spojených s fytotoxicitou, sníženou biologickou účinností, vytváření pěny nebo srážení v postřikovači jsou přípravky nekompatibilní.

7.7 Pesticidy a lidské zdraví

Stupeň poškození zdraví lidí závisí na toxicitě daného přípravku a stupni zasažení. Intoxikace lidského organismu pesticidem může vyvolat řadu symptomů, které závisí na způsobu, stupni a délce zasažení. Při aplikaci chemikálií v uzavřených prostorech, například obilní sila, chlévy, stáje, je uživatel vystaven vyššímu působení než při polní aplikaci.

Způsoby vnikání pesticidů do organismu

Pesticidy mohou vniknout do lidského organismu kontaktem s pokožkou (poškození dermální), ústy(orální), plícemi(inhalační), očima.

Dermální poškození

Absorpce pokožkou je nejběžnější způsob kontaminace, dochází k ní při manipulaci (vystříknutí směsi, vylití při míchání, dávkování, aplikaci, likvidaci atd.). Poškození může také vzniknout při vystavení se velkému množství pesticidů v porostu plodiny po aplikaci či při dekontaminaci znečištěného nářadí. Podráždění pokožky, poranění a potní kanálky zvyšují riziko absorpce kůží. Některé přípravky jsou vstřebatelné snadněji než ostatní, např. tekuté formulace na olejové bázi, z nich především emulzní koncentráty. Pesticidy snadno rozpustné v olejích se pohybují v pokožce rychleji, než přípravky snadno rozpustné ve vodě.

Orální poškození

Pozření pesticidního přípravku může vést k vážnému onemocnění, těžkému poškození či dokonce smrti. Pesticidy mohou být pozřeny nešťastnou náhodou, vlastní neopatrností nebo úmyslně. Nejčastější způsob neúmyslného orálního poškození je způsoben přeléváním pesticidu z originálního

balení do prázdných nádob bez označení, či do kuchyňských nádob, které jsou následně používány. Děti do 10 let tvoří polovinu těchto obětí. Otrava jako následek vnitřního užití pesticidu je většinou způsobena neopatrností. Je proto nutné dodržovat zásady pro používání pesticidů.

Inhalační poškození (vdechnutí)

Poškození vdechnutím je extrémně nebezpečné, přípravek je rychle absorbován plicemi do krevního oběhu, může způsobit poškození sliznice nosu, nosohltanu až plicní tkáň. Páry a jemné prášky jsou rovněž rizikem, protože koncentrovaný prášek může být během míchání a vytváření roztoku snadno vdechnut. Riziko vdechnutí aerosolových kapiček je nižší při použití zředěných přípravků ve spreji aplikovaných nízkotlakovou aplikační technikou.

Poškození očí

Oční tkáň je snadno pohlcující. Tekutý přípravek, který vnikne do očí při vystříknutí, okamžitě způsobuje poškození oční sliznice. Pohlcení patřičného množství chemikálie oční tkání může vést k vážnému onemocnění. S ohledem na vysokou nebezpečnost chemických přípravků na ochranu rostlin je nezbytné používat předepsaných ochranných pomůcek, zejména brýlí, respirátorů, rukavic, předepsaného obleku a dalších.

Koloběh pesticidů v lidském organismu

Jakmile je jednou pesticid vstřebán, může se dostat do krevního oběhu a kolovat v orgánech lidského těla. V tomto případě může být součástí následujících procesů: metabolismu, vylučování či akumulace a dalších.

7.8 Toxicita chemických přípravků

Znalost toxicity daného přípravku znamená vědět, jak dalece je jedovatý. Toxicitu přípravku je nutné měřit více než jedním způsobem, protože každý typ přípravku má různý účinek na lidský organismus. Mnoho přípravků je nebezpečných po jedné velké dávce, některé však po malých opakovatelných dávkách.

Zjišťování toxicity přípravků pro lidský organismus není lehké vzhledem k tomu, že lidský organismus nelze testovat. Nejčastěji bývají testy na toxicitu prováděny na cílových organismech.

Akutní toxicita

Akutní toxicita je zjištění, jak jedovatý je daný přípravek v případě jednorázového zasažení živočišného či lidského organismu. Přípravek s vysokou akutní toxicitou je smrtelný i v minimálních dávkách. Akutní toxicita může být měřena jako akutní orální toxicita, akutní dermální toxicita a akutní toxicita po vdechnutí.

LD₅₀ je standardní toxikologický termín, který znamená množství jednorázové letální dávky potřebné k usmrcení 50 % testované populace (LD...lethal dose, číslo 50...50 % populace). protože se lidi hmotnostně liší, je LD₅₀ vyjádřena v mg přípravku na kg lidské váhy (mg/kg). Následně tedy znamená, že např. k usmrcení člověka vážícího 75 kg by bylo potřeba dvojnásobné dávky, než u hmotnosti 37 kg. Čím je LD₅₀ nižší, tím je toxicita přípravku vyšší a naopak s vyšší letální dávkou úměrně klesá.

Letální dávky jsou počítány zvláště pro orální a dermální poškození. Každá aktivní látka má zjištěnou orální LD₅₀ i dermální LD₅₀. Například může mít přípravek orální LD₅₀ 100 mg/kg a dermální LD₅₀ 1,500 mg/kg.

Poškození vdechnutím je měřeno stejně jako orální a dermální. Koncentrace přípravku v konečném množství obsažené ve vzduchu, která ničí 50 % testované populace se nazývá LC₅₀ (LC...lethal concentration) a je vyjádřena v ppm u plynů či páry a v mikrogramech na litr u prachu či aerosolu.

LD₅₀ a LC₅₀ hodnoty vycházejí z testovaných druhů aktivních látek příslušných přípravků. Nicméně formulovaný přípravek, který obsahuje jak aktivní, tak inertní látky bude méně toxický a mít menší LD₅₀ než samotná aktivní látka.

Chronická toxicita

Chronická toxicita odpovídá poškození, které se objevuje po opakovaném vystavování se vlivu přípravků za určitou dobu. Není možné chronickou toxicitu zjistit stejným způsobem jako LD₅₀ a LC₅₀ pro akutní toxicitu. Na rozdíl od akutní otravy, symptomy chronické otravy nemusí být evidentní po týdny, měsíce, dokonce i roky. Objeví-li se po delší době příznaky, může být potom těžké dokázat přímou souvislost mezi těmito příznaky a dřívějším vystavením se vlivu přípravků.

Abnormální chemická citlivost

Někteří lidé mohou být abnormálně citliví na chemikálie včetně přípravků. Poškození velmi malým množstvím tak může způsobit otravu. Tato reakce je geneticky založena, a protože existují různé skupiny přípravků, může se extrémní reakce objevit u jedné, přičemž u jiné nemusí k reakci vůbec dojít. Citliví lidé by se vůbec neměli dostat do styku s přípravky a pobývat v blízkosti ošetřovaných míst.

Symptomy otravy

Zjištění příznaků otravy je pro uživatele velmi důležité. Po zjištění příznaků otravy mohou bezprostředně opustit pracoviště, snížit tak intenzitu a délku vystavování se působení chemikálií a nechat se lékařsky ošetřit. V případě neobvyklých příznaků v práci či později ve stejný den, je velice důležité vyhledat lékařskou pomoc. Nejlepší a nejrychlejší pomoc je přímo odvézt nemocného do nemocnice, popřípadě s sebou vzít originální balení s pokyny na etiketě.

Lékařské protilátky

Podle zákona musí mít všechny přípravky na originálním balení na etiketě uvedeny pokyny pro lékaře v případě otravy. Takové pokyny obsahují informace jaké protilátky se v jednotlivých případech mají použít.

7.9 Chemické přípravky a životní prostředí

Přesto, že se jedná o látky určené k potlačování škodlivých organismů, mohou za určitých podmínek vážně ohrozit životní prostředí. Každý uživatel chemických přípravků si má být vědom možného poškození životního prostředí a znát preventivní postupy, tak aby maximálně zamezil vzniku jakéhokoliv nebezpečí ohrožení životního prostředí.

Mohou způsobit (při nedodržení stanovení a technologických postupů aplikace) poškození vlastní ošetřované plodiny, nebo okolních porostů, ohrožení zvěře, kontaminaci půdy a vody.

Nedodržováním správných pokynů pro skladování nebo špatnými postupy při likvidaci zbytků a prázdných obalů ohrožují životní prostředí.

Dodržování stanovených postupů musí být tedy základním požadavkem pro všechny uživatele přípravků, tak aby bylo zajištěno bezpečné zacházení s přípravky a jejich minimální vliv na okolní životní prostředí.

Pohyb přípravků v životním prostředí

Přípravky, které jsou vnášeny do ŽP se zde pohybují, přetrvávají a rozkládají různým způsobem. Toto je převážně závislé na rozpustnosti, přilnavosti, adsorpci, perzistenci, a dalších faktorech.

Adsorpce

Přípravky, které se spojují s půdními částicemi se hůře pohybují v povrchové a spodní vodě, na rozdíl od přípravků, které tuto vlastnost nemají. Adsorpce na půdní částice vzniká díky chemické reakci mezi postřikovou tekutinou a půdními částicemi. Přilnavé přípravky se mezi sebou liší stupněm adsorpce. Adsorpce je také ovlivněna zastoupením organických částic v půdě.

Perzistence

Perzistence je schopnost chemického přípravku určitou dobu přetrvávat v půdě v původní aktivní formě až do svého rozpadu.

Těkavost

Těkavost se projevuje v případě, kdy se daná látka proměňuje v páru či plyn. Stupeň těkavosti částečně závisí na typu přípravku, ale obecně je její stupeň zvyšován s vyšší teplotou.

Rozpad

Přípravek v půdě, se nenavrací do původního chemického složení, které měl při aplikaci. Přípravky se rozpadají či degradují na jednotlivé chemické látky. Rychlost degradace závisí na jejich perzistenci. Některé podléhají rozpadu ihned po aplikaci a některé přetrvávají v půdě v nezměněné formě. Způsoby rozpadu jsou následující:

- hydrolýzou - chemickou reakcí s vodou
- mikrobiálními pochody, kdy jsou pesticidy zpracovávány půdními houbovými a bakteriálními mikroorganismy
- fotolýzou - rozpad způsobený slunečním světlem

Rozpustnost

Přípravky, které se snadno rozpouští ve vodě jsou rozpustné. Na rozdíl od nerozpustných se lehce pohybují vodou v půdním horizontu. Pohybují se v půdě různými způsoby. Způsob a příčiny závisejí na vlastnostech přípravku. Mohou se pohybovat z místa aplikace třemi hlavními způsoby vypařováním, pohybem vody a erodovanou půdou.

Podmínky prostředí

Voda a teplota ovlivňují reakce přípravku v půdě. Teplé a vlhké podmínky mohou zvýšit rychlost jeho rozpadu, chladné a suché naopak zpomalují degradační proces. Prudký déšť hned po aplikaci přípravku může způsobit průsak do hlubších půdních vrstev. Chemické přípravky s vysokou těkavostí jsou schopné unikat z místa aplikace ve formě páry.

Vliv na necílené organismy

Přípravky mohou způsobit poškození nebo projevy fytotoxicity u necílených rostlin, zejména jsou-li aplikovány ve vyšších dávkách, špatně časované a za nepříznivých klimatických podmínek. Fytotoxicita jako poškození vlivem působení chemikálií se může projevit také jen u části rostlin, stonků, listů a kořenů, květů a plodů v závislosti na použitém druhu a typu přípravku. Chemické přípravky je třeba aplikovat ve smyslu zásad o ochraně včel, zvěře a ryb (Zákon č. 147/96 Sb., a další). Vedle včel i další užitečný necílový hmyz může být poškozen nesprávnou aplikací přípravků.

Vliv na hospodářská zvířata

Nejčastějším zdrojem otravy hospodářských zvířat je kontaminace krmiva, steliva a pitné vody. To může být také důsledek neopatrnosti při skladování, transportu, míchání, aplikaci a likvidaci přípravku.

Rizika při aplikaci

Všechny aplikační způsoby, které jistým způsobem umožňují únik přípravků (při nedodržování zásad správné rostlinolékařské praxe) odparem či odvanutím větrem, vytvářejí riziko pro přírodní prostředí.

7.10 Spotřeba pesticidů v ČR

Celkový rozsah ošetření podle skupin a vývoj spotřeby přípravků na ochranu rostlin v ČR vyjadřují následující tabulky.

Spotřeba pesticidů Č7.2 8.13 R

Celkový rozsah ošetření podle skupin a vývoj spotřeby přípravků na ochranu rostlin v ČR vyjadřují následující tabulky.

Vývoj spotřeby přípravků na ochranu rostlin v ČR

Spotřeba obchodních přípravků celkem [t]	Spotřeba účinných látek celkem [t]	Průměrná spotřeba obch. přípravků [kg/ha]	Průměrná spotřeba účinných látek [kg/ha]
25267	10575	5,81	2,42
23610	9740	5,45	2,25
20007	8953	4,63	2,07
20445	8710	4,73	2,01
20620	8550	4,78	1,98
20888	8620	4,86	2,01
15200	6730	3,54	1,57
11150	4682	2,60	1,09
8800	3786	2,09	0,89
8692	3680	2,08	0,88
9103	3782	2,09	0,89
9196	3908	2,14	0,91

Pramen: Mze ČR, odbor zemědělské výroby

Celkový rozsah ošetření podle skupin přípravků v tis. ha

Fungicidy	Zoocidy (insekticidy, akaricidy, rodenticidy)	Herbicidy	Regulátory	Desikanty	PESTICIDY celkem
1458	544	2968	727	162	5854
1412	751	3129	816	140	6248
1718	547	3120	733	136	6254
1962	745	3302	648	121	6838
1917	810	3353	691	122	6893
1660	817	3231	564	96	6368
1232	605	3041	365	111	5354
876	832	2816	234	87	4845
771	625	2681	142	75	4294
717	667	2840	141	68	4433
873	589	2929	141	91	4623
959	577	2933	181	124	4774

Pramen: Mze ČR, odbor zemědělské výroby

8 ODPADY, JEJICH VZNIK, VYUŽITÍ A LIKVIDACE.

Znečištění životního prostředí odpady všeho druhu zahrnuje široký okruh nežádoucích změn fyzikálních, chemických, biochemických, mikrobiálních nebo biologických vlastností vzduchu, půdy a vody. Dále mohou ovlivnit technologii výroby, životní podmínky, kulturní hodnoty, nebo znehodnocují přírodní zdroje (půdu, vodu, vzduch). Znečišťující látky jsou presentovány plyny, minerálními rozpuštěnými nebo nerozpuštěnými látkami, organickými sloučeninami a organickými látkami,

keré vyrábíme, používáme a odhazujeme. Zvláštní formou znečištění jsou produkty metabolismu člověka a zvířat, které člověk v posledních létech koncentroval do velkokapacitních (velkovýrobních) zařízení. Pozornost je vztahena k problematice odpadů a jejich využití ze zemědělské a potravinářské výroby, ale i na okruhy mimo vlastní zemědělství.

Podle zákona č. 125/1997 Sb. O odpadech se vymezují základní pojmy, které jsou dále interpretovány.

8.1 Odpady a jejich zařazení

Odpad je movitá věc, která se pro vlastníka stala nepotřebnou a vlastník se jí zbavuje s úmyslem ji odložit nebo která byla vyřazena na základě zvláštního právního předpisu a podle přílohy 1 k zákonu 125/1997 Sb. se zde zařazuje:

- odpad z výroby nebo spotřeby dále blíže nespecifikovaný,
- výrobky, které neodpovídají požadované jakosti,
- výrobky s prošlou lhůtou spotřeby,
- materiály rozlité, ztracené, nebo jinou nehodou znehodnocené, včetně materiálů, zařízení a pod., jež byly v důsledku nehody znečištěny,
- materiály znečištěné nebo znehodnocené v důsledku plánovaných činností (např. odpad po čistících operacích, obalové materiály, kontejnery),
- nepoužitelné součástky (např. vyřazené baterie, vyčerpané katalyzátory),
- látky, které ztratily požadované vlastnosti (např. znečištěné kyseliny, znečištěná rozpouštědla, vyčerpané temperovací soli),
- odpad z průmyslových procesů (např. strusky, destilační zbytky),
- odpad z procesů snižujících znečištění (např. kaly ze skubců, prach z vysavačů, upotřebené filtry),
- odpad z obrábění a tváření (např. třísky od soustružení, okuje z válcování),
- odpad z těžby (s výjimkou odpadu podle § 1 odst 2, písmene b) zákona) a zpracování surovin (např. důlní odpad, kaly z těžby ropy),
- znehodnocené materiály (např. oleje znečištěné polychlorovanými bifenyly),
- jakékoli materiály, látky nebo výrobky, jejichž používání bylo zákonem zakázáno,
- výrobky pro které již vlastník nemá upotřebení (např. vyřazené předměty ze zemědělství, domácností, kanceláří, obchodů).

Zákon 125/97 Sb. v příloze 2 sumarizuje nebezpečné vlastnosti odpadů:

1.výbušnost, 2.hořlavost, 3.oxidační schopnost, 4.tepelná nestálost organických peroxidů, 5.schopnost odpadů uvolňovat při styku se vzduchem nebo vodou jedovaté plyny, 7. následná nebezpečnost, 6.ekotoxicita, 8. akutní toxicita, 9. pozdní účinek, 10.žíravost, 11.infekčnost, 12.radioaktivita

Nebezpečný odpad

Je odpad, který má jednu nebo více nebezpečných vlastností (uvedených v příloze 2 citovaného zákona).

Komunální odpad

Je veškerý odpad vznikající na území obce při činnosti fyzických osob, pro kterou nejsou právními předpisy stanovena zvláštní pravidla nebo omezení, s výjimkou odpadů vznikajících u právnických nebo fyzických osob oprávněných k podnikání. Komunální odpad je také odpad vznikající při čištění veřejných komunikací a prostranství, při údržbě veřejné zeleně včetně hřbitovů.

Nakládání s odpady

Je jejich shromažďování, sběr, výkup, třídění přeprava a doprava, skladování, úprava, využívání a zneškodňování.

Využívání odpadů

Je činnost vedoucí k získávání druhotných surovin, k recyklaci odpadů, případně jiné využití fyzikálních, chemických nebo biologických vlastností odpadů.

Úprava odpadů

Je změna jejich fyzikálních, chemických nebo biologických vlastností za účelem umožnění jejich přepravy, dopravy, využití nebo zneškodnění nebo za účelem snížení jejich objemu, případně snížení nebo odstranění jejich nebezpečných vlastností.

Zneškodňování odpadů

Je takové nakládání s nimi, které vede k trvalému zabránění škodlivým vlivům na složky životního prostředí. Jde zejména o termickou a chemickou úpravu, fyzikální a biologickou stabilizaci, jakož i ukládání na skládku a do podzemních prostor.

Dovoz a vývoz odpadů

Je každý přechod odpadů přes státní hranici, vyjma tranzitní přepravy.

Tranzit odpadů

Je přeprava odpadů od vstupního celního úřadu k výstupnímu celnímu úřadu v České republice.

Skládka odpadů

Je zařízení nebo místo, které je určeno k trvalému uložení odpadů za účelem jejich zneškodnění.

Skladování odpadů

Je jejich dočasné složení na místech k tomu určených po dobu nezbytně nutnou.

Původce odpadu

Je právnická osoba, pokud při její činnosti vzniká odpad, nebo fyzická osoba oprávněná k podnikání, při jejíž podnikatelské činnosti vzniká odpad. Komunální odpad vznikající na území obce, který má původ v činnosti fyzických osob, na něž se nevztahují povinnosti původce, se za pů-

vodce odpadu považuje obec. Obec se stává původcem komunálního odpadu v okamžiku, kdy fyzická osoba odpad odloží na místě k tomu určeném, obec se současně stane vlastníkem tohoto odpadu.

Oprávněná osoba

Je každá právnická nebo fyzická osoba oprávněná k podnikání, která je oprávněná k nakládání s odpady podle tohoto zákona nebo podle zvláštních předpisů, původce odpadů je vždy oprávněnou osobou, pokud jde o dopravu odpadů.

Z citace zákona vyplývá, že odpady prezentují heterogenní skupiny látek, které se dostávají v přírodě do složitěho koloběhu. Současná strategie lidstva je založena na nebývalém plýtvání všemi základními přírodními zdroji, což se negativně projevuje na podílu odpadů všeho druhu a provenience.

Odpadem se tedy pro každého producenta stávají látky, které již nemůže zpětně využít, tudíž pro něho již ztratily užitnou hodnotu. To však ještě nemusí znamenat, že nemají užitnou hodnotu vůbec, ale mohou být využitelné někým jiným. Není-li tomu tak, pak je jejich hodnota negativní a producent musí vynaložit určité prostředky k tomu, aby byla zajištěna jejich neškodná likvidace

Odpady dělíme podle původu:

- průmyslové
- komunální
- zemědělské

Podle skupenství:

- tuhé
- tekuté
- plynné

Podle základního chemického složení:

- anorganické (minerální)
- organické

Podle jejich vzniku:

- v oblasti dobývání nerostných surovin
- v oblasti výroby
- v oblasti spotřeby

Podle vlivu na životní prostředí

- neškodné odpady
- odpady toxické, škodlivé a nebezpečné
- odpady vyžadující zvláštní péči. Tuto skupinu dále klasifikujeme na odpady :
- závadné z mnoha příčin
- závadné pouze z jedné příčiny

- jedovaté
- neškodné

Z pohledu celkové strategie boje proti znečištění prostředí dělíme odpady na nerozložitelné a rozložitelné.

Nerozložitelné odpady

Reprezentují např. umělé hmoty, jedy, fenolické látky s dlouhými řetězci, sloučeniny těžkých kovů, DDT aj., které se v přírodě nerozkládají buď vůbec nebo pouze velmi pomalu. Jde tedy vesměs o látky pro které se zatím nevytvořily přirozené rozkladné procesy, jež by byly schopny konkurovat rychlostem, kterými je člověk včleňuje do ekosystémů. Takovéto nerozložitelné znečištění se nejenom hromadí např. v půdách, ale dochází postupně k jejich biologickému zesilování, tím jak se pohybují v biogeochemických cyklech a potravních řetězcích. Často se i slučují s jinými látkami a vytvářejí tak i sekundární toxické látky. Proti takovému znečištění se můžeme zásadně chránit pouze tím, že se odstraňují ze životního prostředí nebo se do něho nesmí vůbec vnášet. Jejich odstranění z prostředí cestou jejich degradace je prakticky vyloučeno nebo velmi omezeno.

Biologicky rozložitelné látky

Jde o látky, které podléhají přirozenému rozkladu, který je doprovázen uvolňováním živin a degradací na CO_2 a H_2O . Příkladem jsou odpadní látky z domácností (vznikají při přípravě pokrmů) dále jde o produkty vlastního metabolismu člověka a zvířat. Tyto látky se mohou rychle rozložit přirozenou nebo upravenou cestou v k tomu vybudovaných zařízeních (čistírnách), které zvyšují velkou schopnost přírody rozkládat látky a vracet je zpět do koloběhu (biogeochemických cyklů). U rozložitelných odpadních látek nastávají potíže tehdy, když jejich vstup do prostředí převyšuje schopnost jejich neškodného rozkladu nebo jejich rozptýlení. Sem patří většina hnojivých odpadů živočišné výroby.

Současné problémy s tekutými odpady v komunální sféře vyplývají především z toho, že města rostla rychleji než se stačily budovat odpovídající čistírny odpadních vod. Znečištění rozložitelnými látkami je na rozdíl od znečištění nerozložitelnými látkami technicky řešitelné, a to zavedením technologických postupů kopírujících přírodu.

8.2 Produkce odpadů v ČR

Podle údajů z programů odpadového hospodářství původců odpadů vzniklo v roce 1992 více než 180 mil.tun odpadů (cit.!!!). Celková měrná produkce odpadů na jednoho obyvatele činí 17,4 t/obyv./rok. Na vzniku odpadů se nejvíce podílejí následující obory ekonomiky :

Obor	mil.t/rok
Výroba a rozvod elektřiny a plynu	55,95
Zemědělství	37,20
Dobývání uhlí a rašeliny	13,27
Výroba kovů	10,94
Výroba chemických výrobků	2,32
Koksování a rafinerské zpracování	1,09

8.2.1 Komunální odpady

Pod pojmem komunální odpad se rozumí směsný odpad, který vzniká v oblasti služeb, drobných provozoven, bydlení, občanské a technické vybavenosti. Celkem vzniklo v ČR v r. 1991 kolem 5 mil.tun komunálního odpadu, což prezentuje 2,6 % z celkového množství produkováných odpadů a na obyvatele je to 472 kg/rok (komunálních odpadů).

Z celkového množství komunálního odpadu se pouze 0,3 % recyklují, 0,4 % zneškodňují kompostováním, 2,9 % spalováním a 96,4 % skládkováním. Problémem při nakládání s tuhými komunálními odpady je jejich separace.

8.2.2 Hnojivé látky a odpady ze zemědělské výroby

V zemědělské výrobě ať již rostlinné, ale hlavně živočišné vznikají v návaznosti na aplikované technologie výroby různé odpadní látky, které však mají zcela specifický význam a poslání oproti odpadům vznikajícím v ostatních odvětvích. Jde hlavně o hnojivé látky, které se odpadem stávají pouze tehdy, když kontaminují nežádoucím způsobem některé složky prostředí, především pak vodu a vzduch. Jsou-li využívány kontrolovaným způsobem k obnově a udržení úrodnosti půdy, jde o jejich využití v uzavřeném ekologickém systému (tj. především na úrovni, v níž byly vyprodukovány v zemědělském podniku, farmě).

Hnojivé odpady živočišné výroby

Velkovýrobní technologie aplikované v posledních desetiletích v živočišné výrobě změnilly strukturu v produkci a využití statkových hnojiv z období malovýroby, kdy byl produkován chlěvský hnůj a močůvka. Soustavně se zvyšující koncentrace hospodářských zvířat, zejména v bezstelivových provozech, výrazně změnilly nejen vlastní produkci hnojivých odpadů, ale i způsoby jejich aplikace do půdy. Z živočišné výroby jako hnojivé odpady odchází pouze jedna složka a to kejda, která má při vhodné technologii i vyšší obsah sušiny, takže má vlastnosti využitelných statkových hnojiv za předpokladu, že nedochází v procesu jejího uskladňování i vlastní aplikaci ke znečištění prostředí, především pak vodních zdrojů. Odpadem lze kejdu nazvat tehdy, když znečišťuje některou ze složek ekosféry (vodní zdroje), v opačném případě ji označujeme jako statkové hnojivo. Je také žádoucí, aby koloběh těchto hnojivých látek byl v zemědělském podniku uzavřen. Teprve jeho otevření vyvolává nežádoucí jevy ve znečištění, ať již atmosféry nebo hydrosféry.

Likvidaci těchto látek čistírenskými technologiemi lze z pohledu efektivního využití organické hmoty a živin považovat za nežádoucí. Organická hmota obsažená v exkrementech hospodářských zvířat musí být likvidována především v půdách jako zdroj živin a energetického materiálu pro půdní mikroflóru. Požadavky na udržení půdní úrodnosti jsou v plném souladu s dalším rozvojem společnosti a hovoří zcela jednoznačně pro recyklaci těchto látek v půdě. To platí zejména dnes, kdy minerální hnojiva jsou velmi drahá a pro některé zemědělské podniky z ekonomických důvodů těžce dostupná. Exkrementy hospodářských zvířat obsahují vysoký podíl organických látek a dusíku. Jeden kg vnosu dusíku do půdy vyprodukuje kolem 27 kg zrna obilovin, proto efektivní využití hnojivých odpadů může z velké části krýt nejen požadavky půdy na obnovu humusu, ale i krytí potřeby dusíku pro plodiny.

Silážní šťávy

Silážní šťávy jsou velmi agresivní, toxický zemědělský odpad, jehož zpracování, využití a likvidace způsobuje mnoho potíží v zemědělství. Dostanou-li se do vodních zdrojů v neúměrném množství způsobují potíže vodohospodářům a hygienikům. Tento odpad znečistí-li vodní zdroje, např. povrchové, způsobuje škody, např. úhynem ryb (dochází ke kyslíkovému průhybu).

V zájmu ochrany povrchových a podzemních vod je třeba silážní šťávy skladovat v dostatečně dimenzovaných nepropustných jímkách a vyřešit jejich účelné využití nebo likvidaci. Jejich BSK₅ dosahuje až 80 g na litr.

Základní chemická charakteristika silážních šťáv

Sušina silážních šťáv kolísá v rozmezí 3–9 %. Obsah popelovin se pohybuje kolem 10–15 % sušiny a obsah organických látek kolísá v rozmezí 85–90 %. Silážní šťávy s výjimkou vojteškové siláže (0,98 % N), neobsahují větší množství dusíku (0,03–0,28 %), část dusíku je v amonné formě (asi polovina). Draslíku obsahují 0,1–0,37 %. Množství zbývajících živin jako P, Ca a Mg je zcela zanedbatelné (např. 10 tun silážních šťáv z řepných skrojků dává do půdy 28 kg dusíku, 2 kg fosforu, 37 kg draslíku, 2 kg vápníku a 3 kg hořčíku). Jejich reakce kolísá mezi 4,2–4,9 pH. Výjimku tvoří pouze šťáva z vojteškové siláže s 6,3 pH.

Aplikace silážních šťáv do půdy a jejich dávky

O velikosti dávky silážní šťávy do půdy rozhoduje její obsah N a zrnitost půdy. Při obsahu dusíku do 0,2 % lze bez ohledu na půdní reakci a při dodržení vápnění podle potřeby použít dávku 25–45 t/ha. K vyloučení potenciálně možné kontaminace podzemní nebo povrchové vody je na lehkých půdách účelné používat dávky silážních šťáv do 30 t/ha. Při vyšším obsahu N je možné jejich dávku snížit až na 20 t/ha. Při uvedených dávkách je třeba dodržet 3–5 letý cyklus jejich likvidace na jednotlivých honech osevního postupu. Silážní šťávy obsahují organické látky s nízkou stabilitou, což znamená, že podléhají velmi rychle mikrobiálnímu ataku a jsou mineralizovány (za 4–15 dnů). Jejich rozklad je závislý na jejich koncentraci. Jejich mineralizaci urychluje přídavek vápníku.

8.2.3 Čistírenské kaly a jejich využití

Problematika kalů získávaných z různých odpadních vod je staronovým problémem, starým tak, jako je jejich čištění samotné. Již na počátku tohoto století, kdy se začaly budovat první čistírny odpadních vod, vyvstal problém zpracovat a nějak likvidovat vzniklý kal. Řešení otázky bylo již od samotného počátku složité a naráželo a dosud naráží, na celou řadu toxikologických a ekotoxikologických problémů, zatímco v dřívější době byly v popředí především otázky hygienické, které se dařilo postupně úspěšně vyřešit. Využívala se především technologie vyhnívání kalů a jejich dehydratace na kalových polích a pak jejich uložení na deponiích. Již od samotného začátku byly využívány přirozené procesy odvodnění kalů, z nichž některé jsou využívány dodnes, především u malých čistíren. Na konci dvacátých let tohoto století se přešlo k technologii vyhnívání kalů v oddělených vytápěných vyhnívacích nádržích, což se datuje jako počátek obtíží s jejich zpracováním, především pak při vyklizení kalových polí a využití kalů. Již před druhou světovou válkou se přecházelo k umělému vysoušení kalů, především metodou vakuové filtrace, tepelným sušením a spalováním. Současná situace zvláště v průmyslových oblastech a větších městech nás nutí zabývat se též umě-

lými způsoby zpracování kalů. Vývoj těchto způsobů u nás narážel a dosud naráží na technické potíže. Zaměřil se hlavně na kalolisování a vakuovou filtraci. Bylo tomu tak proto, že jde především o snížení podílu vody v surovém i vyhnílelém kalu z čistíren odpadních vod. Jde o zvýšení podílu sušiny ve zpracovaných kalech, tj. zmenšení jejich objemu, aby jejich doprava a eventuální využití bylo ekonomičtější.

Technologie používané ke snížení vodnosti kalů jsou:

- zahušťování tj. snížení obsahu vody na 80–85 %
- odvodnění – snížení obsahu vody na cca 60 %
- sušení a spalování – snížení obsahu vody na 40–0 %.

V zemědělství a při rekultivacích půdy lze kaly využívat pro hnojivé účely, především jako zdroje aktivní organické hmoty. Jejich využití z městských čistíren je však velmi omezené. Důvodem proto je hlavně to, že mnohdy obsahují škodlivé příměsi jako jsou TK (těžké kovy), škodlivé aromatické uhlovodíky.

Kal z městských a jim na roveň postavených čistíren není možné používat v nevyhnílelém stavu, ani za předpokladu, že by prošel pasterizací a při dalším rozkladu na místech aplikace by obtěžoval zápachem.

Má-li být čistírenský kal využit jako hnojivo, nesmí obsahovat látky, které by mohly být škodlivé pro rostliny, zvířata a lidi. Normativní zatížení půd limituje vyhláška č. 13/1994 Sb. Použití kalů jako suroviny pro výrobu kompostů reguluje ČSN 46 5735 ze dne 12.4.1991. V současném období je všude ve světě a přirozeně i u nás vedena snaha po soustavném upřesňování limitních obsahů škodlivých látek v kalech, dalších odpadních hmotách a půdách. Obsah škodlivých látek v půdách limituje využití jiných hmot, které mají být aplikovány do půdy. Sledovány jsou hlavně TK jako: Cd, Hg, Ni, Pb, Cr, Cu, Zn aj.

8.2.4 Odpadní látky z průmyslu

Jde o odpady vznikající přímo v procesu výroby, nebo po jejich upotřebení v oblasti spotřeby. Průmyslové odpady prezentují velmi široké spektrum i potenciálně nebezpečných látek, jde o látky plynné (SO₂, NO_x aj.) a tuhé, které jsou většinou skladovány na odvalech (elektrárenský popílek) aj. Největší produkci představují látky tekuté, především různé odpadní kaly.

Chemické odpady

Reprezentují nejsložitější soubor látek s velmi různorodým toxickým, biologickým organoleptickým a jiným působením s nebezpečím požáru i ohrožením bezpečnosti. Je vždy nutné individuální posouzení způsobu jejich likvidace, úpravy a skládkování. Chemické odpady reprezentují skupinu velmi škodlivých odpadů pro životní prostředí a jejich neškodná likvidace se dosud podceňuje.

Odpady hutního a strojírenského průmyslu

Odpady hutního průmyslu prezentované struskami jsou většinou životnímu prostředí neškodné, ale i přesto u některých barevných kovů může dojít k jejich toxickému působení (odvaly u zinkových hutí) aj. Na skládkách především dříve zakládáných (před platností zákonů o odpadech) mohou negativně působit některé technologické odpady jako:

- odpady z moření a škodlivé kaly z druhovýroby vyžadují zpravidla regeneraci a nikoliv společné uložení na skládkách,
- kaly a odpady z povrchové úpravy kovů obsahují často vysoce toxické látky (kyseliny, kyanidy, soli chromu, těžkých kovů aj.). Taková skládka musí být zvláště upravena proti průsakům eluované vody. U některých zvláště toxických odpadů je třeba jejich samostatné deponování v kontejnerech.
- odpady s obsahem dehtu, olejů by měly být maximálně omezovány, buď je recyklovat nebo spálit. Deponovat je lze pouze se zajištěním před průsaky a smyvy.

Produkty dřevozpracujícího a papírenského průmyslu

Dřevozpracující průmysl produkuje stále více odpadu, který byl dříve využíván. Odpady z impregnace, barvení a povrchových úprav jsou většinou závadné chemické odpady.

Odpady papírenského průmyslu jsou prezentovány především sulfitovými a sulfátovými výluhy, které pokud by nebyly čištěny v čistírnách znečišťují vodní zdroje. Tyto výluhy lze recyklovat pro výrobu ethanolu a krmných kvasnic.

Kůru z přípravy dřeva pro výrobu papíru nebo po odkornění kulatiny je možné buď spálit, lépe však je ji využít k výrobě kompostů nebo k mulčování lesních nebo zahradnických výsadeb.

Produkce sklářského a keramického průmyslu

Odpad je převážně inertní – neškodný, složený ze střeptů, popele a škváry, lze ho deponovat. Pro rekultivaci se odval překrývá zpravidla pouze zeminami s cílem vytvoření účinného vegetačního profilu, jehož mocnost je závislá na způsobu následné rekultivace.

Produkce potravinářského a kožedělného průmyslu

Jde o odpady, které se svými vlastnostmi blíží tuhým komunálním odpadům (TKO) a kalům. Lze je využívat pro výrobu kompostů nebo přímo k hnojení půdy. Některé z nich jsou však hygienicky velmi závadné (odpady kožedělného průmyslu a z jatek). Při jejich skládkování na odvalech je vždy nutno zajistit ochranu vody (podzemní i povrchové).

Většina primární zemědělské produkce je na konzumní výrobky zpracovávána v potravinářském průmyslu. Při této výrobě vznikají vedlejší produkty, které mohou být v zemědělské výrobě využity, jako krmiva, příměsi do krmiv, nebo využita ke kompostování jakož i přímému hnojení půdy. Do tohoto odvětví průmyslu patří: drůbežářský, masný a tukový průmysl, mlékárenství, zpracování ryb, čokoládovny, škrobárny, lihovary, pivovary, sladovny, konzervárny, mlýny a výrobky trvanlivého a dalšího pečiva, cukrovary, výrobní nápojů a vína.

Odpadní produkty některých výrob jsou využívány bez jakýchkoliv problémů, jiné musí být před využitím upraveny. Některé technologické postupy mohou být přímo využity nebo je možné je posoudit jako úplně nebo částečně bezodpadové.

Masný a drůbežářský průmysl

Většina odpadů vznikajících v procesu výroby je využitelná pro různé účely, což znamená, že nelze využívané látky hodnotit jako odpad. Odpadem se stávají pouze tehdy, není-li pro ně využití. Hlavními odpadními produkty jsou odpadní vody. Tyto odpadní vody vyžadují sekundární čištění

(mechanické a biologické). Peří z drůbežářských závodů lze využít mnoha způsoby. Lze z něho vyrábět příkrývky, ale i krmiva, včetně využití i ve stavebnictví pro výrobu lehčených hmot.

Odpady z mlékáren

Do odpadních vod ve výrobním procesu se ztrácí asi 1 % ze zpracovaného mléka. Zpracování 1 litru mléka vyžaduje 3 litry vody. Jde o vody oplachové, mycí a chladicí s rezidui mléka, čistících a desinfekčních prostředků. Tyto vody vykazují znečištění ve výši 900–3000 mg BSK₅ na litr. Mléko samo i meziprodukty při jeho zpracování vykazují vysoké hodnoty BSK₅. Vzhledem k vysokému znečištění by se zkažené suroviny ani výrobky z mléka neměly dostávat do odpadních vod. Tyto vody vyžadují sekundární čištění (mechanické a biologické).

Ostatní meziprodukty jako syrovátka a jiné jsou využitelné v potravinářském i farmaceutickém průmyslu, dále jako potraviny i krmiva.

Odpady po výrobě tuků a olejů

Tuky a oleje se vyrábějí jednak k přímé spotřebě lidí a dále pak pro výrobu mýdla, detergentů, krmiv, barviv. Jejich největší podíl (asi 3/4 produkce) se spotřebuje ve výživě. Surovinami pro výrobu rostlinných olejů jsou hlavně soja, podzemnice olejná, slunečnice, řepka, kokosové a olejně palmy, bavlník. Živočišné tuky se získávají škvařením tukových vaziv, tkání aj.

Největší zatížení odpadních vod má původ v rafinaci olejů a tuků, menší podíl má původ v extrakci a lisování.

Pro zkrmování se využívají pokrutiny a upravené hydratační kaly, farmaceuticky jsou využívány steroly, které jsou vedlejšími produkty rafinace olejů. Mýdlový kal se může využít jako surovina pro výrobu detergentů aj.

Odpady po zpracování ovoce a zeleniny

Jde hlavně o odpadní vody, jejichž množství je závislé na potřebě vody ve výrobním procesu, které se pohybuje v rozmezí 1,5 m³–40 m³/t výrobku. BSK₅ kolísá v širokém rozmezí od 0,05–1 g na litr. Jejich čištění vyžaduje mechanicko-biologickou čistírnu (sekundární čištění).

Vznikající tuhé odpady jako výlisky lze zkrmovat buď přímo nebo po silážování (po zpracování jablek, cukrové řepy), lze je rovněž sušit. Jsou však využitelné i v potravinářství.

Odpady po výrobě sladu a piva

Opadní vody mají původ z máčení ječmene (0,7–1,2 m³ na 100 kg ječmene), dále pocházejí z mycích a oplachových vod. Neobsahují většinou škodlivé látky. Jejich negativní působení v povrchových vodách je založeno na nutné likvidaci BSK₅ 2–13 g na litr. Před vypuštěním do povrchových vod vyžadují biologické čištění (u pivovarů nebo v komunálních čistírnách).

Využitelnými odpadními produkty jsou:

- sladový květ – je využitelný ve fermentačním, farmakologickém průmyslu a jako přísada do krmiv
- sladové mláto je bohaté aminokyselinami a lze krmit přímo nebo po vysušení
- chmelové mláto je využitelné pro kompostování, zkrmování je omezeno jeho hořkostí
- hořké kaly se kompostují

- pěnové příkrývky jsou vhodné pro kompostování
- pivovarské kvasnice jsou využity jako přísady do krmiv, farmaceuticky, v kosmetice a přípravě dietetik
- křemelina, používaná jako pomocný filtrační prostředek ve sladovnách, pivovarech, ve vinařství a při zpracování ovoce a zeleniny, se musí skládkovat (cit . Kuraž 1994). Jelikož je křemelina sorpčním materiálem je třeba prověřit její likvidaci v půdách s nižší výměnnou sorpční kapacitou.

Odpady po výrobě vína

Odpadní vody se neškodně čistí v biologických čistírnách. Další produkty jako výlisky, třapiny, kvasničné kaly a vinný kámen mají využití v krmivářství, potravinářství (výroba destilátů) a chemickém průmyslu (vinany a kyselina vinná).

Odpady po výrobě lihu

Hlavními odpady jsou výpalky, které lze v závislosti na výchozích surovinách využít v krmivářství (melasa, obilné a bramborové výpalky). Ovocné výpalky se kompostují.

Odpady po výrobě droždí

Vznikající odpadní vody, výpalky a vykvašená zápara představují jedny z nejnebezpečnějších zdrojů znečištění, BSK₅ dosahuje až 30 g v litru. Stabilizované kaly jsou hodnotným hnojivem. Vyžadují tercierní čištění.

Odpady po výrobě cukru

Ve starých cukrovarnických technologiích se spotřebovalo až 20 m³ vody na 1 tunu řepy a při rafinaci 5 m³/t řepy. V moderních cukrovarech, kde je voda recirkulována je její potřeba v rozmezí 1,5–2 m³/t řepy.

Obvyklý způsob čištění odpadních vod je aerobní čištění s umělým provzdušňováním.

Využitelnými látkami při výrobě cukru je melasa a vyslazené řízky, které lze využít pro krmení (melasu i pro výrobu lihu). Saturační kaly obsahující vysoký podíl uhličitanu vápenatého (40 %), 0,4 % K, 0,1–0,4 N, 0,5–2 % P₂ O₅, 7–12 % OL, 1 % sacharózy lze úspěšně využít k úpravě půdní reakce, zásobení půd energetickým materiálem i živinami.

Odpady po výrobě škrobu

V procesu výroby škrobu vznikají tři druhy odpadních vod: vody z plavení, vody z praní hlíz, plodové vody.

Dalšími vedlejšími produkty jsou vláknina a lepek . Lze je využít krmivářsky a v obuvnickém průmyslu (lepek).

Odpady po výrobě mouky

V zásadě jde o dva druhy a to nekrmné a krmné. Nekrmné (zbytky slámy, plev, minerální příměsi aj.) se mohou kompostovat. Krmné představují krmnou mouku a otruby, které jsou cennými složkami krmiv.

8.3 Současná strategie likvidace odpadů

Za nejdůležitější kritéria při likvidaci odpadů se dnes považuje:

- hygienizace odpadů tj. jejich převod na neškodné formy
- snížení objemu odpadů,
- další zhodnocení odpadů,
- regionální likvidace odpadů,
- recyklace odpadů

V současné době zákony a vyhlášky o odpadech definují i kritéria pro založení skládek podle druhu a původu odpadů, procesů jejich zakládání, uzavření a rekultivace.

9 EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE A ZPŮSOBY SANACE

Tato problematika je v podstatě nová a zabývá se k znečištěním horninového prostředí v důsledku úniků těžkých kovů, chlorovaných a ropných uhlovodíků a dalších škodlivých látek. Pokud jde o staré zátěže jedná se především o skládky některých průmyslových a toxických odpadů z minulých desetiletí o nichž máme velmi málo informací, nebo o areály průmyslových území, především chemického, petrochemického, strojírenského nebo jiného průmyslu, kde byly používány látky s rizikem kontaminace prostředí.

9.1 Klasifikace ekologických zátěží

V literatuře existují kritéria pro klasifikaci ekologických zátěží. Za nejvhodnější považujeme dělení podle (Landa 1996, 1997, 1998) :

Průkaznosti:

- *prokázané* (ověřené) tj. zátěže, které byly ověřeny některou z přímých, ale i nepřímých metod,
- *předpokládané* tj. ty, kde existují indicie o možnosti ovlivnění životního prostředí, ale konkrétní ohnisko znečištění nebylo prokázáno,
- *potenciální* tj. ty, ke kterým může při provozu určitého zařízení či v důsledku určité činnosti dojít,
- *latentní* (skryté) tj. ty, ke kterým s velkou pravděpodobností došlo, ale nebyly zatím přímo zjištěny, přičemž se mohou nepřímo projevit. Do této skupiny lze zařadit i zátěže, které byly otestovány, ale v důsledku nesprávné metodiky nebyly prokázány resp. nebyly zařazeny do skupiny zátěží,
- *falešné (klamné)* tj. zátěže, které jsou za ekologické zátěže považovány na základě chybných předpokladů.

Doby vzniku:

- *před I. sv. válkou, tj. před r. 1914* - jde v první řadě o staré skládky průmyslových odpadů (z kterých dochází k úniku důlních vod s nekvalitní důlní vodou, haldy v jejich blízkosti dochází ke změně kvality infiltrovaných a následně z hald vytékajících vod),
- *1914 - 1948* - jde o zátěže u podniků, které byly provozovány v tomto období, z nichž některé byly postupně zlikvidovány, ale zbyly po nich např. jímky se zbytky dehtů s vysokými obsahy fenolů, kalová pole a v některých případech pak i provozy vybudované během II. světové války,
- *1948 - 1989* - jde o většinu zátěží, které vznikly v období tzv. státních podniků, kdy za veškeré ekologické škody zodpovídal stát,
- *od roku 1989 do současnosti* se jedná o nové ekologické zátěže - stále vznikající zátěže např. při provozu komunikací, využívání zemědělské půdy, provozu skládek, porušování technologické kázně, neznalosti reálných vlivů schválených látek včetně výrobků na životní prostředí,

- *budoucí zátěže* - jde o zvláštní skupinu zátěží, které již v minulosti vznikly, resp. v současnosti vznikají, ale zatím nejsou za zátěž podle současně platných předpisů považovány. Zátěžemi se tak stanou nebo ze skupiny zátěží budou vyloučeny v závislosti na vývoji legislativy, v první řadě pak na změně limitních sanačních hodnot a kritérií. Zátěžemi se tak mohou stát při zpřísnění legislativních požadavků i ty staré ekologické zátěže, které jsou v současné době již sanovány.

Příčiny vzniku:

- *nedodržení právních předpisů* - např. vypouštění vod s kvalitou horší, než připouštějí předpisy, v nichž jsou definovány limitní hodnoty a nebo z rozhodnutí ČIŽP a referátů ŽP okresních úřadů,
- *nedodržení technologických předpisů* - jde o zátěže, které lze shrnout do kategorie „porušení technologické kázně“,
- *nahodilé* - havárie, selhání technických prvků, přírodní katastrofy a další,
- *řízené* - znečištění prováděné v souladu s platnými předpisy (např. při zimní ochraně komunikací před námrazou, hnojení, likvidace nežádoucích organismů),
- *nevýhnutelné* - působení znečištěných atmosférických srážek v urbanizovaných celcích.

Při sanačních pracích může dojít ke škodám také vytěkáním látek z odtěžovaných zemin, emisemi z dopravních a těžebních prostředků, zavlečením znečištění do míst, která nebyla kontaminována. Přitom k těmto škodám dochází bez ohledu na přísnost dodržování technologického postupu.

Mechanismu vzniku:

Podle vztahu mezi zdrojem znečištění a projevem tohoto znečištění v životním prostředí lze též rozlišit zátěže:

- *primární (přímé)* - vlivem bezprostředního působení úniku (v řadě „horninové prostředí - podzemní voda - povrchová voda“) vlivem migračních faktorů (Wittlingerová 1998),
- *sekundární (druhotné)* - kdy vlivem kontaminace ovzduší, dochází k ovlivnění srážek, půdy a podzemních vod (Wittlingerová et al.1994),
- *terciární (multiplikativní)* - k překročení limitních hodnot dochází kumulací mnoha různých faktorů. Chlorované či jiné halogenové uhlovodíky v malých koncentracích mohou migrovat přes podzemní vodu do vodovodního systému, kde se mohou vázat na PVC a polyetylenové rozvody a v závislosti na vlastnostech vody zpětně uvolňovat (Landa et al.1997, Landa 1998).

Typu znečišťující látky - mezi hlavní patří:

- chemické (anorganického a organického původu),
- mikrobiologické (nejrůznější patogenní mikroorganismy),
- radioaktivní,
- teplotní (způsobené nežádoucí změnou teploty povrchových a podzemních vod).

Formy kontaminující látky v nosném médiu - kontaminant se nachází :

- v *podzemní vodě* či extrakčním médiu - rozpuštěný , nízkomolekulární disperse, koloidní disperse (soli, emulze), hrubé disperze (suspenze), aerosol,
- *vázaný na jemné částice - sorbované látky*,
- *samostatná fáze* ,
- v *půdním či technologickém vzduchu*.

Podle vlastností znečišťující látky:

Pro šíření a i následnou sanaci mají význam základní vlastnosti nežádoucích látek, které lze rozdělit podle: měrné hmotnosti, těkavosti, degradovatelnosti, rozpustnosti, sorbovatelnosti, škodlivosti látky.

Podle rizika:

Zatím nejsou rozpracována kritéria hodnocení zátěží podle skutečného rizika. Teoreticky by měla být za kritériální hodnotu brána *pravděpodobnost vzniku určité ekologicky nepříznivé události* jako je např. *pravděpodobnost vzniku ekologické škody (ztráty)*, vlivu na zdraví lidí a zvířat (Landa et al. 1997).

Podle stupně nebezpečnosti:

- *velmi nebezpečné ekologické zátěže* - dochází k přímému ovlivnění významných regionálně využívaných zdrojů pitné vody, povrchových vod s rizikem ohrožení zdraví většího počtu obyvatel, přičemž nelze použít účinné technologie na úpravu jímaných vod - sanační práce je nutno zahájit urychleně,
- *nebezpečné ekologické zátěže* - jsou bezprostředně ohroženy zdroje pitné vody, přičemž je možné použít účinné technologie na zajištění požadované kvality jímaných vod. Může jít i o individuálně využívané zdroje v regionech, kde nelze zajistit náhradní zdroj pitné vody - je nutné zahájit ochranné práce zaměřené na změnu technologie úpravy vod a zamezení šíření znečištění z ohnisek znečištění,
- *málo nebezpečné ekologické zátěže* - jde o kontaminaci, která neohrožuje zdroje pitné vody, rychlost šíření je malá, projevuje se přirozená degradace látek. Požadové znečištění jinými látkami je vyšší než znečištění z daného zdroje - realizují se práce na omezení dotace nežádoucích látek,
- *zanedbatelně nebezpečné staré ekologické zátěže* - kontaminace je lokální, stabilizovaná s postupně klesajícím rozsahem díky uplatnění degradačních procesů - nutno kontrolovat dynamiku dotace nežádoucích látek do horninového prostředí,
- *přijatelně nebezpečné staré ekologické zátěže* - kontaminace je bodová, s minimálním vlivem na prostředí. Znečištění ze zátěží je výrazně nižší než je požadové znečištění.

Podle rychlosti dotace nebezpečných látek:

V závislosti na *geologických a hydrogeologických podmínkách* lze rozlišit ohniska, kde dochází k velmi rychlé, rychlé, pomalé či zanedbatelné migraci nežádoucích látek (Landa et al. 1997).

Podle úrovně kontaminačních procesů:

Běžně se fyzikální, chemické, ale i sociální a ekonomické procesy analyzují na několika úrovních poznání, což se týká i procesů migračních a sanačních. Rozlišujeme:

- *mikro* - úroveň průliny
- *mezo* - úroveň vzorku
- *makro* - úroveň kolektoru
- *mega* - úroveň regionu.

Podle velikosti staré ekologické zátěže:

V závislosti na působení bodových a dalších zátěží dochází ke znečištění:

- *sublokálnímu* - kdy dochází k rozšíření znečištění jen do bezprostředního okolí ohniska
- *lokálnímu* - kdy se znečištění rozšíří v areálu závodu
- *subregionálnímu* - kdy se znečištění dostane mimo areál a kontaminační mrak dosahuje řádově několik desítek až stovek metrů
- *regionálnímu* - kdy znečištění ovlivňuje kvalitu vody v širší oblasti tj. dosahuje i několik kilometrů

Podle sanovatelnosti horninového systému:

Tak lze rozlišit systémy (tvořené „medium - nežádoucí látka“), které jsou:

- *velmi dobře sanovatelné* - cca za dny až týdny
- *dobře sanovatelné* - cca týdny až měsíce
- *obtížně sanovatelné* - cca desítky měsíců až roky
- *velmi obtížně sanovatelné* - cca desítky roků.

Podle toho pak rozdělujeme **znečištění** na:

- *reverzibilní* - odstranitelné, kdy následně docílíme původního stavu
- *nereverzibilní* - částečně odstranitelné nebo neodstranitelné, kdy již nedocílíme původní stav. Tento případ bývá nejčastější, neboť sanačními pracemi zpravidla pouze jen snížíme obsahy nežádoucích látek na určitou úroveň.

Podle technicko-ekonomického zabezpečení sanace starých ekologických zátěží mohou vzniknout případy, kdy nelze provést sanaci a tak docílit sanačních limitů z důvodů:

- *technických* - přístupnost a dostupnost znečištění
- *technologických* - vhodná technologie
- *organizačních* - požadavky na nepřerušování výroby
- *ekonomických* - nedostatek finančních prostředků
- *ekologických* - kdy vynaložené finanční prostředky nezaručí docílení požadovaných ekologických efektů. Platí totiž, že i sanační práce vedou k ekologicky negativním dopadům (např. emise z mobilních zdrojů při odtěžování kontaminovaných zemín).

9.2 Vyhodnocení zátěží životního prostředí (VZŽP), proces ERA (Environmental risk Assessment)

Jde o systematický proces, při kterém se zkoumá, jest-li v určité lokalitě, na určitém pozemku došlo ke kontaminaci životního prostředí, přičemž se hodnotí:

- rozsah znečištění,
- závažnost znečištění spolu s návrhem asanační metody,
- způsoby eliminace rizik

Práce se provádějí ve třech etapách:

I. Etapa – identifikace rizik má prokázat

- kdy a kde došlo k zátěži prostředí
- historický způsob využívání lokality
- zjištění fyzických známek kontaminace

II. Etapa – předběžný průzkum – ověření kontaminace

- zjišťuje se vlastní zátěž životního prostředí (vody, půdy, ovzduší)
- odběr vzorků pro laboratorní analýzy čímž se ověří co kontaminaci způsobilo
- stanoví se předběžný rozsah kontaminace

III. Etapa: podrobný průzkum stanoví

- směr pro vyřešení problému
- vyhodnocení rizik
- návrh asanačních metod
- odhad finančních nákladů asanace

VZŽP se musí projektovat tak, aby se splnily následující úkoly:

- charakterizovat stav životního prostředí
- stanovila se rizika
- vyhodnotily se závazky na životní prostředí
- určily metody a postupy pro zvládnutí rizik a pro vyšetření přijatých závazků

VZŽP přinese následující přínosy:

- potenciálnímu kupci (investorovi) poskytne ochranu před nabytím nezapočítané právní odpovědnosti za skryté zátěže životního prostředí
- majitel je seznámen se skutečným stavem majetku
- majitel zná míru rizika a svoji odpovědnost
- podává informaci o odhadu finančních nákladů nezbytných k odstranění zátěže

Postup a metodika prací na VZŽP:

- stanoví se plošný rozsah šetření (rozsah pozemků, počet objektů, případně celou postiženou oblast kontaminace)
- stanoví se časové proporce řešení
- definuje se prostředí ve kterém se šetřený objekt (plocha pozemku, oblast šetření) nachází
- je-li zkoumaný objekt obklopen jinými aktivitami (v ekologicky citlivé oblasti), mohou se na zjištěné kontaminaci podílet i tyto podniky (které se v okolí nacházejí)

Práce lze rozdělit do 3 etap:

I. Etapa – informační část

- revize historie objektu
- prohlídky objektu
- příprava zprávy

II. Etapa – analýzy prostředí

- předběžný průzkum zemin
- půdních ukazatelů
- vzduchu uvnitř a vně objektu
- podzemní vody
- povrchové vody
- stavebního a konstrukčního materiálu

III. Etapa – podrobný výzkum

- návrh realizovatelné sanace – variant
- rozbor nákladovosti jednotlivých variant řešení
- stanovení finančních nákladů
- stanovení cílů sanace

Výběr konsultanta k provedení VZŽP:

- nezávislost
- profesionalita
- znalost příslušných zákonů, předpisů a norem
- schopnost zpracovat kvalitní, přehlednou a srozumitelnou výslednou zprávu

Na řešení úkolu se podílejí odborníci:

- systémoví inženýři
- odborníci na odpady
- chemici
- biologové
- odborníci na ovzduší

- hydrogeologové a vodohospodáři
 - odborníci na ochranu zdraví při práci a bezpečnost
- Provedený předběžný průzkum buď potvrdí nebo vyvrátí podezření na kontaminaci životního prostředí z I. etapy VZŽP.

II. Etapa:

- lze ji označit za předběžný průzkum. Postup je systematický s cílem odebrat pouze tolik vzorků a provést pouze ty laboratorní analýzy, které jsou nezbytně nutné pro splnění požadovaného úkolu.
- provádí se odběr vzorků:
 - zemin
 - půdního vzduchu
 - vzduchu uvnitř objektů
 - podzemní vody
 - povrchové vody
 - stavebního a konstrukčního materiálu
- vzorky se odebírají v místech s podezřením na kontaminaci. Pro srovnání se odebírají ještě vzorky referenční,
- vyhodnocení získaných dat

III. Etapa má za úkol:

- navrhnout proveditelné varianty asanace
- provést rozbor jednotlivých variant z hlediska:
 - *účinnosti*
 - *nákladovosti*
- stanovit finanční náklady na sanaci
- určit kriteria pro měření účinnosti asanačních prací (rekultivaci)

Návrh asanačních (rekultivačních variant) by měl být založen na:

- zvážení variant pro odstranění, skladování, ukládání nebo degradaci kontaminovaného materiálu
- posouzení rizika vyplývajícího z kontaminace (závisí na vlastnostech kontaminantu xenobiotika)
- modelů migrace kontaminantů (např. pohyb podzemní vody v závislosti na izohydrohypsách, nebo koeficientu propustnosti zemin a hornin)
- sociálně-ekonomický dopad variant sanace
- určení ekologické zranitelnosti území
- posouzení budoucího využití pozemku
- zvážení postoje veřejnosti k realizovaným sanačním metodám
- stanovení bezpečnosti a ochrany dělníků a veřejnosti při realizaci sanačních opatření

Určení priorit:

Zatřídění kontaminovaného území se určuje na základě:

- typu kontaminantu
- expoziční cesty (voda podzemní, voda povrchová, vzduch, přímý kontakt)
- příjemci živé organismy, složky životního prostředí vystavené kontaminantu

Využití výsledků VZŽP:

- potenciální kupci obdrží úplné znalosti o riziku a zodpovědnosti s nemovitostí, což lze zahrnout do kupní smlouvy
- pro případ budoucího soudního sporu vlastní doklad o kontaminaci pozemku již před jeho koupí
- úvěrové instituce pro posouzení míry potenciální odpovědnosti za stav nemovitosti
- firmě nebo jejímu majiteli stav pro další hodnocení VZŽP a zahrnutí nákladů na sanace do plánu finančního hospodaření.

9.3 *Potenciální kontaminanty a možnosti dekontaminace*

Pracovní postup sanace půdy

Strategii sanace je možné rozdělit v zásadě do 3 dílčích kroků:

- vyšetření v terénu (přípravná fáze)
- laboratorní program včetně potřeby pokusných objektů
- vlastní provedení sanace

V závislosti na způsobu kontaminace a její intenzity a podmínek se musíme rozhodnout pro příslušnou metodu, které jsou v zásadě čtyři a to:

1. Metoda in-situ
2. Metoda ex situ (on-site)
3. Metoda uzavření
4. Metoda přemístění

Ošetření metodou in-situ

Tato metoda se uplatňuje tehdy, když není možné kontaminovanou půdu v důsledku jejího množství a nákladů řešit její výměnou. Při tomto pracovním postupu nedochází k pohybu hmot. Ošetření půdy kontaminované škodlivinami je řešeno cestou fyzikální, chemickou nebo biologickou. Je možné využít následující postupy:

- zpevnění a zhutnění
- extrakci půdy
- biologické odbourání
- imobilizace
- odsátí půdního vzduchu
- termické čištění

V souvislosti s možnostmi nasazení různých uvedených postupů musíme respektovat celou řadu půdně specifických hraničních podmínek (zrnitost, obsah vody, pH). Výchozí hledisko k aplikaci metod in-situ je založeno na homogenitě podloží. Heterogenita v systému půda/škodlivina realizaci kontrolovaných procesů znesnadňuje. Ošetření metodami in-situ na kontaminovaných stanovištích je dosud málo vyzkoušeno.

Náklady na řešení asanace se musí posuzovat případ od případu a závisí na druhu škodliviny, jejího množství a jejích základních vlastnostech (biologická odbouratelnost, rozpustnost ve vodě, adsorpce v půdě, půdně -fyzikální hraniční podmínky).

Ošetření metodou ex situ

Ošetření touto metodou je založeno na tom, že dekontaminace škodliviny nemůže být řešena přímo na místě tj. na kontaminované půdě. Z těchto důvodů je nutné kontaminovanou půdu nejdříve odtěžit a po jejím vyčištění ji uložit na původním místě nebo jinde. Při ošetření metodami on-site připadají v úvahu následující postupy:

- termické postupy
- zpevňovací postupy
- biologické postupy
- extrakční postupy

Uzavření kontaminovaných lokalit

Postupy uzavření směřují k tomu, aby se zamezilo kontaminaci okolí např. vyplavováním. Jde tedy o asanační postup, který vyloučí cesty rozšiřování a další kontaminace ze zdrojového znečištění. Nedochozí ke změnám v uložení kontaminovaného tělesa. Systémy v postupech uzavření se nechají podle potřeby kombinovat:

- překryvné systémy (zhutnění povrchu)
- vertikální zhutňovací systém (zhutnělá stěna)
- základový zpevňovací systém (zpevnění dna)

Při požadavcích, které jsou soustředěny na systém zhutnění, rozlišujeme mezi základními a zvláštními požadavky:

Základní požadavky: - vysoká účinnost zhutnění
- velká trvanlivost

Zvláštní požadavky: - kontrolovatelnost
- opravovatelnost

Přemístění

Pod pojmem přemístění rozumíme úplné odtěžení půd a jejich substrátů, které jsou kontaminovány škodlivinami, jde o zbytky produkce, odpady aj. a jejich řádné přemístění např. na k tomu vybudované asanované nové skládky se zajištěním jejich absolutní izolace od okolí (vybudování několika bariérových systémů, které vyloučí propustnost do podloží). Přemístění přichází v úvahu tehdy, je-li asanace spojena s vysokými bezpečnostními požadavky (např. povodí pro zásobování pitnou vodou). Přemístění je přirozeně spojeno s jejich opětovným uložením. Při uložení na nové deponie se po-

stupuje v souladu se zajištěním bezpečnosti např. podle předpisů pro zakládání skládek s nebezpečnými odpady a podobně, je to odvislé od stupně ochrany.

V souvislosti se zakládáním deponií je třeba respektovat: zpevnění, odvodnění, odplynování, zamezení eluace, včlenění hmot do systémů. Je rovněž možné sortování jednotlivých těžných frakcí, nejsou-li hmoty homogenní. Některé je třeba odstranit jiné zhodnotit. Podstatným nákladovým faktorem tohoto postupu jsou dopravní vzdálenosti mezi deponií staré zátěže a nového uložení.

Postupy přemísťování toxických a kontaminovaných hmot nacházejí uplatnění pouze tehdy není-li možné využít jiná opatření z hledisek technických i ekonomických.

9.4 Vymezení a popis jednotlivých postupů

9.4.1 Postupy ošetření metodami in-situ

Zpevnění a zhutnění

Charakteristikou pro tyto postupy je to, že zastoupené škodliviny jsou v různých podobách lokalizovány v podloží. K jejich zpevnění se používá injekční technika a injekční prostředky, které jsou závislé na povaze ošetřované půdy. Pro hrubozrnné půdy se nejdříve doporučují cementové injekce, potom vodní sklo, nebo roztoky umělých hmot. Vodní sklo je vnášeno do půdy ve formě vysoce jemných práškovitých forem a v půdě reaguje s vodou s přechodem do roztoku. Ve vodě rozpuštěné vodní sklo zaplňuje kapilárními silami hrubší póry a tím zpevňuje půdu.

Vodní sklové silikáty v oblasti hrubých pórů se spojují v prostorové mřížkové struktury, čímž je docíleno impregnačního působení. Při sanaci skládky průmyslových odpadů v Německém Mannheimu se při minerálním zhutnění nasazením vodního skla (sodný prášek vodního skla Deposil N) náklady na 1 m² plochy deponie pohybovaly kolem 85 DM/m², tj. v přepočtu na Kč cca 1600 Kč tj. velmi vysoký náklad. Takováto asanace na ploše 1 ha by si tedy vyžádala náklady kolem 16 milionů Kč.

Extrakce vodou

Škodlivina je přes nosné medium z půdy vyplavena (voda nebo vodní roztoky vhodných látek). Prostředek je rozstříkovan na povrchu půdy, kterou prosakuje a odnáší s sebou škodlivinu, která dosahuje hladinu podzemní vody a je systémem studní zřízených k tomuto účelu vypumpována a likvidována.

Biologické odbourání

Efektivnost biologického odbourání škodlivin v půdě závisí na specifické schopnosti mikroorganismů využívat organické škodliviny jako zdroje výživy a po jejich absorpci v těle buněk je oxidovat na CO₂ a H₂O. Nasazením specificky působících mikroorganismů je možné využít tyto organismy, které rozloží škodliviny při využití energie s uvolněním neškodných vedlejších produktů. Zavádějí se adaptované kmeny mikroorganismů, které jsou speciálně vypěstovány pro určité druhy škodlivin a vyznačují se dobrou schopností je odbourávat. Nasazení je dosud omezeno na jednotlivé látkové kontaminanty (např. topný olej, dieslelej, benzin, kerosin, fenoly a formaldehyd). Mikroor-

ganismy přitom nepodléhají genově technickým změnám. Koncepce biotechnologické sanace spočívá v následujících principech:

- infiltraci vysoce aktivních speciálně adaptovaných mikroorganismů s jejichž využitím odstraníme kontaminaci půdy, nebo prostředí po poškození např. motorovou naftou,
- na rozdělení organismů v ložiscích kontaminace
- na zajištění potřebného kyslíku provzdušněním půdy pro zásobování organismů zajišťujících rozklad minerálních olejů.

Imobilizace

Postup imobilizace se vyznačuje tím, že rozpustnost škodlivých látek ve vodě (např. vyluhováním) je redukována a tím dochází k jejich uložení v půdě. Škodliviny zůstanou v půdě, přičemž jejich výsledné koncentrace v cestě zatížení vzduchu a vody zůstávají pod hranicemi tolerance.

Anionty (např. nitráty) a kationty (např. těžké kovy) jsou adsorpci a výměnou iontů pevně vázány. Možnost vyluhování látek v půdách reakcemi s chemikáliemi za vzniku ve vodě těžko rozpustných sloučenin jsou toho času ještě omezené. Nasazení tohoto postupu je založeno na předcházejícím vyšetření podloží.

Odsávání půdního vzduchu

Čištění kontaminovaných půd lehce těkavými sloučeninami (chlorované uhlovodíky) nabízí postup odsávání půdního vzduchu, kde jsou tyto látky v plynném stavu obsaženy. Odsávání se provádí perforovanými rourami, které jsou zapařeny do prostoru kontaminace, a s pomocí dmychadel je pak odsáván znečištěný vzduch. Škodliviny jsou desorbovány, tj. prostřednictvím látkových přechodů škodlivin z půdy do vzduchu v půdě a v důsledku partiálních tlakových rozdílů mezi parami škodlivin a půdním vzduchem dochází k míjení obou medií. Odsátý vzduch může být následně čištěn přes aktivní uhlí. Problém spočívá v tom, aby došlo k neoptimalnějšímu proudění vzduchu v půdě, když vzdálenost mezi jednotlivými studnami obnáší 50 i více m. **Při vhánění tlakového vzduchu až do prostředí podzemní vody může se tlakový vzduch velmi jemně rozptýlit v prostorách pórů a s chlorovanými uhlovodíky obohacenou vodou v půdě desorbovat.**

Termické čištění

Při termickém ošetření kontaminovaných půd in-situ se zavádějí speciální hořáky, které jsou zabudovány do přístrojů k odběru půdy. Jako hořáky přicházejí v úvahu teplo vyzařující roury. Ke zvýšení stupně účinnosti je reziduální teplo obsažené v kouřovém plynu využíváno jako předoteplení vzduchu. Ošetření větších ploch vyžaduje více hořákových sond, jejichž rozestup je 1–2 m. Oteplením tělesa půdy jsou nejdříve uvolňovány destilovatelné látky, jako je např. benzen, toluen, nebo xylen. Otevřením pláště a spalovací roury na patě dosahují plyny a páry plameny, v nichž se přeměňují na neškodné produkty spalování. Vzniklé kouřové plyny jsou odstraňovány sacími dmychadly.

Obsahuje-li ložisko znečištění ještě některé přídatné látky tj. jiné sloučeniny než čisté uhlovodíky, jako např. chlorované uhlovodíky nebo látky obsahující těžké kovy jako např. rtuť, potom je nutné, aby dmychadlo bylo opatřeno vypíračem plynu, aby byly z prostředí odstraněny škodlivé komponenty plynu.

9.4.2 Postupy ošetření metodami ex situ

Termické postupy

Nasazení termických postupů se doporučuje převážně při ošetření organických kontaminací. Přitom se jedná o následující sloučeniny:

- těkavé sloučeniny jako např. rozpouštědla, minerální oleje a kmenové uhelné uhlovodíky včetně komplexu vázaných kyanidů
- halogenizované organické sloučeniny, jako např. chlorované insekticidy, PCB, dibenzodioxiny a dibenzofurany.

Při termických postupech v zásadě rozlišujeme:

- přímé termické postupy (spalování)
- nepřímé termické postupy (pyrolýza)
- destilační postupy

Pod přímými termickými postupy rozumíme takové, při nichž dochází k rozkladu a spalování podílů škodlivých látek, a to prostřednictvím přímo působícího tepla zajišťovaného plamenem. Podle látky a druhu ošetření jsou důležité teploty od 800–1300 °C. Spalovací prostor je konstruován jako rourové kamna. Jednotlivým spalovacím kamnům je ještě přiřazeno termické následné spálení a dále vhodný systém čištění odpadních plynů. Příkladem je semimobilní jednotka Fy. Broekhuis BV, Nijkerk (Holandsko) k ošetření kontaminovaných půd s výkonem 30 t.h⁻¹. U toho zařízení obnášejí specifické náklady cca 70 DM/t. Toto zařízení však zpravidla pracuje pouze s nízkotepeelnými postupy (100–400 °C). Proto zařízení není vhodné pro spalování, které vyžaduje vysoké teploty (PCB aj.).

Pyrolýza

Je termický postup, při němž vlivem zastavení přístupu vzduchu nebo jeho nedostatku jsou v kamnech ve formě spalovacích trubic, které jsou vytápěny nepřímo rozkládány organické částice. V těchto technologiích se dosahuje teplot v rozmezí 400–800 °C. Tento druh vytápění zamezuje oproti přímému spalování vznik povlaků (zvláště u vlhkých půd). Reakční produkty pyrolýzy jsou:

- spalitelné pyrolýzové plyny
- vodnaté a olejům podobné kondenzáty
- pevné, uhlík obsahující zbytky (pyrolýzový koks)

Zpevňovací postupy

Základy tohoto sanačního opatření spočívají v tom, že je využito vlastností tvrdnutí různých spojovacích materiálů (cement, vápno, nebo organické polymery). Vazné materiály jsou především nasazeny v půdách při zavedení různých směsných postupů. Podstatné hledisko těchto opatření spočívá v tom, že škodliviny nejsou rozkládány, nýbrž vlivem jejich vazeb dochází k potlačení jejich mobility a spočívají v následujících principech:

- redukci eluace
- snížení tvorby prachu
- snížení propustnosti půdy

- zlepšení únosnosti

Účinnost těchto opatření založených většinou na různých firemních metodách nebyla zatím dlouhodobě odzkoušena. V NSR je používán postup označený jako Systém LECO. Metoda je založena na disperzi zajišťované chemickými reakcemi (DCR postupy) s využitím aditivních postupů s vápnem. Kontaminovaná půda je dávkovacími šneky a dalšími provozními zařízeními přivedena k ošetření. Po dodání hydrofóbních reakčních prostředků, které obsahují vápno, následuje homogenizace, po které následuje proces zpevnění – tvrdnutím. Zařízení je mobilní a jeho hodinová kapacita je 30 m³. Při čemž cena za 1 m³ se pohybuje v rozmezí mezi 80–150 DM.

9.4.3 Extrakční postupy

Základem metody extrakce, nebo-li promývání půdy je cílená mobilizace substancí kontaminantů. Provozně technicky jde o oddělení hodnotných látek od škodlivin. Jedná se tedy o problém oddělení a transportu. Zásadně lze označit následující cílové požadavky:

- využití optimální suspenze

Cíl: Minimalizace poměru pevné látky/extrakční činidlo.

- extrakce kontaminovaných substancí

Cíl: Minimalizace nasazení chemikálií substitučním efektem mechanických vstupů energie.

- oddělení fází pevné/plynné

Cíl: Oddělení pevných látek, zejména pak vazných částic extrakčních prostředků.

- příprava extrakčního prostředku

Cíl: Oddělení součástí kontaminace z vodní fáze a převedení extrakčního prostředku do dekontaminačního procesu.

Vyplavování půdy při vysokém tlaku

Extrakce při vysokém tlaku se nabízí zejména při ošetření kontaminantů, při nichž síly proudu normálních mycích a plavících procesů nejsou v takové poloze adhesních sil, s nimiž jsou škodliviny vázány na pevných půdních částech. Součástí půdního znečištění mohou být mezi jinými chlorované uhlovodíky, polycyklické uhlovodíky, fenoly, benzol, minerální olej stejně jako olovo a kyanidy. Škodliviny, které jsou pevně vázány na povrchu jednotlivých půdních částech, jsou ve speciálně vyvinutém rourovém proudu prostřednictvím vysokotlakých vodních paprsků od nich odděleny.

V tomto procesu škodliviny přecházejí do vodní nebo plynné fáze, které jsou určeny k dalšímu ošetření. Na základě ovlivnění jednotlivých částic půdy následuje vyplavení-oddělení škodliviny a její přenos do vypírací vody. Jelikož na základě fyzikálních zákonitostí je vysáváno velké množství vzduchu podléhají těkající kontaminanty desorpčnímu efektu: Jsou převáděny do nasávaného vzduchu.

Kontraproudová extrakce

Pro protiproudovou extrakci platí zásada, že se rozpouští podobné podobnému. Pro extrakci polycyklických aromatických uhlovodíků (PAU) a alifatických uhlovodíků zavádí se jako rozpustidlo n

– hexan, cyklohexan nebo petrolejový etér. Základem extrakce škodliviny je rovnováha v rozdělení mezi dvě fáze – pevnou/kapalnou což se nechá formulovat podle Nertovy dělicí věty:

$$K = \frac{C_{\text{kapal}}}{C_{\text{pevný}}} \quad C - \text{koncentrace jednotlivých fází}$$

Cílem této extrakční metody není odstranění škodliviny, ale pouze její přemístění do jiného media (extrakční kapalina). Proto musí být u této metody zařazena následná přípravná technika.

Biologické postupy

Až do současné doby byly v největším měřítku využívány mikrobiální metody se zavedením specifické mikroflóry k odbourávání minerálních olejů, lehce těkavých chlorovaných uhlovodíků a aromátů včetně fenolů. U postupu Shell BIOREC jsou uhlovodíky znečištěné půdy nebo podobné materiály s pomocí mikrobiologicky předpřipraveného nosného substrátu při předem určeném poměru smíseny a rozvrstveny podle tzv. regeneračních směsí. Jelikož takováto on-site regenerace dovoluje opětovné zavedení – využití dekontaminovaného půdního materiálu a to za určitých předpokladů, mohl nosný materiál být inertní nebo rozložitelný. Nosný materiál má splnit následující úkoly:

- adsorpci produktů kontaminace
- vzájemné vedení kontaminátu s mikroorganismy
- zvětšení hraničních ploch
- zvýšení kapilárního prostoru půdy.

Pro rozhodnutí o tom, mohou-li být kontaminované půdy ošetřeny touto metodou, vyžaduje celou řadu předběžných šetření a to ve vztahu k půdě, kontaminačnímu produktu, eluátu a biologické odbouratelnosti. U odbouratelných substancí se nechá relativně lehce založit řadový pokus, je-li metoda biologického odbourávání ve specifickém případě výhodná a možná.. Přidáním různých specifických mikroorganismů, výživných solí, s dostatečným přísunem vzdušného kyslíku v obohacené vodě, může být optimální metoda otestována.

Výstavba regenerační jámy je závislá na druhu a stupni kontaminace a na jakosti půdy (zhutnění podloží, provzdušněné vrstvy). Celková výška jámy se pohybuje v rozmezí mezi 1,8–2 m.

Přednost této metody spočívá v relativně menších nákladech s vynaložením nižší potřeby energie. Je ji však možno aplikovat pouze při nižší kontaminaci škodlivinami. Tento postup je méně vhodný pro ošetření odpadů.

9.5 Uzavírací postupy

9.5.1 Překryvné systémy

Vhodné zhutnění povrchů např. skládek ovlivňuje emise ve formě kontaminované vody, která je významně redukována. Tytéž jsou v případě plynů kanalizovány a v případě emisí prachu vyloučeny. Překrytí slouží v podstatě k tomu, že se potenciál ohrožení kontaminovaným stanovištěm snižuje.

Úkoly povrchového zpevnění spočívají v podstatě:

- jímání a odvedení povrchové vody
- zhutnění proti vniknutí povrchové vody ke snížení podílu prosakující vody
- zhutnění proti nekontrolovaným výstupům, jímání a odvedení plynu
- zajištění předpokládaného využití

Zatížený profil je limitován následujícími hledisky a vlivy:

- chemické ataky plynu a kondensátů
- biologické ataky mikroorganismy, kořeny a živočichy
- stavebně-statické zatížení (stálé zatížení dopravní zatížení)
- klimatické vlivy zvláště v periodách sucha a mrazů

Aby bylo zajištěno účinné zhutnění také vzhledem k době trvání jsou ke splnění těchto cílů vyvíjeny různé systémy překryvů.

9.5.2 Budování zhutněných stěn

Zhutněné stěny slouží v podstatě k tomu, aby zamezily prosakující vodě z kontaminovaných půd nebo uložených hmot dosáhnout hladinu podzemní vody. Musí být zapuštěny v takové hloubce a mocnosti, aby se zajistila nepropustnost pro vodu.. Konstrukce zhutněných stěn musí mít následující vlastnosti:

- hutnost
- stálost
- malá pravděpodobnost interperforací ve stěnách
- kontrolovatelnost přesunu prvků spárami
- vhodnost i při neočekávané nehomogenitě podložních poměr

Jako materiál ke zhutnění ve stěnách se zpravidla používá cement- bentonitová suspenze. Koeficienty propustnosti tohoto materiálu se pohybují kolem $K = 10^{-8} - 10^{-10} \text{ m/s}$.

V současné době je i u nás rozpracováno mnoho metodických postupů, které vedou k dekontaminaci starých zátěží, avšak stejně jako v zahraničí jsou i u nás tato opatření a řešení velmi nákladná.

10 VÝSKYT A POHYB CIZORODÝCH (XENOBIOTICKÝCH) LÁTEK V ZEMĚDĚLSKÝCH EKOSYSTÉMECH A POTRAVNÍCH ŘETĚZCÍCH

Zajištění zdravé výživy populace se v posledních desetiletích stalo v celosvětovém měřítku velmi vážným problémem. Potravní řetězce mohou být v důsledku nadměrného znečišťování zemědělských ekosystémů zatíženy různými látkami (tzv. cizorodými látkami anorganického a organického původu). Tyto látky by mohly v nadměrných koncentracích způsobit zdravotní problémy u zvířat i lidí. Tato problematika je složitá a tak jak pokračuje lidské poznání, mění se celá řada názorů jak v oblasti vědy tak i praxe.

V živočišném a lidském organismu podléhají přijaté látky biotransformacím, při nichž se mění na další metabolity. Biotransformace probíhá především v játrech a ledvinách. Rychlost a typ odbourávání chemické látky je ovlivněna její rozpustností v prostředí a aktivitou specifických enzymů. Krite-riem pro posuzování biotransformačních procesů je stanovení tzv. „biologických poločasů chemických látek“. Organismy mnohdy nestačí biotransformačními procesy chemickou látku z těla vy-loučit a ta se pak v nich hromadí jako **r e z i d u u m**.

10.1 *Rezidua dusíku*

Jedním z nejvíce rozšířených prvků, který může vyvolat celou řadu toxikologických a ekotoxiko-logických problémů ve vodě, v krmivech a potravinách je dusík. Dynamiku dusíku v ekosféře, ani v zemědělské výrobě se dosud nepodařilo zvládnout. Možnost neomezené průmyslové fixace dusíku (v průmyslových hnojivech) má, vedle příznivých vlivů na podstatné zvýšení výnosů zemědělských plodin, i některé negativní důsledky. Je tomu tak proto, že se hnojením dusíkem, obsaženým v průmyslových hnojivech, dostává do půd nadměrné množství jeho iontových forem. Ročně se ve světě vyrábí cca 100 milionů tun minerálního dusíku (převodem molekulárního dusíku do iontových forem). Lidská populace naproti tomu v celosvětovém měřítku v potravinách přijímá ve formě ami-nokyselin a dalších organických sloučenin asi 7-10 milionů tun dusíku.

Rostliny mohou v menší míře přijímat i dusík v amoniakální formě. Avšak tato forma dusíku, na rozdíl od nitrátové formy, nemůže být v rostlinách ve větším měřítku shromažďována, protože amo-niak by působil jako buněčný jed. Ve srovnání s nitrátovým dusíkem, který může být v rostlinách zastoupen v množství až několika tisíc mg NO₃/kg sušiny, může být amoniakální dusík zastoupen maximálně do množství 20 mg/kg biomasy rostlin.

Dusičnany (nitráty) se do organismů zvířat a člověka dostávají především potravou a vodou. Je-jich malé dávky nejsou toxické. K nepříznivému působení však může dojít při jeho zvýšených a vy-sokých dávkách. Škodlivější než dusičnany jsou však dusitany, které jsou jejich reaktivními metabo-lity.

Dusitany reagují v těle s hemoglobinem na methemoglobin, který nemá schopnost přenášet kys-lík.

U hospodářských zvířat se věnovala pozornost hlavně možné intoxikaci přežvýkavců, která je vyvolána zkrmováním krmiv bohatých na dusičnany. K jejich větší koncentraci dochází u kukuřice, krmného ovsa aj. Zvýšený obsah dusičnanů může být i v dalších krmivech (seno, siláž, senáž), jakož

i v pastvě. Z hospodářských zvířat jsou na dusičnany méně citlivá prasata a koně, ve srovnání s přežvýkavci.

Dusičnanové zátěže agrocenóz ovlivňují i mléčnou užitkovost krav. Podhorský (1984) uvádí, že dojnice, které přijaly s krmivem kolem 3 g NO₃/kg sušiny, produkují v průměru o 1–1,5 litrů mléka méně než by odpovídalo krmné dávce. Do mléka přechází 3–5 % z celkově přijatého množství dusičnanů. To znamená, že při teoretickém příjmu 5 g dusičnanů na krávu by při dojivosti 10 litrů bylo v litru obsaženo až 25 mg NO₃ v litru.

Nitrosaminy

Největší nebezpečnost pro zvířata i člověka je připisována vzniku N – nitrososloučeninám, které vznikají reakcí nitritů (NO₂) se sekundárními a terciárními aminy, biogenními aminy, kvarterními amonnými sloučeninami, ureázou aj.

Dosud je popsáno více než 300 nitrososloučenin. Nadměrná aplikace dusíkatých hnojiv napomáhá významně jejich syntéze jak v krmivech, tak i potravinách. Nitrosaminy může být také kontaminovaná siláž a následně mléko a mléčné výrobky (Koudela 1985).

Nitrosaminy jsou označovány jako kancerogeny a jejich kancerogenní účinek byl prokázán u zvířat. Z těchto důvodů je jim věnována i mimořádná pozornost v oblasti humánní medicíny. V pokusech se zvířaty se prokázalo, že přijímané množství nitrosaminů ve výši 5 µg/kg tělesné hmotnosti se projevuje kancerogenně.

10.2 Mykotoxiny

Jsou to jedovaté látky vznikající činností hub. V potravinách a krmivech se stávají potenciálním nebezpečím pro člověka. Posuzujeme je proto jako látky zatěžující prostředí a zejména potravní řetězce.

V roce 1960 došlo v Anglii vlivem mykotoxinů k úhynu krocanů. Způsobily to aflatoxiny, produkované houbou *Aspergillus flavus*. Tyto plísně jsou rozšířeny především v půdách a rostou na nejrůznějších substrátech (plody podzemnice olejná, rýže, obilí, soje, na zeleném krmivu, zelenině, v silážích, senážích, masu aj.). Jejich produkci podporuje vlhko, tma a teplota kolem 25–30 °C.

Z ostatních mykotoxinů s kancerogenními účinky, které se mohou vyskytovat v potravinách lze uvést: sterigmatocystin, ochratoxin, luteoskyrin, griseofulvin, streptosocystin, aktinomycin D a mycotin C.

Z mykotoxinů jsou nejdůležitější aflatoxiny. Chemicky to jsou 2,3 bifurano- 5-metoxy-kumariny. Jejich biologické účinky jsou velmi pestré. Ve větším měřítku vyvolávají v organismu nekrotické změny v játrech. Jejich kancerogenita byla prokázána již v roce 1961.

Nepříznivé dopady aflatoxinů jsou známy u celé řady živočichů jako: skot, prasata, slepice, pstruzi aj. Výzkumy uskutečněné s aflatoxiny a jinými mykotoxiny jako např. s rubratoxinem B, který produkuje *Penicillium rubrum* Stoll, se zjistilo synergické působení na vzestup kancerogenity. Jejich negativnímu působení se věnuje jak veterinární tak i humánní medicína.

V závislosti na podílu přijatých mykotoxinů (aflatoxinů) organismy zvířat se projevuje jejich toxické působení:

- vyvoláním akutních poškození tkáně (zejména jater),

- vyvoláním cyrhotických změn na játrech,
- kancerogenním účinkem ,
- teratogenními a genetickými změnami.

Mykotoxiny představují nebezpečí pro zvířata a člověka, a proto je třeba jejich přítomnosti v krmivech a potravinách věnovat maximální pozornost.

10.3 Rezidua biocidů

Znečištěním biocidními reziduálními látkami mohou být zatíženy hlavně krmiva hospodářských zvířat, dále potraviny, které konzumuje člověk – mléko, vejce, maso (viz. kap. 7).

10.4 Rezidua veterinárních léčiv a doplňkových látek výživy hospodářských zvířat

Antibiotika - jejich původ v potravinách jako reziduí je z:

- léčebné aplikace zvířatům především ve velkochovech (nedodržením ochranných lhůt),
- aplikace jako stimulantů růstu,
- jejich využití jako konzervačních látek.
- jejich přirozeného výskytu,

Rizika, která rezidua antibiotik přinášejí:

- přímé akutní a chronické působení,
- nepřímé toxické účinky (alergie, resistance).
- akutní a chronické účinky nepřicházejí v úvahu pro potraviny.

Zdrovním rizikem z reziduí antibiotik je rezistence na antibiotika. Výskyt reziduí antibiotik u živočišných produktů, je v bezprostřední souvislosti s léčebnou aplikací a nedodržením ochranných lhůt. Aplikovaná antibiotika se dostávají např. do vemene a jejich část je vylučována mlékem. Přitom jsou koncentrace antibiotik v mléce a délka jejich vylučování závislé na druhu léčiva, použité dávce, doživosti zvířete a na druhu onemocnění. V průběhu ochranné lhůty se mléko produkované zvířaty nesmí distribuovat do spotřebitelské sítě. Antibiotika obsažená v mléce narušují procesy výroby různých mléčných výrobků (inhibují specifickou mikroflóru). Rezidua veterinárních léčiv se v potravinách nacházejí vyjimečně. Jedná se především o výskyt reziduí antibiotik v souvislosti s nerespektováním dávkování, ochranných lhůt, způsobů aplikace a dalších.

Aditiva

Jako aditiva do potravin mohou být aplikována pouze antibiotika, která se nepoužívají ve veterinární nebo humánní medicíně. Těmto požadavkům odpovídá např. nisin, případně další.

Organické biokatalyzátory (hormony)

Komise FAO/WHO, která prokázala jejich význam pro živočišnou výrobu zařadila tyto látky do dvou kategorií:

- přirozené hormony a jejich deriváty

- Pokud se syntetické sloučeniny s hormonálním účinkem používají ve výživě hospodářských zvířat (např. v USA), potom jejich rezidua v mase a jeho výrobcích jsou obvykle obsaženy v rozsahu několika nanogramů až několik stovek picogramu na gram tkáně. U nás i v evropských zemích je jejich používání ve výživě zvířat zakázáno. Povoleny jsou pouze pro léčbu.

Rezidua výše uvedených látek se v potravinách v ČR nenacházejí. Jde hlavně o rezidua antibiotik. Nálezy reziduí v potravinách živočišného původu jsou důkazem nerespektování návodu k použití, dávkování, dodržení ochranných lhůt a další.

Biotoxiny

Do současné doby je známo 43 druhů intoxikací z rostlin, 12 z hub a 32 z ryb a dalších vodních živočichů. U nás je aktuální scombrotismus z tuňáků a makrel (dovoz), ichtyootoxismus (otrava zvaná též „parmová cholera“, a ichthyhemotoxismus (otrava z čerstvé úhoří krve).

Bakteriální toxiny

Pozornost je v maximálním měřítku věnována prevenci otrav člověka toxiny, které produkuje *Clostridium botulinum*, *Cl. perfringens* a *Staphylococcus aureus*. Poslední dva jsou i u nás aktuální. Botulinismus je pouze velmi řídký jev.

10.5 Kovy - anorganické látky

Kromě kyselých látek ovlivňujících reakci půdy a její chemismus se do půd dostávají z různých zdrojů další látky, především pak některé těžké kovy a další mikroelementy, které mohou v určitých koncentracích působit škodlivě až toxicky, zejména pak v potravním řetězci (As, Be, Pb, B, Br, Cd, Cr, F, Co, Cu, Mo, Ni, Hg, Se, V, Zn, Sn aj.). Zdrojem těchto prvků jsou buď jejich geogenní obsahy v půdotvorných substrátech, nebo emise, dále odpady, které bez ohledu na kritické obsahy byly nebo dosud jsou v půdách likvidovány (čistírenské kaly, další odpady z komunální sféry). Mohou však mít původ i v průmyslových hnojivech jako je tomu např. u kadmia, které je obsaženo ve fosfátech v množstvích podle jejich původu. Tak např. při výrobě superfosfátů asi polovina obsaženého kadmia se dostává do výrobku. Olovem je půda kontaminována kolem frekventovaných komunikací v maximální míře asi do vzdálenosti 15 m od okrajů komunikací. Nejvýznamnější možnost kontaminace půdy představují mikroprvky obsažené v čistírenských kalech.

Jako škodliviny označujeme látky jejichž koncentrace překračují úroveň, která je považována za normativní:

- jsou to látky přítomné ve vzduchu, ve vodě a v půdách
- všechny ve vzduchu, vodě a v půdách rozšířené přírodě cizí látky (xenobiotika) pokud jsou zastíženy v koncentracích, jimž se dají přičíst škody na kvalitu života a výkonnosti, která klesá
- dále jsou negativně ovlivněny ekosystémární procesy a funkce chráněných kvalit

Obsahy znečištěnin tj. škodlivých látek ve vzduchu, vodě a v půdách musí být tak nízké, že ani v důsledku trvalého působení na chráněné kvality, které mohou ohrozit, nemohou být postiženy ani v délce života ani v dalších produkčních vlastnostech. Je-li nějaká látka „jedovatá“ nebo „užitečná“

nezpůsobuje pouze látka a její koncentrace v určitém mediu v prostředí, ale i další spolupůsobící faktory. Hodnota nastavení faktoru zatížení škodlivinou (látkové zatížení) je závislé na:

- druhu látky a jejího obsahu v půdě
- všech půdoznaleckých a klimatických stanovištních faktorech
- na ochranných vlastnostech stanoviště
- na předpokládaném nebo možném využití stanoviště

Látka sama neurčuje svoji toxicitu, je třeba vzít v úvahu všechny uvedené parametry spoluovlivňující toxicitu. Každý takovýto parametr je založen na společném působení jednotlivých komponent, které se propojují ve vzájemné mosaice, což vede ke komplexnímu zhodnocení stanovištního faktoru látkového zatížení.

Pojem škodlivina může být nejlépe vysvětlen na příkladu těžkých kovů. Řada těchto prvků je v půdách pro rostliny, zvířata i člověka důležitá. Nedostatek těchto prvků má vysokou biologickou účinnost a může vést k onemocněním z jejich nedostatku. V tomto případě jde o biogenní mikroelementy (B, Cu, Mn, Mo, Zn). Řada dalších prvků jako např. kadmium, olovo a rtuť nejsou pro biologické systémy životně důležité. V důsledku geogenního původu hornin (při jejich zvětrávání a vzniku půd) jsou v nich zastoupené. Avšak teprve, když tyto potenciálně škodlivé prvky překračují míru biologické snášenlivosti označujeme je jako škodliviny.

Půdy v plnění své produkční funkce jsou ohroženy tehdy, když látkové vstupy nejsou již dále v půdě dostatečně pufovány, neškodně uloženy, nebo přeměněny. Látkové vnosy je třeba kriticky hodnotit tehdy když:

- vedou k obohacování půd
- je ovlivněn koloběh látek v jejich půdněbiologických přeměnách
- transferem jsou ohroženy rostliny a potravní řetězce
- jsou negativně ovlivněny další ekologické funkce půdy

Negativně jsou půdy ovlivněny:

- persistentními škodlivinami
- kyselými srážkami
- radioaktivními látkami
- průmyslovými a hospodářskými hnojivými (nežádoucími příměsemi)
- prostředky ochrany rostlin
- starými zátěžemi
- rozpustidly

V zásadě vstupy škodlivin diferencujeme na:

- anorganické látky
- organické látky

Zemědělská výroba je škodlivinami ohrožena ze zdrojů mimo vlastní výrobu (např. velkoprostorové imise elektráren, chemického průmyslu, dopravy aj.) a dále škodlivinami v souvislosti s kultivací půd (hnojení kaly, průmyslovými hnojivými, využití biocidů aj.)

Vstupy těžkých kovů

Podstatná část těžkých kovů původem z průmyslu, osídlení a dopravy se dříve nebo později dostává do půdy, která je nejdůležitější ekologickou křižovatkou v biosféře. Odpadní vody a vzduch je možné technicky dobře vyčistit, zatímco půdu znečištěnou TK již vyčistit nelze. To je také důvodem proto, že vstupy TK v důsledku jejich akumulace v půdě představují těžko řešitelný problém.

Obohacení půdy TK je tolerováno pouze ve velmi omezených hranicích, které jsou závislé jednak na geogenním obsahu TK a dále na způsobu exploatace půdy. Půda nepředstavuje pouze depot pro vnášené TK, ale slouží současně jako transformační medium pro přechod škodlivin do potravin nebo vody (platí pro TK, které nejsou nutné pro biologické systémy, ale i pro stopové prvky, které jsou sice důležité pro rostliny nebo zvířata, ale jsou-li zastoupeny v nadměrném množství mohou rovněž působit toxicky).

Pro určení zatížení půd TK platí údaje vyhlášky č.13/1994 Sb. MŽP a dále normativy uváděné v normách pro využití odpadních látek pro výrobu kompostů podle ČSN 46 5735.

10.6 Organické látky

Emitentem těchto látek je chemický průmysl, doprava a domácnosti. Na rozdíl od anorganických škodlivin přenášených vzduchem, kdy jsou uvolňovány jednotlivé komponenty ve velkých množstvích, se jedná o chemické sloučeniny, které jsou při relativně nižší toxicitě ve významných množstvích přenášeny vzduchem nebo vodou a těmito medii se dostávají do půd, kde mohou působit až extrémně toxicky i tehdy, je-li jejich koncentrace velmi nízká (např. polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany (PCDD/PCDF) nebo polycyklické aromatické uhlovodíky).

Deposice organických látek

V souvislosti s výzkumem příčin nových škod na lesích bylo zjištěno, že organické škodlivé látky nejsou pouze součástí vlhkých, ale i suchých depozic, znamená to, že zatížení půdy je ve skutečnosti podstatně vyšší, než jsou změřené hodnoty z vlhkých depozic.

V současné době se ve světě vyrábí a prodává cca 30 000 organických sloučenin. Agentura ochrany prostředí USA (EPA) z tohoto počtu vybírá 650 prioritních polutantů. Tento počet byl na mezinárodních odborných gremiích OECD ohraničen na 115 rizikových látek (Luepke, 1979). Mezi nejvýznamnější škodliviny lze zařadit:

Halogenované uhlovodíky

Kontaminace u nás není zjištěna, zejména pokud jde o dopady na půdy. V sousedním Německu jsou ročně odhadovány emise např. u trichlor- a tetrachlorethenu řádově cca 100 000t.r⁻¹.

Kontaminace půdy je jednak vzduchem, ale i aplikací odpadních vod při závlahách s nimi a čistírenských kalů. Kontaminace touto cestou je u nás poměrně malá. V sousedním Německu činí asi 10 % podíl. Hlavními emitenty těchto látek jsou chemické čistírny, elektrotechnické podniky aj. v nichž se čistící prostředky používají k odmaštění. V atmosféře jsou tyto sloučeniny fotolyticky odbouratelné, jejich persistence není velká. Při jejich přeměně vzniká řada substancí, které mohou lokálně působit na vegetaci.

V půdě a v podzemní vodě jsou tyto sloučeniny částečně persistentní. Doba prodlevu byla pozorována v délce 18 měsíců (Anonym, BMI, 1985). V půdním vzduchu oblastí vzdálených od civiliza-

ce např. v Černém lese byly zjištěny obsahy trichlorethenu od 3,5 do 57 a tetrachlorethenu 8,6 do 112 a trichlorethanu od 1 do 15 $\mu\text{g}/\text{m}^3$ (Brümmer, 1982). Tyto hodnoty jsou brány jako směrodatné a charakteristické pro základní zatížení půd ve střední Evropě.

Polychlorované bifenyly (PCB)

Polychlorované bifenyly jsou podle stupně chlorace rozdílné nízkomolekulární organické látky, které byly dříve využívány v průmyslu. Nyní je jejich používání zakázáno z ekologických a zdravotních důvodů. Jejich rezidua však i nadále přetrvávají v ekosféře. Stejně tak jsou různě skladovány jejich zbytky o nichž není nikdy jisté jakými možnými cestami se dostanou do prostředí, které by mohly nově kontaminovat. U nás se tyto látky vyráběly v dosti velkém rozsahu a doznaly také velké rozšíření v prostředí. V půdách v uplynulém období byly zjišťovány poměrně vyšší koncentrace PCB v rozmezí 50–100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ zeminy. Početné půdní analýzy již kolem roku 1985 potvrdily, že i vzdálené zóny od průmyslové výroby v půdách obsahovaly až 0,1 mg/kg zeminy, zatímco v průmyslem ovlivněných oblastech Německa dosáhly jejich koncentrace až 100 mg/kg. Bylo zjištěno, že PCB a produkty jejich metabolismu se koncentrovaly v epidermis – pokožce slupek některých okopanin. Ovšem při jejím opracování se eliminovalo až 95 % celkového obsahu. V našich podmínkách v určité době byl zjišťován nadnormativní obsah PCB v některých potravinách. To, že byl negativně zasažen potravní řetězec dokazuje to, že byly zjištěny i v mateřském mléce a to i v hodnotách normami nepřipustných. Dnes jejich vliv již odeznívá, ale není ještě zcela vyloučen.

Polychlorované dibenzodioxiny a dibenzofurany

Polychlorované dibenzodioxiny (PCDD) a dibenzofurany (PCDF) nejsou samostatně vyráběnými průmyslovými chemikáliemi. Jsou vedlejšími produkty syntetických postupů (PCB, 2,4,5-T, trichlorfenolu a jiných), nebo produkty vznikající při likvidaci těchto nebo jiných chlorovaných aromátů. Celkem je známo 210 jejich různých izomerů, (75 PCDD a 135 PCDF). Z nich je dosud nejlépe vyzkoumán 2,3,7,8 – tetrachlordibenzodioxin (TCDD/Seveso-dioxin). Některé z ostatních izomerů jsou při analýze půdních vzorků získávány ve zřetelně vyšších koncentracích, než TCDD, jejich toxicita však není známá. Dobré poznatky s jejich toxikologií byly zjištěny při produkci trichlorfenolu (BASF, Seveso).

Jejich přirozený vznik je možný při větších lesních požárech. Mohou se do prostředí dostávat ze spaloven komunálních odpadů jako produkty spalování chlorovaných organických sloučenin při teplotách pod 800 až 1000 °C.

Polycyklické aromatické uhlovodíky

Polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU), jejichž hlavním zástupcem je benzo(a)pyren. Vznikají téměř výhradně při nedokonalém spalování uhlovodíků, uhlí a dalších fosilních uhlovodíků při teplotách 500 až 700 °C. PAU jsou rovněž emitovány automobily, především s dieslovými motory, dále teplárnami na bázi oleje.

PAU jsou ve vzduchu vázány na prach s nímž se dostávají do půdy.

Obsahy PAU prokazují, že v nezatížených oblastech jsou koncentrace benzo(a)pyrenu kolem 0,4 $\mu\text{g}/\text{kg}$, zatímco v silně zamořených oblastech (poblíže dehtových výroben) až 650 mg/kg. Benzo(a)pyren se na uvedených koncentracích podílí asi 10 %. Čím více nějaké půdy obsahují humusu

(na povrchu), tím více vážou PAU. To platí pro mnoho organických škodlivin, které jsou z části intenzivně fixovány na huminových látkách.

Podobně jako u jiných stabilních sloučenin je však jejich přístupnost rostlinami z půd pravděpodobně velmi nepatrná. Nebyl zjištěn vztah mezi obsahy PAU v půdách a obsahem v rostlinách.

Chlorované alifatické uhlovodíky:

Tetrachlormethan (CCl₄)

Je relativně jednoduchou organickou sloučeninou složenou z jednoho atomu uhlíku a 4 atomů chloru, je prototypem mnohočetné halogenizované řady tj. s jodem, bromem, fluorem jako substituovaných alifatických uhlovodíků. Tyto sloučeniny představují důležitou třídu organických rozpouštědel s mnohostranným využitím. Byl dříve využíván jako čistící prostředek pro stroje, ale i čištění skvrn v domácnostech. Některé plynné chlorfluoromethany jsou dosud využívány jako pohonné látky pro rozstřík aerosolů (freony). Dalšími rozpouštědly z této skupiny jsou trichlormethan (chloroform CHCl₃), dichlormethan CH₂Cl₂), 1,1,1 – trichlorethan CH₃Cl₃), trichlorethylen CHCl = CCl₂ a konečně tetrachlorethylen a vinilchlorid. Z toxikologického hlediska tato skupina látek nepředstavuje jednotnou skupinu, mnohem více se však liší svojí silnou jedovatostí, to je závislé na jejich rozdělení v lidském organismu a jejich další metabolizaci. Mnoho těchto sloučenin je jedovatých až v organismech, kde jsou enzymatickou činností přeměněny na jedy. Jako příklad platí tetrachlormethan v němž se enzymaticky odštěpí jeden atom chloru, což vytváří vysoce toxickou radikálovou sloučeninu, která rozrušuje blány buněk a buněčných organel. Při chronických otravách dochází k narušení centrálního a periferního nervstva.

Tetrachlorethylen (Cl₂C = CCl₂)

Je to sloučenina ze skupiny alifatických chlorovaných uhlovodíků, která novodobě byla středem velkého zájmu označovaná také jako perchlorethylen nebo zjednodušeně per. Tato sloučenina je využívána k odstranění mastných nečistot z povrchu kovů a dále i v chemickém čištění textilií. Již počátkem roku 1987 zjistil spolkový zdravotnický ústav v Německu, že potraviny, které se nakupovaly bezprostřední blízkosti chemických čistíren vykazovaly zvýšené obsahy perchlorethylenu. Jeho původ byl v chemických čistírnách a vázal se především na potraviny. Totéž bylo stanoveno i v obydlích poblíže těchto zařízení, kde došlo k zatížení vzduchu i potravin.

Pokusy na zvířatech a zkušenostmi z pracovního lékařství se odvodilo, že zjištěné obsahy v potravinách nevedly k poškození lidského zdraví. Akutní jedovatost sloučenin je relativně nízká, spočívá v tom, že působí na centrální nervový systém, lokálně dráždí kůži a poškozuje játra a ledviny. Maximálně přípustná hodnota v pracovním prostředí je 50 ppm tetrachlorethylenu = 345 mg/m³. Je podezřelým kancerogenem. Spolkový zdravotnický úřad doporučuje jako hraniční hodnotu 0,1 mg/m³ tetrachlorethylenu pro venkovní vzduch eventuálně zatížení 1 kg potravin. Při koncentraci přes 5 mg/m³ venkovního vzduchu existuje již zdravotní nebezpečí, a potraviny s obsahem větším než 1 mg/kg se nejeví jako vhodné ke konzumaci.

Tato látka může znečišťovat půdy a vody, především v průmyslových závodech a čistírnách.

Trichlorethylen (CHCl=CCl₂)

Používá se jako odmašťovač v čistírnách a domácnostech. Z toxikologických hledisek je dobře prozkoumanou látkou. Kontaminuje půdy a vody.

Ftaláty

Představují skupinu látek, které jsou převážně antropogenního původu a byly nejdříve pozorovány ve vodách. Jsou především obsaženy v plastovém zboží a ve foliích používaných k balení, ve zhutňovacích materiálech a kosmetice. V prosakujících vodách deponií TKO jsou obsaženy v průměru kolem 2 mg/l.

Zdrojem kontaminace půd jsou čistírenské kaly aplikované na zemědělské plochy.

11 ZÁKLADY TOXIKOLOGIE A EKOTOXIKOLOGIE

Toxikologie je věda o škodlivém(toxickém) působení chemických látek (xenobiotik) na živé organismy. Vzhledem k tomu, že se opírá o celou řadu dalších vědních disciplin, farmakologii, biologii, genetiku, chemii, biochemii, fyziologii, patofyziologii aj. hovoříme o tom, že má interdisciplinární charakter.

Toxikologie se dělí na další dílčí obory z nichž např. chemická toxikologie se zabývá vlastnostmi jedů, jejich analýzou a zneškodňováním. Vedle chemické toxikologie např. její lékařsko-klinický směr se zabývá naukou o jedech, jejich otravami a léčením. Tento směr se dělí na oblast humánní a veterinární.

V současném období, kdy se mnoho jedů dostává do složek životního prostředí, se zformovalo nové odvětví t.zv. ekotoxikologie, která se zabývá pohybem jedovatých látek v přírodě a jejich ekosystémech (v půdách, vodě a vzduchu). Je to obor zabývající se výzkumem imisí, kontaminací, vstupem, výstupem, distribucí a osudem chemických látek v biosféře, zejména tam, kde je důležitá kontaminace biologických cyklů (především potravin).

V současné době je podle své pracovní náplně toxikologie členěna do tří hlavních kategorií:

- deskriptivní toxikologie
- mechanická toxikologie
- regulační toxikologie

Deskriptivní toxikologie

Zabývá se testováním toxicity látek na pokusných zvířatech. Jejím okruhem jsou chemické látky s kterými přichází do styku člověk, zvířata a rostliny, a které by mohly ohrozit jejich existenci. Zabývá se riziky jedinců i celých ekosystémů.

Mechanická toxikologie

Posuzuje mechanismus toxického působení na živé organismy a využívá přitom znalosti navazujících vědních disciplin z farmakologie, biochemie, biologie aj.. Zabývá se dále metodami citlivější detekce, zaváděním šetrnějších chemikálií aj.

Regulační toxikologie

Zabývá se mírou rizik při zavádění a povolování nových léků, aditiv do potravin a kosmetických přípravků.

11.1 Základní pojmy hygienicko-toxikologického hodnocení chemických látek

Toxicita

Je schopnost chemické látky poškodit organismus rostlin a živočichů.

Riziko

Je pravděpodobnost, že chemická látka působí škodlivě, ať již ve výrobě nebo ve spotřebě. Někdy se uvádí jako nežádoucí předpokládaný účinek při expozici chemické látky.

Bezpečnostní faktor

Poškození organismů nemůže nastat tehdy, jsou-li dodržovány NPK (nejvyšší přípustné koncentrace) potenciálně škodlivých látek a způsoby jejich aplikace. Je zde definována i bezpečnost použití chemické látky ve smyslu přijatelného rizika. Jde především o použití technologicky nevyhnutelných látek (např. konzervačních prostředků).

Při posuzování chemických látek je třeba vycházet:

- z předpokladu nebo podezření, že ohrožují zdraví člověka a zvířat (akutní nebo chronická toxicita)
- z rozsahu výroby a použité látky
- ze stálosti látky v prostředí (halogenované sloučeniny)
- z kumulace látek v prostředí a v biologických systémech (DDT, PCB, metylrtuť)
- z charakteru populace, která je exponována (zdraví, nemocní, staří lidé, děti)

Expozice

Vyjadřuje množství chemické látky, která se dostane do organismu, v úvahu se bere její koncentrace a časová relace. Je jí třeba odlišovat od biologického účinku. Indikací expozice je např. přítomnost pesticidů v krvi, nebo v tuku, nebo jejich metabolitů v moči.

Při expozici nelze opomenout fakt, že každá chemická látka v určité koncentraci je pro organismy (včetně člověka) toxická. Při současné expozici více látkami je možnost výsledného účinku následující:

- nezávislý účinek, kdy každá chemická látka má rozdílné efekty, nebo rozdílné způsoby účinku
- aditivní účinek – výsledné působení více látek je součtem účinku jednotlivých chemických látek
- synergický účinek je větší než účinek aditivní. Zde jedna látka může potencovat účinek látky druhé
- antagonistický účinek nebo inhibující tj. menší než aditivní, kdy jedna látka zeslabuje účinek látky druhé

Profesionální expozice

WHO (Světová zdravotnická organizace) ve spolupráci s Mezinárodní organizací práce navrhly klasifikaci biologických účinků toxických látek v pracovním prostředí podle následujících kritérií:

KATEGORIE A (bezpečné expoziční dávky)

Jde o expozice, které nemají za následek změny zdraví, nebo poškození exponovaných osob během jejich života

KATEGORIE B

Expozice může způsobit rychlé reversibilní účinky na zdraví, nebo výkonu, nezpůsobuje však zřetelný stav choroby.

KATEGORIE C

Expozice může způsobit reversibilní onemocnění., tj. onemocnění, které lze po zamezení expozice léčit a vyléčit.

KATEGORIE D

Expozice může vyvolat ireversibilní onemocnění, nebo i smrt

Biologický účinek

Při hodnocení biologických účinků chemických látek je rozhodující rozlišit příznivé a nepříznivé účinky těchto látek na organismus člověka a dalších živočichů.

Za koncentraci (dávku) nemající nepříznivý účinek se považuje takové její množství, při kterém nejsou pozorovány změny funkční činnosti, morfologie, růstu, vývoje populace, rozmnožování a to doživotně. V zásadě však jde o hypotézu, kterou není možné přesně identifikovat.

Z vědeckého hlediska není možné dokázat absolutní bezpečnost jakékoliv látky v prostředí, ani absolutní bezpečnost jejího určitého množství.

Za důležité lze považovat, kdy určitá látka nebo společné působení dvou nebo více látek má nežádoucí pozorovatelný účinek.

Závažným faktorem toxického posuzování látek je tzv. *práh toxického působení (účinku)*- je to biologická změna mimo rozmezí adaptace vnitřního prostředí organismu.

Na předvídání toxických účinků chemických látek na člověka se používají výsledky pokusů na zvířatech (to je omezeno jednak počtem možných reakcí, na délce pokusů atd.). Zavedl se proto tzv. bezpečnostní faktor (tj. koeficient potřebný k výpočtu přijatelné denní dávky určité látky pro člověka), který se pohybuje v rozmezí 1 až 5000. Například při zavedení většiny aditivních přísad do potravin se maximální pozorovaná neúčinná dávka u zvířat (NOEL) vydělí 100 a tím se zjistí denní přijatelná dávka pro člověka (ADI).

Pro pesticidy a některé jiné chemické látky se bezpečnostní faktory pohybují od 100 až do několika tisíc. Pro karcinogenní látky je rozpětí od 100 až 5 000. Bezpečnostní faktor 2–5 se navrhuje pro určité profesionální expozice a některé škodliviny vnějšího ovzduší.

Expozici chemických látek posuzujeme v rozsahu od zanedbatelného obsahu jejich hladiny až do vysoké úrovně hladiny. Z toho vyplývá nutnost dokonalé znalosti způsobů aplikace chemické látky v prostředí (v zemědělských ekosystémech) a její vlastnosti.

Jedině dokonalé znalosti a informace o rozsahu a způsobu použití, zneškodnění a osudu chemické látky v biosféře, jejích metabolických přeměnách v biologických systémech, matematické modelování distribuce a přeměny chemických látek umožní posouzení reálného rizika pro zdraví člověka.

Při expozici člověka chemickými látkami, které se dostávají do organismu ve formě terminálních (koncových) reziduí, je třeba brát v úvahu formu expozice (inhalační, zažívacího traktu, pokožky).

Z hlediska ochrany zdraví člověka při expozici chemickými látkami je třeba soustavně vycházet z následujících poznatků:

- jaké množství chemické látky, kde, kdy a jak se dostane do prostředí člověka,
- co se stane s chemickou látkou v prostředí z fyzikálně-chemického a biologického hlediska, (zejména je nutné poznat relativní molekulovou hmotnost, napětí par, rozpustnost ve vodě, povr-

chovou aktivitu, rozdělovací koeficient mezi tukem a vodou, strukturální charakteristiky jako je přítomnost volných radikálů, dvojité vazby, aromatické struktury aj.),

- jaké účinky má chemická látka na ekosystémy a člověka,
- interakce chemické látky s jinými chemickými látkami a její dopad na prostředí a zdraví člověka (nezávislé, aditivní, synergické, antagonistické působení).

11.2 Toxický účinek chemických látek

Toxický účinek nových chemických látek se hodnotí v pokusech na zvířatech podle následujících kritérií a účinků:

Akutní účinek

- **jednorázová dávka** – stanoví se LD₅₀ tj.dávka látky, při které uhynie 50 % jedinců, kteří byli dávce vystaveni, doba trvání je obvykle 24 hodin, u inhalace pouze 4 hodiny . Způsob aplikace: zažívací trakt, inhalace, pokožka, oči, vnitrobřišní.Pokusná zvířata jsou myši, potkani, králíci, psi.
- **opakovaná dávka** – 1 až desetidenní expozice. Pokusná zvířata jsou stejná. Nejdůležitějším údajem je LD₅₀, který umožňuje získání představy o velikosti akutní dávky a také přehled o tom, je-li úmrtí náhlé, opožděné, co bylo příčinou smrti (selhání dýchání, srdce, narušení jater aj.). Neumožňuje však posouzení rizika pro člověka.

Subakutní účinek

Zkouší se 30 denní expozicí.

Způsob aplikace: zažívací trakt, vnitrobřišní, podkožní, inhalace a pokožka. Testovaná zvířata jsou analogická

Chronické působení

- 90 denní expozice
- 6 měsíční expozice
- 2 roční expozice
- doživotní expozice

Použitá pokusná zvířata jsou analogická jako v předešlých testech.

Hlavním zkoušeným účinkem je chronická intoxikace (teratogeneze, mutageneze, kancerogeneze, alergie).

Frekvence expozice

Frekvence expozice toxické látky ovlivňuje její účinek ve vztahu k jejímu biologickému poločasu. Sleduje se především to, za jakých podmínek jsou změny reversibilní a ireversibilní.

Selektivní toxicita

Je presentována různým působením toxické látky na srovnávané organismy. Je podmíněna různou schopností detoxikace jednotlivých druhů živočichů nebo rostlin, odlišnostmi v buněčné stavbě aj.rozdílnými vlastnostmi .

Akutní a chronické otravy

Je-li žijící organismus vystaven potenciálně toxické látce, a to i jednorázově v dostatečné dávce a koncentraci, dojde k akutní otravě. Přijímáním škodlivé látkylátky v menších dávkách během dlouhé doby dochází k akumulaci a chronické otravě. Akutní otravu lze lépe identifikovat, než otravu chronickou.

11.3 Osudy jedy v organismu

Každý jed se chová v organismu jinak. Jedy se částečně mění, rozkládají, ukládají a vylučují. V organismu probíhají oxidace, redukce, štěpení a syntézu. Hlavní detoxikační stanicí, kde se jedy také nejvíce ukládají jsou játra. Jedy se vylučují hlavně močí, výkaly, žlučí, slinou, potem, mlékem a dechem. Některé jedy se z organismů vylučují pomalu a mohou při opětovném přísunu malých dávek způsobit akutní otravy. Mluvíme pak o jejich kumulaci (strychnin, digitalis). Opětovné malé dávky mohou vést k chronickým otravám, a v tom také spočívá nebezpečnost některých látek dostávajících se do potravního řetězce v životním prostředí.

Člověk vdechuje výfukové plyny, kouřové plyny, drobné částičky asfaltu ze silnic, kouří nebo prodlévá v zakouřených místnostech. Kontaktně se dostává do styku s barvami předmětů, látek a kožesin. Požívá potraviny s konzervačními prostředky a kancerogenními látkami, alkohol, kofein, různé léky, hlavně barbituráty, sulfonamidy, antineuralgika aj.

11.4 Škodliviny s pozdními účinky

Patří sem látky jejichž příjem organismem nevyvolává okamžité reakce, ale jejich účinek se projeví po mnohaleté expozici a to i tehdy, když skončila, případně došlo i k jejich vyloučení z organismů. Jsou zde i látky, které působí až v následných generacích. Tyto látky se označují jako škodliviny se zpožděnými účinky. Do této skupiny látek se zařazují kancerogeny, teratogeny, mutageny.

Kancerogenní látky

Kancerogenními látkami označujeme fyzikální faktory, chemické sloučeniny a některé viry, kterými lze zcela bezpečně vyvolat u experimentálních zvířat nádorové bujení, charakterizované všemi příznaky malignity (zhoubného bujení). K důkazu existence fyzikálních a chemických kancerogenů se dospělo experimentálně.

V současné době je zcela prokázáno, že některé látky vstupující do životního prostředí ekonomickou činností člověka jsou nebezpečné kancerogeny (3,4 benzo(a)pyren). Z těchto důvodů je nutné, aby i nauka o životním prostředí dovedla na současné poznatky reagovat a vhodně je dovedla v zájmu zdraví populace interpretovat.

Nejstarší záznamy o rakovině z povolání pocházejí již ze XVII.stol. a byly vztaženy k nemoci horníků pracujících ve Schneebergu v Rudohoří v dolech na arsen, kobalt a nikl. Šlo o poškození plic, které bylo klinicky a anatomicky popsáno jako „maligní tumor plic,, v roce 1879.

Nověji byla tato choroba sledována u dělníků pracujících v jáchymovských uranových dolech a byla popsána jako důsledek radioaktivního záření v patogenezi tohoto zhoubného onemocnění.

Karcinomy, vzniklé z chronického kontaktu povrchu těla se sazei určil v roce 1775 P.Pott. Později byly popsány kožní afekce na prstech zahradníků, kteří používali saze k hnojení půdy. Byla zjištěna kožní rakovina na krku a zádech nosičů sazí..Experimentální vědecké výsledky prokázaly celou řadu chemických kancerogenů, nebo podezření na ně v životním prostředí člověka.

V současné době je známo několik set těchto látek u nichž byla kancerogenita zjištěna, nebo jsou z ní podezřelé. Jejich chemická podstata je velmi heterogenní: aktivitu jeví určité prvky, nebo jednoduché anorganické sloučeniny, ale také i velmi složité organické sloučeniny mezi nimi i některé polymery. Z hlediska chemického rozeznáváme následující kancerogeny:

- Anorganické
- Alifatické
- Aromatické (uhlovodíky, aminy, azosloučeniny)
- Heterocyklické
- Polymery

Výskyt kancerogenů v potravinách byl vázán na jejich úpravu barvením, sterilizaci konzervačními látkami a uzením masa a jeho výrobků. Anilinová a dehtová barviva dříve používaná reprezentovala „prokázané kancerogeny,“. Řada barviv (máslová žluť, šarlachová červen, trypanová modř quinová zeleň) byla u nás zakázána již v roce 1957.

Podobně je tomu i u konzervačních činidel z nichž některé jako thiourea, thioacetamid a oxycinolín se prokázaly jako silné kancerogeny, jejichž použití bylo rovněž zakázáno.

Otevřeným problémem zůstává i nadále příprava uzených potravin, ve kterých byl prokázán 3,4 bezpyren (uzené maso, uzené ryby). Vážným problémem v potravinách zůstávají i „*aflatoxiny*,,.

Typickými představiteli kancerogenů jsou:

Anorganické kancerogeny

Ag, Au, Be, Zn, Cd, Hg, B, Al, Y, Si, Sn, Pb, Ti, As, Se, Cr, Fe, Co, Ni, Pt, Gd, Yb, asbest, hydraziny

Alifatické kancerogeny

tetrachlormethan, etyluretan, diepoxybutan, yperit, dimethylnitrosamin, dusíkatý iperit

Aromatické kancerogeny

- *aromatické uhlovodíky*: 1,2,5,6 – dibenzathracen, 3,4 benzpyren, 3 – methylcholantren
- *aromatické aminy*: 2 – naftylamin, benzidin, 2 – acetylaminofluoren, 4-dimethylaminostilben
- *azosloučeniny*: O – amino-azo-toluen, 1-aryl-3,3-dialkyltriaziny, 4 -dimethylaminoazobenzen (máslová žluť)
- *heterocyklické kancerogeny*: 1,2,5,6 – benzakridin, 1 N-oxid-4-nitrocholin, 1,2,5,6 dibenzkarbazol, ethylenimin.

Polymery

Je zde zařazen: celofán, polyetylen, PVC, nylon, polymetakrylát, polyamidy, bakelit.

Přirozeně se vyskytující kancerogeny

- *bakteriální*: ethionin, nitrosaminy, 3,4 benzpyren
- *produkty plísní a hub*: aflatoxiny, sterigmatocystin, ochratoxin, luteoskyrin, griseofulvin, elaiomycin, streptosotocin, aktinomycin D, mytocin C.
- *vyšší rostliny*: cykasin, dimethylnitrosamin, retrorsin, safrol, protoanemonin, sorbinol, thiomocovina, taniny.
- *živočišné organismy - metabolity*: některé specifické steroidní hormony, ester cholesterolu s kyselinou 14 methylhexadekanovou, některé kyseliny žlučové, tryptofan, kyselina indolakrylová, kynurenová, kynurenin, kyselina hydroxyantranilová, aminoacetofenon.

Významnou skupinou kancerogenů vyskytujících se v některých potravinách, alkoholických nápojích, ale i v půdách jsou „*N – Nitrososloučeniny*„. Tyto kancerogeny jsou pokládány za významné faktory v patogenezi lidských nádorů trávicího a dýchacího ústrojí.

Kokancerogenní látky

Jsou to látky, které samy o sobě nemohou vyvolat nádorové bujení, ale jejich přítomnost stimuluje účinek vlastních kancerogenů. Jsou to například krotonový olej, fenoly, substituované polyfenolaldehydy, estery některých mastných kyselin a různé terpeny. Biochemické objasnění kokancerogeneze zatím nebylo podáno, ale většina kokancerogenů vyvolává zánětlivé procesy spojené s následným poškozením buněk, které jsou pak disponibilní pro ireversibilní procesy vyvolané kancerogeny.

Ke studiu a objevu kokancerogenů v tabákovém kouři a dehtu se dospělo po zjištění, že kancerogenita tabákového dehtu je asi 40× vyšší než odpovídá obsahu nejúčinnějších kancerogenů – aromatických uhlovodíků. Jejich hlavními představiteli v tabákovém dehtu jsou fenol, substituované polyfenoly a aldehydy.

Teratogeny

Teratogeneze je účinek některých jedovatých látek na změny ve vývoji zárodku v těle matky během embryonálního vývoje, tj. vyvoláním tzv. malformací. Při pokusech na zvířatech se prokázal teratogenní účinek některých léčiv i dalších chemických látek. Šlo však vždy o dávky podstatně větší, než jsou běžně používány při léčení, nebo pro jiné účely. Jejich účinky jsou různé:

- působí částečné nebo úplné zničení plodu (embrya),
- vyvolávají místní zánětlivé změny, které vedou k poruše vývoje,
- způsobí změnu v pH a poruchu indukčních pochodů,
- porušují látkovou přeměnu a z ní vyplývající nejrůznější změny.
-

Teratogeny mohou působit ve všech vývojových stádiích plodu. Následky jejich působení jsou však diferencované v jednotlivých stádiích vývoje.

Mutageny – chemomutageny

Jako mutageny označujeme jedy způsobující změny v genetické informaci. Jsou to velmi nebezpečné chemické látky působící dlouhodobě. Jejich působení se také velmi těžko stanoví, vzhledem k značné dlouhodobosti, která se může projevit až v dalších generacích vývoje a vedou ke změnám v genotypu. Chemické mutageny vyvolávají mutace genové, chromozomové a genomové. Funkčními jednotkami genetické informace jsou geny (molekuly DNA), které se v jádře buňky organizují do chromosomů – tj. morfologických útvarů. Genetická informace je uložena v molekulové struktuře DNA.

Alergeny

Alergeny jsou označovány jako látky, které zvyšují aktivitu organismu změnou imunitní odezvy. Alergie je onemocnění, které patří do oblasti poruch imunitního systému (imunobiologické onemocnění), jde o projevem nebo jeho kvalitou nepřiměřenou odezvu organismu na antigenní podnět, který ve svých důsledcích vede k narušení organismu.

Počet alergenů, na něž může organismus reagovat nepřiměřenou imunitní odezvou je velmi široký, od přirozených látek, jako jsou pyly a další živočišné nebo rostlinné prachy, přes některá antibiotika (penicilin, streptomycin), chemické látky, které jsou součástí potřeb běžného života. Působení látek na přecitlivělost jednotlivých organismů je selektivní a individuální, což vyvolává odezvu organismu u jednoho jedince a je bez odezvy u jiného. Alergie jsou na léky, potraviny a další látky.

Mezi silné alergeny se zařazují především nízkomolekulární hapteny jako sloučeniny beryllia, chromu, niklu, kobaltu, rtuti, formaldehydu, terpentýnu, p-fenylendiamninu, epoxidy, isokyanatany, ropné látky, dehty, antibiotika a další léky.

11.5 Dávka a její kategorie

Závislost účinku škodlivosti na dávce

Dávkou se rozumí množství přijaté látky do organismu, většinou se vyjadřuje v jednotkách hmotnosti škodliviny vztažené na jednotku tělesné hmotnosti organismu ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$). Dávka, která nevyvolává pozorovatelnou změnu je označena jako neúčinná, podprahová. Nejmenší dávka již způsobující registrovatelný efekt v organismu se označuje jako prahová. Dávky mohou být inhibiční, toxické, smrtelné (letální). Nejvyšší tolerovaná dávka je taková, která nemá za následek smrt. ED_{50} je střední efektivní dávka při níž uhynie až 50 % testovaných zvířat, označuje se zpravidla jako LD_{50} (střední letální dávka). ED_{100} nebo LD_{100} jsou dávky při nichž uhynou všechna pokusná zvířata, je to absolutní účinná, nebo smrtelná dávka. U tekutin se používá označení LC_{50} (letální koncentrace)

Přípustné dávky a koncentrace škodlivin

Jde o určení normativů pro pracovní ovzduší a venkovní ovzduší. Nejvyšší přípustné koncentrace škodlivin v pracovním ovzduší se označují jako NPK-P a udávají se $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ nebo v ppm. Jde o obsah plynů, aerosolů v pracovním ovzduší, u něhož se nepředpokládá škodlivé působení na organismy, které v tomto prostředí absolvují např. 8 hodinovou pracovní směnu. Přepočtení na ppm se řeší vynásobením $\text{mg}/\text{m}^3 \times 24,45$ a vydělením molekulovou hmotností. Naopak z ppm se mg/m^3 se tato

hodnota vynásobí molekulovou hmotností a vydělí faktorem 24,45. Pro tyto hodnoty platí příslušné hygienické směrnice.

Nejvyšší průměrné celodenní koncentrace venkovního ovzduší (24 hodin) se označují jako K_d a krátkodobé (30 minutové koncentrace) jako K_{max} , údaje jsou vyjádřeny v $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a jsou zpravidla o 1–3 řády nižší než NPK-P (přísnější kritéria). Jsou řízeny hygienickou směrnicí.

V hygieně výživy se používá t.zv. dávka bez účinku, přijatelný denní příjem, reziduální limit. Nejvyšší dávka bez pozorovatelného nepříznivého účinku (NOEL, no observed effect level) je experimentálně zjištěná denní dávka látky, která nevyvolává poškození pokusných zvířat; vyjadřuje se v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}\cdot\text{den}^{-1}$. Přijatelný denní příjem je vypočten z NOEL vydělením bezpečnostním faktorem (zpravidla 100). Jde o dávku, která by neměla ani při doživotním příjmu způsobit újmu organismu na zdraví, aniž by mohla ovlivnit budoucí generaci. Označuje se jako ADI (acceptable daily intake) a vyjadřuje se v $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$ tělesné hmotnosti. Tyto hodnoty jsou uvedeny v hygienických nebo veterinárních předpisech. Podobně se postupuje při odvození mezných respektive nejvyšších mezných hodnot (MH, NMH) škodlivin v pitné vodě. Údaje jsou sumarizovány v ČSN 75 7111 Pitná voda

11.6 Interakce škodlivin s organismem

Vstup škodlivin do organismu

Látky mohou do organismů pronikat různými cestami v zásadě enterálně (orálně, perorálně, p.o., aplikace léků rektálně). Vstup mimo zažívací ústrojí se označuje jako parenterální (dýchacím ústrojím (inhalačně), kůží (dermálně, transdermálně, perkutánně), injekčně (intravenózně, intramuskulárně, subkutánně (pod kůží).

Distribuce

Distribucí se přijatá látka rozděluje do krve, tkání a orgánů.

Působení škodlivin

Škodliviny mohou v somatickém aparátu působit reversibilně a ireversibilně.

Biotransformace

Biotransformací se rozumí metabolická přeměna látek v organismu.

Vylučování

Škodlivost přijaté látky organismem je závislá na její distribuci, biotransformaci, ale i na schopnosti organismu látku vyloučit ve formě různých metabolitů. Obecně se jich většina vylučuje močí (ledvinami), trávicím traktem, plícemi (dechem), potem a mlékem. Poznatky o vylučování škodlivin zařazujeme mezi nezbytné informace pro vývoj a provádění biologických expozičních testů.

12 PODNIK A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ (METODY ŘÍZENÍ PODNIKU)

Je presentován nový pohled na řešení otázek životního prostředí na úrovni podniku v souladu s aplikací nových metod zabývajících se řízením životního prostředí v návaznosti na platné normy v ES. Filosofii uplatňování nových metod v této oblasti je přechod od represivních a restriktivních metod v oblasti řízení na metody prevence a dobrovolné přístupy k řešení problémů životního prostředí. Jde především o zavádění t.zv. principů proaktivní strategie, jejímž hlavním motivem je zabránit vzniku těch látek a jevů, které působí negativně v oblasti životního prostředí. Vychází se z toho, že prevence škod se jeví zpravidla jako ekonomicky výhodnější, než koncové odstraňování následků negativního působení na prostředí. V zásadě jde o uplatnění zkušeností, které jsou již dlouhodobě prověřeny v podmínkách USA a řady zemí evropské unie. Jde o vymezení působnosti procesu EIA (Environmental Impact Assessment) tj. posuzování vlivů do oblasti životního prostředí. Toto je u nás řízeno zákonem č.244/92 a dále jde o řešení tzv.Čistší produkce (CP -Cleaner Production), která je definována jako stálá aplikace prevenční strategie v ochraně životního prostředí zaměřená na procesy, výrobky a služby. Cílem je zvýšit efektivnost a omezit rizika pro člověka i pro životní prostředí. U výrobních procesů zahrnuje čistší produkce efektivnější využívání surovin a energií, vyloučení nebo omezení toxických a nebezpečných materiálů, prevenci vzniku odpadu a znečištění u zdroje. U produktů (výrobků a služeb) se strategie čistší produkce zaměřuje na snížení vlivů na životní prostředí, v rámci jejich celého životního cyklu, od vývoje až po využití a likvidaci (definice UNEP)

Metody vedoucí k čistší produkci ovlivňují výrobní proces technologicky. Mechanismem, který neovlivňuje výrobu technologicky, ale pouze změnou organizace řízení podniku jsou systémy environmentálního managementu (EMS – Environmental Management System). Jedná se o systémy pro integraci ochrany životního prostředí do systému řízení podniku (dříve u nás označované jako Ekologicky orientované řízení podniku). EMS se opírá o nařízení EHS č. 1836/93 a EMAS o normy ISO 14001 a ISO 14004 (International Standard Organization), BS 7750 (British Standard).

Nástroje, jimiž se proaktivní strategie, popř. čistší produkce realizuje v praxi můžeme rozdělit podle okruhů na které se soustředíme:

- dosažení čistší výroby,
- dosažení čistších výrobních procesů,
- dosažební čistších produktů

Do první skupiny, dosažení čistší výroby zařazujeme:

- posouzení dopadu investiční činnosti na životní prostředí před její realizací, t.zv. proces EIA
- environmentální audit
- energetický audit
- hodnocení rizika
- zvyšování bezpečnosti práce
- Do druhé skupiny, dosažení čistších výrobních procesů se řadí:
- materiálové a energetické bilance,

- minimalizace vzniku odpadů

Kaiser J. (1997) popisuje systémy environmentálního managementu podle EMAS – Environmental Management and Audit Scheme (česky systém environmentálního řízení a auditů). Zaměření a průběh aktivit průmyslových podniků ve vztahu k životnímu prostředí lze podle jejich zaměření členit na:

- korektivní, nápravná – sanace ekologických zátěží z minulosti, sanace nebo zajišťování starých skládek
- reaktivní – zneškodňování kontinuálně vznikajících odpadů, odlučování emisí škodlivých látek aj.
- prevenční – opatření směřovaná do budoucnosti, minimalizace vzniku odpadů a emisí, minimalizace spotřeby energií a materiálů.

V současné době k uvedeným zaměřením přistupuje ještě regulace normativní, tj. kontrola a příkazy, které dosud ve většině zemí světa mají rozhodující úlohu při snižování dopadů průmyslu na ochranu životního prostředí.

V budoucnosti se od normativních a garančních opatření z pozice státu přejde na vlastní odpovědnost podniků vůči životnímu prostředí. Předpokládá se však, že podnik přijme tuto novou úlohu dobrovolně pouze tehdy, když tyto jeho postoje povedou ke zlepšení jeho postavení na trhu.

12.1 **Zavádění environmentálního managementu (EMS).**

Předpokladem průmyslového rozvoje je i plnění požadavků na ochranu životního prostředí. Politika ochrany životního prostředí s průmyslovou politikou se budou vzájemně příznivě ovlivňovat.

Zahraniční firmy zřejmě z důvodů konkurenceschopnosti, mají snahu přednostně obchodovat pouze s těmi dodavateli, kteří pracují na základech EMS, proto jedním z úkolů proexportní politiky našich podniků je zavedení EMS. Znamená to, že i přes dobrovolnost aplikace EMS se to stane integrální součástí jejich prosperity. Čistá produkce i zavedení EMS působí společně na integraci nových postojů podniků vzhledem k ochraně životního prostředí.

Základem pro zavedení EMS u nás je **ISO 14000**, jejíž navazující normy byly přijaty i u nás:

- ČSN EN ISO 14 001** „Systémy environmentálního managementu – specifikace a návod pro její použití,,
- ČSN EN ISO14 004** „Systémy environmentálního managementu – všeobecná směrnice k zásadám, systémům a podpurným technikám,,
- ČSN EN ISO 14 010** „Směrnice pro provádění environmentálního auditu-všeobecné zásady,,
- ČSN EN ISO 14 011** „Směrnice pro provádění environmentálního auditu – postupy auditu- provádění auditu systému environmentálního managementu,,
- ČSN EN ISO 14 012** „Směrnice pro provádění environmentálního auditu – kvalifikační požadavky na environmentální auditory,,

Řada norem **ISO 14 000** navazuje hlavně formálně na platnou normu **ISO 9 000** k systémům jakosti (to předcházelo EMS).

V rámci Evropského společenství řeší tuto problematiku **nařízení Rady EHS č.1816/1993** – Environmental Management and Audit Scheme (EMAS). Cílem tohoto standardu je kontinuální zlepšování nepříznivého vlivu na životní prostředí výrobní činností podniku v místě jeho lokalizace..

Výsledkem je vyhodnocení tohoto zlepšení akreditovaným ověřovatelem a jeho předložení k registraci kompetentním orgánům členského státu EU, ve kterém je sídlo podniku. Aby podnik splnil podmínky citovaného dokumentu, musí zejména:

- Přijmout politiku ochrany životního prostředí v souladu s požadavky tohoto standardu.
- Provést zhodnocení chování podniku v požadovaných kriteriích – environmentálního profilu.
- Stanovit environmentální cíle a realizovat program jejich splnění.
- Provést environmentální audit zavedeného systému.
- Vypracovat environmentální prohlášení a nechat jej ověřit akreditovaným ověřovatelem.

Komise Evropských společenství publikuje seznam všech zaregistrovaných podnikatelských jednotek v zemích ES.

K obsahu Nařízení ES 1816 a norem ISO 14 000 lze říci, že podnik, který splní kriteria jednoho z uvedených standardů nemá již problémy při splnění druhého, oba předpisy jsou si metodicky velmi blízké.

Proces zavádění EMS není jednoduchý a pozitivní výsledek se nedostavuje ihned, ale postupně. Rozsah a podmínky environmentálního řízení jsou pro podniky rozdílné.

Na základě jeho zavedení v krátkodobém i střednědobém časovém horizontu lze očekávat přínos EMS v podobě:

- posílení společenského vědomí o dobrém vztahu k životnímu prostředí
- účinné obrany proti tvrzením o eko-dumpingu, především ve vztahu k exportu
- redukce provozních nákladů, úspor energií, surovin a dalších zdrojů
- snížení rizika nehod ovlivňujících stav životního prostředí, za něž podnik nese odpovědnost
- úspor na pokutách či jiných sankcích spojených s poškozováním životního prostředí, redukce nákladů na pojištění
- splnění kritérií pro investování, snazšího obstarávání kapitálu, poskytování úvěrů, případně udělování státních zakázek
- zvýšené důvěry orgánů státní správy
- posílení dobrých vztahů s veřejností a pod.

Oblasti ve kterých se projeví nový systém řízení jsou:

- minimalizace a prevence vzniku odpadů
- ochrana pracovníků, zlepšení bezpečnosti práce, prevence havarií
- zajišťování kvality výroby
- zlepšení konkurenceschopnosti

Za nejdůležitější oblast se považuje minimalizace nebo prevence vzniku odpadů, která je dále rozpracována .

12.2 Minimalizace vzniku odpadů

Problematika minimalizace vzniku odpadů je již starou záležitostí s diferencovanou snahou v různých zemích a stejně tak i s úspěchy v této důležité oblasti výroby. V literatuře se uvádí, že otázka byla zpravidla vždy řešena pouze v jedné ze tří hlavních zásad hospodaření s odpady.

- maximální omezení vzniku odpadu
- maximální zhodnocení vzniklého odpadu
- bezpečné odstranění nepoužitelného a škodlivého odpadu

Řešení tohoto problému doznalo největší publicity v 80 desátých letech v USA, kde i nové legislativní úpravy byly předpokladem pro minimalizaci odpadů na úrovni podniků. Byl vysloven požadavek, aby všichni znečišťovatelé odevzdali program nejen na snižování objemu odpadů, ale i na snižování jejich toxicity. Všechna tato zákonná opatření spolu s ustanoveními o udržování a obnově zdrojů vedla k bezprecedentnímu zvýšení nákladů na odstranění odpadů. Přispělo k tomu i zvýšení daní, které postihlo znečišťovatele prostředí v souladu s ustanoveními o odpovědnosti vůči životnímu prostředí.

Vydané zákony měly za následek zvýšení finančních odvodů při zvýšené produkci odpadů, čímž se minimalizace vzniku nebezpečných a toxických odpadů stávala stále více atraktivní. Na účinná opatření vedoucí k minimalizaci nebezpečných a toxických odpadů se poskytovaly státní dotace.

Americký úřad pro životní prostředí (EPA) vydal v rámci dotací příručku, která byla směřována k minimalizaci odpadů. Její široká aplikace v praxi vedla k novým metodám v problematice minimalizace odpadů. Dosahovalo se finančních úspor a úspěchů v oblasti minimalizace vzniku odpadů, což vyvolalo postupný zájem i v ostatních zemích.

První demonstrační projekt minimalizace vzniku odpadů byl realizován v Holandsku a jeho úspěšnost podnítila v Evropě zájem mnoha dalších zemí jak předcházet vzniku nejen všech nebezpečných a toxických odpadů, ale i odpadů ostatních.

Realizace minimalizace vzniku odpadů

Při realizaci minimalizace vzniku odpadů se vychází z mnoha faktorů jako motivačních, ekonomických, finančních, legislativních i politických. Tato oblast je také zatím nejlépe propracována. Postupy vycházejí ze čtyř základních kroků:

- plánování a organizace
- analýza
- analýza realizace – proveditelnosti
- realizace

Plánování a organizace

Do této oblasti patří celá příprava na úrovni podniku, tj. rozhodnutí vedení podniku o úmyslu realizovat minimalizaci odpadů. V prohlášení se uvádějí cíle, které mají být dosaženy. K realizaci je vyčleněna pracovní skupina a zpracuje se harmonogram postupu včetně rozpočtu a odhadu počtu pracovníků.

Analýza

Tato fáze analýzy odpadového hospodářství hledá nejoptimálnější řešení, tj. metodiku, která povede k vytýčeným cílům minimalizace. Analýza je založena na následujících postupech:

- sběr a shromažďování údajů o provozu a výrobních postupech
- volba priorit a výběr cílů analýzy

- výběr osob do analytických skupin
- posouzení a prověření získaných údajů
- tvorba možných variant řešení
- posouzení variant

Sběr a shromažďování údajů o provozu a výrobních postupech

Cílem je získání všech potřebných informací a údajů o toku odpadů ve výrobním procesu, jejich vzniku, složení a zneškodnění. V návaznosti na rozsah problému se vytváří bloková technologická schemata a je-li to nutné provede se i látková bilance směřovaná na odpadní látky. Výsledkem šetření jsou údaje o vlivu produkovaných odpadů na životní prostředí, prověří se údaje o toxických a nebezpečných odpadech a vyhodnotí se náklady na zpracování a ukládání odpadu, náklady na surovinu, výrobu, provoz a údržbu.

Volba priorit a výběr cílů analýzy

Priority jsou získány souhrnnými informacemi. Pozornost je soustředěna na nejdůležitější toky odpadů v továrně, i když by se v ideálním případě měly analyzovat všechny technologické operace a toky odpadů. Postup je volen i v závislosti na tom jaké kádrové a materiální zabezpečení je pro řešení problému k dispozici. Prioritně jsou řešeny nejdůležitější problémy a postupně se přechází na řešení problémů méně významných.

Výběr osob do analytických skupin

Je řešeno tak, aby mohlo být úspěšně zajištěno plnění úkolů. V pracovní skupině musí být zastoupeni jednak ti, do jejichž kompetence problém spadá, dále zde musí být specialisté z příslušných oborů, podle okolností jsou ještě přizváni odborníci z výzkumných ústavů a vysokých škol.

Posouzení a prověření získaných údajů

Tuto operaci provede analytická skupina přímo na místě v provozu. Cílem je konfrontace získaných podkladů a návrhů se skutečností. Vhodným doplněním informací je fotodokumentace, eventuelně i videozáznamy. Nezbytným předpokladem jsou i pohovory s personálem. O výsledcích návštěvy na pracovištích se pořizuje zápis.

Tvorba možných variant řešení

Návrh možných variant řešení je důležitou fází celého procesu, předcházejícími kroky byly získány základní informace o zdrojích a toku odpadů a na tomto základě se provede konfrontace se známými údaji, ať již literárními nebo zkušenostmi odjinud. Vše se sumarizuje a navrhne se minimalizace odpadů.

Při vlastních návrzích se postupuje nejdříve tak, aby byly vyčerpány možnosti zamezení vzniku odpadů, není-li to možné musí se uvažovat o způsobech jejich dalšího využití přímo u zdroje nebo i mimo něj. V případě, že budou odpady využity mimo místa vzniku není to již součástí čisté produkce podniku.

Redukci odpadů přímo u zdroje považujeme za nejefektivnější, protože jsou vyloučeny problémy, které vznikají s jejich dalším zpracováním nebo zneškodněním. Při úvaze redukce odpadů u zdroje postupujeme s následujícím zaměřením kontroly:

- průběh výrobního procesu
- vhodnost vstupního materiálu
- možnost změny používané technologie
- vliv možné změny výrobku

Kontrola výrobního procesu se zaměřuje na dodržování předpisů, harmonogramy výroby, selekce odpadních toků, včetně pořádku a pracovní kázně. Jde o odstranění všech technologických nedostatků ve výrobě.

Vstupní materiály se mohou na zdrojích odpadů podílet tím, že nejsou dostatečně vyčištěny, nebo nejsou dokonce pro výrobu vhodné a jejich použitím se tvoří nebezpečné odpady, potom je třeba z výroby vyloučit a nahradit je.

Při prověřování používané technologie je třeba uvážit možnost změn:

- provozních podmínek (teploty, tlaku, doby zdržení, průtokové rychlosti apod)
- zařízení, rozmístění strojů nebo rozvodů
- vlastní technologický postup
- stupeň automatizace

Pokud jde o charakter výrobku, prověřuje se vliv jeho změny pouze v rámci minimalizace odpadů v dané výrobě. Tyto problémy jsou v současné době předmětem zájmu další metody hodnocení životního cyklu výrobku (LCA – Life Cycle Assessment).

Výsledkem postupu je navržení variant řešení, které musí odrážet tvůrčí aktivitu podílejších se pracovníků s rozvojem podpory nezávislého myšlení. Návrhy se od sebe mohou diametrálně lišit a proto se realizuje analýza jejich proveditelnosti, tj. jejich zhodnocení z technického i ekonomického hlediska.

Z technického hlediska se především zvažuje:

- bezpečnost navržené varianty z pohledů zaměstnanců
- možné změny v kvalitě výrobku
- nároky na prostor, nová zařízení a přístroje, jejich kompatibilitu s dosavadním zařízením
- nároky na vstupní energetické a materiálové zdroje
- dopad na celkovou efektivnost
- potřebu speciálních expertíz na zavedení nového systému
- nové dopady na životní prostředí

Z ekonomického hlediska je nutné především zvážit:

- všechny přímé investiční náklady, např. náklady na případnou demolici nevyhovujících provozů a náklady na budování nových
- náklady na nová zařízení, přístroje, materiály, energii
- všechny náklady na dopravu, a pod.
- všechny nepřímé náklady včetně nákladů na zaškolení pracovníků

- provozní náklady včetně záběhu

K realizaci je vybrána ta z variant, která se jeví z nejdůležitějších pohledů jako optimální.

Realizace minimalizace odpadů

Předpokladem realizace je zpracovaný přípravný plán s rozpisem jednotlivých kroků potřebných ve výrobě, aby její případné zdržení bylo v maximálním rozsahu minimalizováno.

Po realizaci je třeba každý krok zhodnotit, popsat a výsledky využít i jinde.

12.3 Hodnocení životního cyklu výrobku (LCA)

Tato metoda je založena na logickém hodnocení celé doby životnosti výrobku a to ve všech fázích jeho vzniku tj. od získání surovin z životního prostředí přes jeho výrobu, jeho spotřebu až po jeho likvidaci. Jde o systematický postup, kterým se na podkladě látkových a energetických bilancí určuje rozsah a velikost komplexního negativního dopadu na životní prostředí a to během jeho životnosti. Do posouzení se zařazují i negativní vlivy způsobené dopravou.

Metoda má původ v USA z 60-tých a 70-tých let. Metoda se nazývala „Zdroje a profilová analýza z hlediska životního prostředí“, a byla zaměřena na hodnocení výrobku z hlediska spotřeby energie a surovin. Výsledné hodnocení bylo založeno na analýze nákladů a užitků (cost benefit analysis).

Rozpracování metody se opírá o mezinárodní normy především řady ISO 14 000 v detailech pak o normy:

ISO 14 041 – Hodnocení životního cyklu – všeobecné principy

ISO 14 042 – Hodnocení životního cyklu – analýza součástí životního cyklu

ISO 14 043 – Hodnocení životního cyklu- hodnocení vlivů životního cyklu

ISO 14 044 – Hodnocení životního cyklu – hodnocení zlepšení životního cyklu.

Vlastní realizaci metody LCA lze rozdělit do tří základních fází:

- stanovení cílů
- inventarizační analýza životního cyklu
- hodnocení vlivu životního cyklu

Na tyto tři uvedené fáze navazuje ještě 4.fáze – revizní, která kontroluje efekty, jichž bylo dosaženo realizací uvedených fází. Její normalizace není zatím dořešena. Proto jsou interpretovány pouze uvedené tři fáze:

První fáze LCA – stanovení cíle a vymezení rozsahu

Stanovení cíle a vymezení rozsahu provádění LCA se řídí důvody proč je studie zpracována, jde-li pouze o vnitřní informace a jejich využití v rámci podniku, nebo se předpokládá využití i mimo podnik (externě). Současný stav názorů se spíše stabilizuje na využití uvnitř podniku. Externímu využití nejsou podniky zatím příliš nakloněny (i pro očekávané represivní zásahy a pod.). Byla zde tendence odhad externích informací zkrusovat. Preferenční trend k vnitřnímu použití studií je pozorovatelný již od samotného počátku vzniku metody. Společnost pro environmentální toxikologii a chemii (Society of Environmental Toxicology and Chemistry – SETAC), která se zabývá metodologií LCA, v roce 1992 uvedla, že více než 70 % studií LCA realizovaných od roku 1975 sloužilo podnikům, 20 % průmyslovým sdružením a pouze 10 % správním orgánům.

Důvodů pro zpracování studií LCA je mnoho. Jde především o to zjistit, který z navržených výrobků bude mít nejnižší dopady na životní prostředí. Účelem může být i vývoj nového výrobku, návrh výrobku na ekolabeling. V některých případech jde pouze o dílčí hodnocení dopadů na životní prostředí, např. o hodnocení příspěvku ke globálním problémům, skleníkovému efektu, vliv na ozonovou vrstvu. Jindy jde o zjištění komplexních vlivů k lokálním problémům (znečištění půdy, vody aj.). Stanovení rozsahu studie LCA současně určuje geografický rozsah a časový horizont projektu.

Druhá fáze LCA – inventarizační analýza

Jak již z názvu vyplývá, jde zde o sumarizaci dat a údajů, posouzení kvality, věrohodnosti, reprodukovatelnosti, průhlednosti a důvěrnosti. V zásadě jde o inventarizaci všech vstupů a výstupů integrujících posuzovaný systém s jeho okolím tj. životním prostředím.

Mezi způsoby, jimiž lze potřebná data získat patří:

- přímá měření na místě
- pohovory s pracovníky
- literární rešerže a hledání v databázích
- výpočty
- kvalifikované odhady

Za nejobektivnější získávání primárních dat se považuje jejich přímé zjišťování na místě a to vlastním měřením zpracovatelů studie. To určuje i přesnost dat. Za méně vhodný způsob se považuje získání sekundárních dat, tj. z publikovaných pramenů, údajů z databází. Nejde-li o vlastní databáze, nebo ověřené publikace, není nikdy podán důkaz o tom, že údaje udávají všechny komplexní informace. Za problematické se považují údaje získané expertními odhady, kde výsledek je ovlivněn osobou odhadce, experta, jakož i výběrem expertní metody.

V literatuře se uvádí, že jedním z největších problémů při inventarizační analýze, který se vyskytuje při hodnocení sdružených výrob, je alokace dat mezi hlavní produkt a vedlejší produkty. Zpravidla se řeší tím, že se stanoví váhové faktory nebo se vychází ze vzájemných energetických poměrů mezi jednotlivými produkty. Výstupem inventarizační analýzy by měl být přehled primárních vlivů, jimiž sledovaný systém působí do oblasti životního prostředí. Tyto přehledy se podle složitosti systému uspořádávají do jedné nebo více matic, které odpovídají systému nebo příslušným subsystémům, nebo skupinám analogických vlivů. Příkladem matice vlivů je tabulka (viz níže), který vychází z životního cyklu výrobků a vlivů na životní prostředí. Do matice se dosazují přímé hodnoty (číselné) v odpovídajících jednotkách, nebo v případě hrubého odhadu se velikost prezentuje graficky, např. počtem křížků a pod.. Za důležité se považuje, aby matice charakterizovala stanovenou funkční jednotku, případně bylo vyznačeno jaké funkční jednotce údaje odpovídají.

Matice vlivů na životní prostředí

Vlivy na životní prostředí	Životní cyklus výrobků				
	Předvýroba	Výroba	Distribuce	Užití	Zneškodnění
Spotřeba přírodních zdrojů	×				
Emise do ovzduší	×	×			
vody	×	×			
půdy		×			
Emise hluku		×			
Spotřeba energie	×	×	×		×
Nebezpečné látky					
Závažnost odpadů	×	×			×
Vliv na ekosystémy	×				×

Jelikož rozsah výsledných matic může být značný, existuje jak pro jejich vypracování, tak i další zpracování výběr počítačových programů.

Třetí fáze LCA – hodnocení vlivů

Tato fáze LCA je nejsložitější a podléhá dalšímu rozvoji. Jde zde o kvalitativní a kvantitativní vyhodnocení získaných údajů v inventarizační fázi z pohledů velikosti a rozsahu efektů (změn a dopadů), které vyvolávají v životním prostředí.

Považujeme-li vnos cizorodých látek do životního prostředí za tzv. **primární efekt** např. emise oxidu siřičitého, pak metoda sleduje jaké další efekty jsou v prostředí vyvolávány, tyto efekty jsou označovány podle toho jak a kde působí na sekundární, terciární, kvarterní a další efekty.

Sekundárním efektem ovzduší znečištěného oxidem siřičitým je např. respirační onemocnění obyvatel žijících v daném území, poškození chlorofylu u některých rostlin, nebo vznik kyselých dešťů. Terciárním efektem je např. snížení pracovní schopnosti nemocných lidí, nižší výnosy plodin po okyselení půdy a vody. Kvarterní efekty mívají již ekonomický charakter. Ztráta pracovní schopnosti může ovlivnit výrobu v závodu, okyselení vody může postihnout produkci ryb, okyselením půdy se sníží její bonita a pod.

Fáze hodnocení vlivů životního cyklu se rozděluje do tří po sobě jdoucích kroků, které se podle ISO 14 040 označují jako: klasifikace, charakterizace, vyhodnocení.

Použití LCA

Z dosavadních zkušeností s touto metodou hlavně ze Skandinávských zemí vyplývá, že mezi nejčastější aplikační oblasti LCA patří:

- rozhodování týkající se produktů a procesů v podniku
- nejruznější strategická rozhodnutí v podniku a státní správě
- podpora marketingu a všeobecných informací poskytovaných veřejnosti
- rozhodování o nákupu zboží

- nástroj pro strukturování a sestavení informací
- výchova
- eco-labeling
- rozhodnutí týkající se zákonných předpisů
- podpora legitimních rozhodnutí

Sumarizací uvedených bodů lze souborně konstatovat, že LCA se využívá v zásadě trojím způsobem:

- jako nástroj podporující či zdůvodňující učiněná rozhodnutí
- jako nástroj pro získávání informací
- jako nástroj pedagogický

Musí však být zvažována i další hlediska jako sociální, ekonomické a technické. LCA je jednou z nových metod, jejíž pochopení přináší nové pohledy na zavádění ekologicky řízeného systému podniku pro řešení problematiky životního prostředí. Tato metoda je zatím u nás zcela nová a její aplikaci bude třeba podpořit, protože přináší lépe řečeno sumarizuje posouzení všech vlivů působení výrobku na životní prostředí (od získání surovin až po jeho likvidaci).

12.4 Posuzování vlivů na životní prostředí (EIA-Environmental Impact Assessment)

Tento proces se u nás realizuje na základě zákona ČNR č. 244/1992 Sb. O posuzování vlivů na životní prostředí. Předmětem posuzování jsou stavby, činnosti a technologie do oblasti životního prostředí. Požadavky na proces EIA jsou rovněž zakotveny v zákoně o životním prostředí č.17/1992 Sb.. Proces EIA má původ v USA (v sedmdesátých letech) a postupně se roširoval nejen v evropských státech, ale i jinde. Realizace záměrů EIA má za úkol již preventivně řešit vlivy staveb, činností a technologií do životního prostředí. Celý proces, který je v souvislosti s uvedenými činnostmi realizován rozeznává, předvídá dílčím způsobem a celkově hodnotí všechny připravované vlivy záměru na životní prostředí a to v období předprojektové přípravy.

Hlavní úkoly procesu EIA:

- definují výchozí stav životního prostředí (klimatické poměry, ovzduší, povrchové a podzemní vody, půdu, horninové prostředí, způsob využívání krajiny, chráněná území, flóru, faunu, funkčnost a stabilitu ekosystémů, vlivy na obyvatelstvo)
- umožnit zapojení veřejnosti, jedinců i zájmových skupin dotčených připravovaným záměrem
- stanovit ohrožené přírodní zdroje
- předvídat možné pozitivní i negativní vlivy záměru na životní prostředí
- navrhnout opatření k minimalizaci, eliminaci nebo asanaci předpokládaných vlivů

Je nástrojem řízení, který investorovi umožňuje zpracovat přípravu, projekt a výstavbu, provoz a likvidaci záměru v souladu s principy trvale udržitelného rozvoje

Za přínosy procesu EIA se považuje:

- snížení potenciálních nákladů (pokuty, poplatky, odvody, průzkum, sanace)

- snížení možné odpovědnosti za škody způsobené záměrem. Prognozuji se havarijní stavy a provozní rizika
- zvýšení hospodárnosti a účinnosti záměru
- zlepšení kvality rozhodování – usnadnění rozhodovacího procesu

Správně vedený proces EIA dále:

- bere do úvahy všechny přímé i nepřímé vlivy na životní prostředí
- umožňuje ještě v období přípravy změnit stavební prvky, technologii, přizpůsobit se geografickým podmínkám a pod.
- umožňuje diskusi mezi odpůrci a příznivci záměru
- projednává střety zájmů a rozdílné názory
- zapojuje do procesu rozhodování odborníky
- poskytuje vedení formy zpětnou vazbu v tom, proč a jak bylo rozhodnutí provedeno

Využití procesu EIA umožňuje:

- změnit umístění záměru
- odstoupit od záměru
- záměr upravit ve smyslu minimalizace nebo eliminace vlivů na životní prostředí
- vybudovat a provozovat vhodný monitorovací systém
- včas před výstavbou zvolit způsob likvidace záměru
- získat představu o harmonogramu prací a nákladech

Metodickým návodem pro zpracování dokumentace EIA jsou přílohy zákona č.244/1992 Sb.:

- Příloha č.1 Stavby činnosti a technologie posuzované v působnosti ministerstva životního prostředí české republiky s členěním:
 1. Zemědělství a lesní hospodářství
 2. Těžební průmysl
 3. Energetický průmysl
 4. Kovoprůmysl
 5. Dřevařský a papírenský průmysl
 6. Další odvětví
 7. Infrastruktura.
- Příloha č.2 Stavby, činnosti a technologie posuzované v působnosti okresních úřadů v následujícím členění:
 1. Zemědělství a lesní hospodářství
 2. Těžební průmysl
 3. Energetický průmysl
 4. Kovoprůmysl
 5. Dřevařský a papírenský průmysl
 6. Další odvětví

7. Infrastruktura.

Z metodického hlediska je pro zpracovatele dokumentace i dalšího následného posuzování nejdůležitější příloha č.3, která je zde pouze stručně rekapitulována.

- Příloha č.3 Dokumentace o hodnocení vlivů na životní prostředí.

Součástí této přílohy je:

Část A – základní údaje

Část B. – údaje o přímých vlivech na životní prostředí

- **I.Údaje o vstupech**

S členěním na:

1. půda
2. voda
3. ostatní surovinové a energetické zdroje
4. nároky na dopravní a jinou infrastrukturu

- **II. Údaje o výstupech**

S členěním na:

1. ovzduší
2. odpadní vody
3. odpady (nezahrnuté v exhalacích a odpadních vodách)
4. hluk a vibrace
5. záření radioaktivní, elektromagnetické

Část C – komplexní popis a zhodnocení vlivů na životní prostředí:

- **I.Popis navržených variant řešení**

- **II. Stručný popis životního prostředí pravděpodobně významně ovlivněného:**

-

A.Základní charakteristiky:

1. ovzduší
2. voda
3. půda
4. geofaktory životního prostředí
5. fauna a flóra
6. územní systém ekologické stability a krajinný ráz

B. Ostatní charakteristiky:

1. krajina
2. charakter městské čtvrti, funkční charakteristické příměstské zóny

3. chráněné oblasti, přírodní rezervace, národní parky
 4. oblasti surovinových zdrojů a jiných přírodních bohatství
 5. ochranná pásma
 6. architektonické a historické památky
 7. jiné charakteristiky životního prostředí
 8. situování stavby ve vztahu k územněplánovací dokumentaci
- **III. Komplexní popis předpokládaných vlivů na životní prostředí a odhad jejich významnosti**
 - A. Vlivy na obyvatelstvo:**

zdravotní rizika, sociální důsledky, ekonomické důsledky, počet obyvatel ovlivněných účinky stavby, činností nebo technologie; narušení faktorů ovlivněných účinky stavby, činnosti nebo technologie; narušení faktorů pohody.
 - B. Vlivy na ekosystémy, jejich složky a funkce:**
 1. vlivy na ovzduší a klima
 2. vlivy na vodu
 3. vlivy na půdu, území a geologické podmínky
 4. vlivy na flóru a faunu
 5. vlivy na ekosystémy
 - C. Vlivy na antropogenní systémy, jejich složky a funkce
 - D. Vlivy na strukturu a funkční využití území
 - E. Ostatní vlivy
 - F. Velkoplošné vlivy v krajině
 - **IV. Popis opatření navržených k prevenci, eliminaci, minimalizaci, popřípadě kompenzaci účinků na prostředí**
 - **V. Popis rizik bezpečnosti provozu**
 - **VI. Nástin programu monitorování a řízení a plánů postprojektové analýzy**
 - **VII. Uvedení konkrétních metod prognózování a výchozích tézí použitých při hodnocení vlivů a způsob získání údajů o stávajícím výhledovém stavu životního prostředí v lokalitě, kde má být stavba, činnost nebo technologie realizována.**
 - **VIII. Uvedení nedostatků ve znalostech a neurčitosti, které se vyskytly při zpracování dokumentace.**
 - **IX. Shrnutí netechnického charakteru, v případě nutnosti doplnění o grafické přílohy, mapy a pod.**

- **X. Závěr.**

Ke splnění uvedené metodiky posuzování vlivů v návaznosti na přílohy zákona č.244/92 se vychází z toho, že lze pro tyto účely použít nejrozmanitější metody a techniky. Zpravidla si metodické přístupy jednotliví zpracovatelé ponechávají pro sebe, pokud to vlastní interpretace umožňuje. To lze považovat za zásadní nedostatek v pokroku v této oblasti. Obecně používané metody se v zásadě dělí následovně:

- metody ad hoc.
- metody založené na překládání vrstev
- metody vycházející z indexů
- metody používající matic
- metody založené na tvorbě sítí
- metody s použitím počítačových programů

V návaznosti na dokumentaci se postupuje v souladu s ustanoveními zákona č.244/92, tj. stanoviska všech zainteresovaných státních orgánů, místní samosprávy, občanských iniciativ, což je vše zhodnoceno v posouzení dokumentace, které provádí oponent jmenovaný RŽP (referát životního prostředí), který je rovněž oprávněnou osobou ve smyslu zákona č.244/92 Sb. Oponent navrhuje stanovisko orgánu tj. na okresní úrovni RŽP – OkÚ, a na ústřední úrovni MŽP. Dokumentace i posudek musí být projednán na řízení, které organizuje za účasti všech zainteresovaných příslušný orgán ŽP.

13 VYBRANÉ LEGISLATIVNÍ PŘEDPISY V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ

13.1 *Obecně a všeobecně závazné právní předpisy*

Zákon ČNR o zřízení ministerstev a jiných ústředních orgánů státní správy České republiky, ve znění pozdějších předpisů (úplné znění zákona ČNR č. 122/1997 Sb.), ve znění zákona č. 152/1997 Sb.	2/1969 Sb.
Zákon o životním prostředí	17/1992 Sb.
Zákon ČNR o Státním fondu životního prostředí České republiky, ve znění zákona ČNR č. 334/1992 Sb.	388/1991 Sb.
Zákon ČNR o České inspekci životního prostředí a její působnosti v ochraně lesa	282/1991 Sb.

13.2 *Ochrana ovzduší*

Zákon o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami (zákon o ovzduší), ve znění zákona č. 218/1992 Sb. a zákona č. 158/94 Sb., (úplné znění č. 211/94 Sb.)	309/1991 Sb.
Zákon o státní správě ochrany ovzduší a poplatcích za jeho znečišťování, ve znění pozdějších předpisů (úplné znění č. 212/94 Sb.), ve znění zákona č. 86/1995 Sb.	389/1991 Sb.
Zákon o ochraně ozonové vrstvy Země	86/1995 Sb.
Vyhláška MŽP, kterou se stanovují emisní limity a další podmínky provozování stacionárních zdrojů znečišťování a ochrany ovzduší	117/1997 Sb.
Vyhláška ministerstva životního prostředí ČR, kterou se vymezují oblasti vyžadující zvláštní ochranu ovzduší a stanoví zásady vytváření a provozu regulačních systémů a některá další opatření k ochraně ovzduší, ve znění vyhlášky č. 279/1993 Sb.	41/1992 Sb.
Vyhláška ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se upravuje ověřování odborné způsobilosti pro podávání odborných posudků v řízení podle zákona o ovzduší	614/1992 Sb.
Vyhláška MŽP, kterou se stanoví emisní limity pro lakovny se spotřebou nad 10 tun nátěrových materiálů ročně	122/1995 Sb.
Vyhláška MŽP, kterou se stanoví celkové roční nejvyšší množství látek poškozujících nebo ohrožujících ozonovou vrstvu Země, které mohou být vyrobeny nebo dovezeny v roce 1996	276/1995 Sb.
Vyhláška MŽP, kterou se stanoví množství látek poškozujících nebo ohrožujících ozonovou vrstvu Země, které jsou určeny pro zajištění základní potřeby v letech 1998 a 1999	316/1997 Sb.
Vyhláška MŽP, kterou se stanoví roční nejvyšší přípustné množství látek poškozujících nebo ohrožujících ozonovou vrstvu Země, které mo-	256/1996 Sb.

hou být vyrobeny nebo dovezeny v letech 1997–1999

Opatření Federálního výboru pro životní prostředí ze dne 1. října 1991 k zákonu č. 309 ze dne 9. července 1991 o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami, ve znění Opatření Federálního výboru pro životní prostředí ze dne 23. června 1992 uveřejněného v částce 84/1992 Sb., ve znění vyhlášky č. 122/1995 Sb. a vyhlášky 117/1987 Sb.

částka 84/1991 Sb.

resortní předpisy

Instrukce o zabezpečení monitorování při radiační havárii vod a ovzduší

Věstník MLVH ČSR
č. 18–19/1987

Instrukce k zajišťování a využívání informací a Informačního systému ochrany čistoty ovzduší

Věstník MLVH ČSR
č. 18–19/1987

metodické pokyny, návody a sdělení

Metodický pokyn odboru ochrany ovzduší Ministerstva životního prostředí ČR pro zpoplatnění malých zdrojů znečišťování (podle § 8 odst. 1 se zřetelem k § 6 odst. 1 a 4 a § 7 odst. 2 zákona ČNR č. 389/1991 Sb., o státní správě ochrany ovzduší a poplatcích za jeho znečišťování)

Věstník MŽP ČR
č. 4/1992

Metodický pokyn odboru ochrany ovzduší Ministerstva životního prostředí ČR pro zpracování provozních řádů smogových varovných a regulačních systémů pro regulaci ostatních zdrojů znečišťování ovzduší, které jsou vyjmenovány ve vyhlášce č. 41/1992 Sb.

Věstník MŽP ČR
č. 4/1992

Metodický návod odboru ochrany ovzduší Ministerstva životního prostředí ČR k výpočtu imisních charakteristik znečišťujících látek pro hodnocení kvality ovzduší čj. 520/2203/93

Věstník MŽP ČR č.
2/1994

13.3 Ochrana přírody – nejdůležitější obecně závazné právní předpisy

Zákon o ochraně přírody a krajiny (ve znění zákonného opatření Předsednictva ČNR č. 347/1992 Sb.), zákona č. 289/1995 Sb. a nálezu Ústavního soudu ČR č. 3/1997 Sb. a zákona č. 16/1997 Sb.

114/1992 Sb.

Zákon o podmínkách dovozu a vývozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a dalších opatřeních k ochraně těchto druhů a o změně a doplnění zákona České národní rady č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny, ve znění pozdějších předpisů

16/1997 Sb.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí České republiky, kterou se provádějí některá ustanovení zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny

395/1992 Sb.

Vyhláška MŽP, kterou se provádějí některá ustanovení zákona č.

82/1997 Sb.

16/1997 Sb., o podmínkách dovozu a vývozu ohrožených druhů volně žijících živočichů a planě rostoucích rostlin a dalších opatřeních k ochraně těchto druhů a o změně a doplnění zákona ČNR č. 114/1992 Sb., o ochraně přírody a krajiny ve znění pozdějších předpisů.

13.4 Vodní hospodářství

- Zákon o vodách (vodní zákon), ve znění zákona ČNR č. 425/1990 Sb. a zákona ČNR č. 114/1995 Sb. 138/1973 Sb.
- Zákon České národní rady o státní správě ve vodním hospodářství (ve znění zákona ČNR č. 49/1982 Sb., zákona ČNR č. 425/1990 Sb. a zákona ČNR č. 23/1992 Sb., (úplné znění zákona ČNR č. 458/1992 Sb.), ve znění zákona ČNR č. 114/1995 Sb. 130/1974 Sb.
- Nařízení vlády ČSSR o úplatách ve vodním hospodářství (ve znění nař. vl. č. 91/1988 Sb., úplné znění nař. vl. č. 2/1989 Sb.), ve znění zákona ČNR č. 281/1992 Sb. 35/1979 Sb.
- Nařízení vlády ČR, kterým se stanoví ukazatele přípustného stupně znečištění vod, ve znění nařízení vlády ČR č. 185/1996 Sb. 171/1992 Sb.
- Nařízení vlády ČSR o ochraně před povodněmi 27/1975 Sb.
- Nařízení vlády ČSR o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Beskydy, Jeseníky, Jizerské hory, Krkonoše, Orlické hory, Šumava a Žďárské vrchy 40/1978 Sb.
- Nařízení vlády ČSR o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Brdy, Jablunkovsko, Krušné hory, Novohradské hory, Vsetínské vrchy a Žemberk-Králíky 10/1979 Sb.
- Nařízení vlády ČSR o chráněných oblastech přirozené akumulace vod Chebská pánev a Slavkovský les, Severočeská křída, Východočeská křída, Polická pánev, Třeboňská pánev a Kvartér řeky Moravy 85/1981 Sb.
- Vyhláška Ústřední správy vodního hospodářství o výstavbě zařízení a jiných opatřeních na ochranu rybářství a o úhradě nákladů s tím spojených 137/1957 Ú. 1.
- Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR, kterou se určují vodárenské toky a jejich povodí a stanoví seznam vodohospodářsky významných vodních toků 28/1975 Sb.
- Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR o odborném technicko-bezpečnostním dohledu na některých vodohospodářských dílech a o technicko bezpečnostním dozoru národních výborů nad nimi 62/1975 Sb.
- Vyhláška MLVH ČSR o povinnostech organizací podávat zprávy o zjištění podzemních vod a oznamovat údaje o jejich odběrech 63/1975 Sb.
- Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR 42/1976 Sb.

o vodohospodářích

Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR o úpravě užívání povrchových vod k plavbě motorovými plavidly (ve znění vyhl. MŽP ČR č. 422/1992 Sb.) 82/1976 Sb.

Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR o vodní stráži (ve znění vyhlášky ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR č. 81/1977 Sb.) 99/1976 Sb.

Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR o vodohospodářské a souhrnné vodohospodářské evidenci 126/1976 Sb.

Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR o ochraně jakosti povrchových a podzemních vod 6/1977 Sb.

Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR, kterou se stanoví povinnosti správců vodních toků a upravují se některé otázky týkající se vodních toků 19/1978 Sb.

Vyhláška ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR o veřejných vodovodech a veřejných kanalizacích ¹⁾ (ve znění vyhlášky ministerstva lesního a vodního hospodářství a dřevozpracujícího průmyslu ČSR č. 185/1988 Sb.) 144/1978 Sb.

Směrnice č. 13123/806/OSS ministerstva lesního a vodního hospodářství ČSR pro vypracování návrhů kanalizačních řádů (reg.) – částka 16/1975 Sb. (Směrnice uveřejněná ve Věstníku MLHV ČSR, částka 8, ročník 1975) částka 16/1975Sb.

Směrnice MLVH ČSR o evidenci a bilančním vyhodnocování zásob a jakosti povrchových a podzemních vod 7/1977 Ú.v.

Směrnice MLVH ČSR a ministerstva zdravotnictví ČSR-hlavního hygienika ČSR pro výpočet potřeby vody při navrhování vodovodních a kanalizačních zařízení a posuzování vydatnosti vodních zdrojů 9/1973 Ú.v.

¹⁾ Dnem nabytí účinnosti zákona ČNR č. 23/1992 Sb. (23.1.1992) přechází řízení systémů veřejných vodovodů a veřejných kanalizací do působnosti ministerstva zemědělství ČR

13.5 Odpadové hospodářství

Zákon o odpadech 125/1997 Sb.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí, kterou se vydává Katalog odpadů a stanoví další seznamy odpadů (Katalog odpadů) 337/1997 Sb.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí o podrobnostech nakládání s odpady 338/1997 Sb.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí o hodnocení nebezpečných vlastností odpadů 339/1997 Sb.

Vyhláška Ministerstva životního prostředí, kterou se stanoví výše finanční rezervy na rekultivaci, zajištění péče o skládku a asanaci po ukončení jejího provozu a podrobnosti jejího vytváření a užití	340/1997 Sb.
Vyhláška ČBÚ o zřizování, provozu, zajištění a likvidaci pro ukládání odpadů v podzemních prostorech	99/1992 Sb.

metodické pokyny, návody a sdělení

Metodický pokyn odboru odpadů MŽP ČR k vydání odvětvové technické normy odpadového hospodářství TNO 83 8035 “Skladování odpadů – uzavírání a rekultivace skládek”	Věstník MŽP ČR č. 4/1996
Metodický pokyn MŽP ČR k zabezpečení skládek, které byly provozovány na základě zvláštních podmínek podle § 15 odst. 1, písm. b) zákona č. 238/1991 Sb., o odpadech, ve znění zákona č. 300/1995 Sb. a § 14 písm. b) zákona č. 311/1991 Sb., o státní správě v odpadovém hospodářství, ve znění zákona č. 466/1992 Sb. a zákona č. 300/1995 Sb.	Zpravodaj MŽP ČR č. 1/1997
Metodický pokyn odboru odpadů MŽP ČR – vydané odvětvové normy odpadového hospodářství TNO 83 8036 “Skladování odpadů – provozní řád a monitorování skládek”	Věstník MŽP ČR č. 2/1997
Sdělení č. 15 odboru odpadů Ministerstva životního prostředí České republiky o vydání Metodického pokynu k hodnocení zdravotního nebezpečí odpadů	Věstník MŽP ČR č. 5–6/1993
Sdělení č. 2 odboru odpadů Ministerstva životního prostředí České republiky o akreditaci státní zkušebny	Věstník MŽP ČR č. 2/1994

13.6 Ochrana půdy

Zákon ČNR o ochraně zemědělského půdního fondu (jak vyplývá ze změn a doplňků zákona ČNR č. 10/1993 Sb.)	334/1992 Sb.
Vyhláška MŽP, kterou se upravují některé podrobnosti ochrany zemědělského půdního fondu	13/1994 Sb.

metodické pokyny, návody a sdělení

Metodický návod MZVŽ ČSR čj. 40–917/1982–413 ze dne 1. června 1982 pro zabezpečení a ošetřování dočasných deponií ornice

Metodický pokyn odboru ochrany lesa a půdy MŽP ČR ze dne 1.10.1996 čj. OOLP/1067/96 k odnímání půdy ze zemědělského půdního fondu podle zákona ČNR č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění zákona ČNR č. 10/1993 Sb.

Věstník MŽP ČR
č. 4/1996

Sdělení č. 17 sekce legislativy a státní správy a sekce ochrany přírody a krajiny MŽP ze dne 1. září 1997 č.j. 410/1385/97 k aplikaci některých pojmů pro účely stanovení za odnětí půdy ze zemědělského půdního fondu podle § 11 odst. 3 zákona ČNR č. 334/1992 Sb., o ochraně zemědělského půdního fondu, ve znění zákona č. 10/1993 Sb.

Věstník MŽP ČR
č. 4/1997

13.7 Posuzování vlivů na životní prostředí

Zákon ČNR o posuzování vlivů na životní prostředí

244/1992 Sb.

Vyhláška MŽP ČR o odborné způsobilosti pro posuzování vlivů na životní prostředí a o způsobu a průběhu veřejného projednávání posudku

499/1992 Sb.

metodické pokyny, návody a sdělení

Výklad č. 1/EIA/92 k ustanovení 1 zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 5/1992

Výklad č. 2/EIA/92 k ustanovení 22 zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 5/1992

Sdělení č. 4 odboru posuzování vlivů na životní prostředí Ministerstva životního prostředí ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 2/1993

Sdělení č. 7 odboru posuzování vlivů na životní prostředí Ministerstva životního prostředí ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 3/1993

Sdělení č. 8 odboru hodnocení rizik a vlivů na životní prostředí ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 4/1993

Sdělení č. 13 odboru hodnocení rizik a vlivů na životní prostředí Ministerstva životního prostředí ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 5–6/1993

Sdělení č. 7 odboru posuzování a vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 2/1994

Sdělení č. 13 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí

Věstník MŽP ČR
č. 3/1994

Sdělení č. 16 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 3/1994
Sdělení č. 20 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 4/1994
Sdělení č. 1 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 2/1995
Sdělení č. 9 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 3/1995
Sdělení č. 9 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 4/1995
Sdělení č. 1 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 2/1996
Sdělení č. 11 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 3/1996
Sdělení č. 13 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP ČR č. 4/1996
Sdělení č. 15 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí – úplný seznam k 31.10.1996	Věstník MŽP ČR č. 4/1996
Zásady MŽP ČR a ČBÚ pro uplatňování institutu zhodnocení vlivů staveb a činností na životní prostředí při hornické činnosti a při využívání ložisek nevyhrazených nerostů	Věstník MŽP ČR č. 4/1996
Sdělení č. 6 odboru posuzování vlivů na životní prostředí Ministerstva životního prostředí ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí. Pokračování seznamu oprávněných osob, které získaly odbornou způsobilost v období od 1.11.1996 do 30.4.1997. Současně uvádí změny v údajích o oprávněných osobách, které získaly osvědčení před datem 1.11.1996	Věstník MŽP ČR č. 2/1997

Sdělení č. 7 odboru posuzování vlivů na životní prostředí Ministerstva životního prostředí ČR o oprávněných osobách ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí. Pokračování seznamu oprávněných osob, které získaly odbornou způsobilost v období od 1.5.1997 do 31.8.1997. Zároveň uvádí změny v údajích o oprávněných osobách, které získaly osvědčení před dnem 1.5.1997	Věstník MŽP ČR č. 3/1997
Sdělení č. 18 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP o oprávněných osobách ve smyslu zákona č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí. Pokračování seznamu oprávněných osob, které získaly odbornou způsobilost v období od 1.9.1997 do 31.10.1997. Zároveň uvádí změny v údajích, které získaly osvědčení přede dnem 1.9.1997	Věstník MŽP č. 4/1997
Sdělení č. 21 odboru posuzování vlivů na životní prostředí MŽP o oprávněných osobách (úplný seznam k 31.10.1997) ve smyslu zákona ČNR č. 244/1992 Sb., o posuzování vlivů na životní prostředí	Věstník MŽP č. 4/1997

13.8 Ochrana horninového prostředí

Zákon o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), (ve znění zákona ČNR č. 541/1991 Sb.) (ú.z.pod č. 439/1992 Sb. s působností pro ČR) a změny vyplývající ze zákona ČNR č. 10/1993 Sb. a zákona č. 168/1993 Sb.	44/1988 Sb.
Zákon ČNR o hornické činnosti, výbušninách a o ostatní báňské správě, (ve znění zákona ČNR č. 425/1990 Sb. a zákona ČNR č. 542/1991 Sb.) (ú.z. pro ČR vyhlášeno pod č. 440/1992 Sb.) a zákona č. 169/1993 Sb.	61/1988 Sb.
Zákon ČNR o geologických pracích a o Českém geologickém úřadu, (ve znění zákona č. 543/1991 Sb.)	62/1988 Sb.
Vyhláška Ústředního báňského úřadu a Ústředního geologického úřadu čj. 1000/1962 o vedení a doplňování geologické dokumentace	(reg.)-částka 42/1962 Sb.
Vyhláška ČGÚ o postupu při vyhledávání a průzkumu výhradních ložisek z hlediska ochrany a racionálního využití nerostného bohatství a o oznamování výskytu ložiska vyhrazeného nerostu, jeho odměňování a o úhradě nákladů (ve znění zákona č. 541/1991 Sb.)	85/1988 Sb.
Vyhláška ČBÚ o racionálním využívání výhradních ložisek, o povolování a ohlašování hornické činnosti a ohlašování činnosti prováděné hornickým způsobem, ve znění vyhlášky ČBÚ č. 242/1993 Sb.	104/1988 Sb.
Vyhláška ČGÚ o registraci geologických prací, o odevzdávání a zpřístupňování jejich výsledků, o zjišťování starých důlních děl a vedení jejich registru (ve znění vyhlášky MŽP ČR č. 363/1992 Sb.)	8/1989 Sb.

Vyhláška ČGÚ o projektování, provádění a vyhodnocování geologických prací, o udělování povolení a odborné způsobilosti k jejich výkonu (ve znění zákona č. 543/1991 Sb.)	121/1989 Sb.
Vyhláška ČBÚ o konstrukci, vypracování dokumentace a stanovení ochranných pilířů, celíků a pásem pro ochranu důlních a povrchových objektů, ve znění vyhlášky ČBÚ č. 340/1992 Sb.	415/1991 Sb.
Vyhláška Českého báňského úřadu o dobývacích prostorech	172/1992 Sb.
Vyhláška ČBÚ o podmínkách využívání ložisek nevyhrazených nerostů	175/1992 Sb.
Vyhláška ministerstva životního prostředí ČR o zjišťování starých důlních děl a vedení jejich registru	363/1992 Sb.
Vyhláška ministerstva životního prostředí ČR o chráněných ložiskových územích	364/1992 Sb.
Vyhláška ministerstva pro hospodářskou politiku a rozvoj České republiky o osvědčení odborné způsobilosti projektovat, provádět a vyhodnocovat geologické práce	412/1992 Sb.
Vyhláška ČBÚ o důlně měřické dokumentaci při hornické činnosti a některých činnostech prováděných hornickým způsobem, ve znění vyhlášky ČBÚ č. 158/1997 Sb.	435/1992 Sb.
Vyhláška ministerstva pro hospodářskou politiku a rozvoj ČR o evidenci zásob výhradních ložisek nerostů	497/1992 Sb.
Vyhláška ministerstva hospodářství České republiky o podrobnostech placení úhrad z dobývacích prostorů a z vydobytých vyhrazených nerostů	617/1992 Sb.
Vyhláška ČBÚ o oprávnění k hornické činnosti a činnosti prováděné hornickým způsobem jakož i k projektování objektů a zařízení, které jsou součástí těchto činností	15/1995 Sb.
Vyhláška ČBÚ, kterou se stanoví požadavky k zajištění bezpečnosti a ochrany zdraví při práci a bezpečnosti práce při likvidaci hlavních důlních děl	52/1997 Sb.

13.9 Lesní hospodářství

Zákon o lesích a o změně a doplnění některých zákonů (lesní zákon)	289/1995 Sb.
--	--------------

resortní předpisy

Instrukce MLVH ČSR o chatové výstavbě postavené na lesních pozemcích do 31.12.1977	Věstník MLVH ČSR č. 14/1981 Věstník vlády ČSR pro NV č. 10/1981
--	--

Instrukce MLVH ČSR k hospodaření na lesních pozemcích v ochranných pásmech vodních zdrojů	Věstník MLVH ČSR č. 13/1982
Pokyny MLVH ČSR a FMNO, jimž se vymezují vztahy na úseku státní správy lesního hospodářství ve vojenských lesích	Věstník MLVH ČSR č. 1/1983
Instrukce MŽP ČR čj. OOLP/455/95 ze dne 21.4.1995 o hospodaření v lesích ve státním vlastnictví na území národních parků ČR	Věstník MŽP ČR č. 3/1995
Instrukce MŽP ČR čj. OOLP/1209/93 ze dne 26.11.1993 o mysliveckém hospodaření na území národních parků ČR se změnami a doplňky k 1.10.1996	Věstník MŽP ČR č. 4/1996
Instrukce MŽP ČR čj. OOLP/145/96 ze dne 1.10.1996 o rybářském hospodaření národních parků ČR	Věstník MŽP ČR č. 4/1996
Instrukce MŽP ČR čj. OOLP/1303/96 ze dne 6.12.1996 o služebních stejnokrojích zaměstnanců v působnosti MŽP ČR	Věstník MŽP ČR č. 2/1997

Vydávání, změny, resp. zrušení dále uvedených směrnic a resortních instrukcí spadá do působnosti Mze

Směrnice MLVH ČSR pro zakládání semenných porostů a semenných plantáží	Věstník MLVH ČSR č. 10/1971
Směrnice MLVH pro uznávání a zabezpečení zdrojů reprodukčního materiálu lesních dřevin a pro jeho přenos čj. 972/OLH-Tv/88 ze dne 22. prosince 1988	
Instrukce MLVH ČSR o bance lesního osiva	Věstník MLVH ČSR č. 24/1985
Směrnice Mze ČR pro poskytování náležitostí lesních hospodářských plánů (čj. 2363/93–510 ze dne 10.9.1993)	Věstník Mze ČR č. 3/1993
Instrukce ochrany lesa (brožura 1978)	Věstník MLVH ČSR č. 7/1987

13.10 Ostatní

Zákon o pozemních komunikacích	13/1997 Sb.
Vyhláška Ministerstva dopravy a spojů, kterou se provádí zákon o pozemních komunikacích	104/1997 Sb.
Zákon o mírovém využívání jaderné energie a ionizujícího záření (atomový zákon) a o změně a doplnění některých zákonů	18/1997 Sb.

Zákon o některých opatřeních souvisejících se zákazem chemických zbraní a o změně a doplnění zákona č. 50/1976 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů, zákona č. 455/1991 Sb., o živnostenském podnikání (živnostenský zákon), ve znění pozdějších předpisů, a zákona č. 140/1961 Sb., trestní zákon, ve znění pozdějších předpisů

19/1997 Sb.

Zákon o státním podniku

77/1997 Sb.

resortní předpisy

Instrukce k zintenzivnění výkonu ochranné služby v lesích, na vodách, vodních tocích a vodohospodářských dílech

Věstník MLVH ČSR
16/1981

Příkaz ministra životního prostředí ČR č. 6/1990 o oznamovací povinnosti mimořádných událostí čj. 1168/KM 90 ze dne 28.5.1990 (ve znění příkazu ministra životního prostředí ČR č. 12/1991 ze dne 21.8.1991)

Opatření ke způsobu řízení a zabezpečování úkolů bezpečnosti a hygieny práce v organizacích lesního a vodního hospodářství

Věstník MLVH ČSR
č. 6/1987

14 LITERATURA

- Altman V.** (1996): Odpadové hospodářství(sv.30). TU, Ostrava - Phare
- Anonym:** Orientierungswerte über Depositionen in unterschiedl.Regionen nach UBA 1983, Bodenschutzkonzeption der B.Reg., BMI, 1985.
- Baier J., Baierová V.** (1983): Abeceda výživy rostlin a hnojení. SZN, Praha.
- Beneš S., Pabiánová J.** (1987): Přirozené obsahy, distribuce a klasifikace prvků v půdách. VŠZ, Praha.
- Bohn H. L.** (1972): Soil Absorption of Air Pollutants. J.Environment.Quality, 1, 372-377.
- Brummer G.W.** (1982): Funktion der Böden in der Okosphäre und Überlegungen zum Bodenschutz. In Raumordnungsbericht.
- Brune H.** (1985): Schadstoffeintrag in Böden durch Industrie, Besiedlung, Verkehr und Landbewirtschaftung. VDLUFA-Schriftenreihe, 16, Kongresband 1985 , 85 - 102.
- Buchwald K., Engelhardt W.** (1967): Handbuch der Landschaftspflege und Naturschutz. Munchen.
- Bukovjan K., Wittlingerová Z.** et. al.(1997): Chemical elements in tissues and histological Changes in tissues of haees. (L. Europaeus Pall.), Scientia agriculturae Bohemica, 28, 1997 (3): 215–226
- Česká společnost pro životní prostředí, ekologické manažerské služby ve spolupráci s MŽP ČR a ministerstvem pro místní rozvoj** (1997): Životní prostředí ČR - stav a perspektiva.Sborník přednášek III. celostátní konference, Praha.
- ČHMÚ** (1994-1995): Znečištění ovzduší a chemické složení srážek na území ČR. ČHMÚ.
- Dirner V.** et al. (1997): Ochrana životního prostředí. Praha, MŽP.
- Jonáš F.** (1980): Ochrana a tvorba krajiny. VŠZ Praha: 318-352.
- Jonáš F.** (1984): Vliv imisí SO₂ na půdní a vodní zdroje. VŠZ, Praha.
- Jonáš F.** (1988): Zúrodnění půd. VŠZ, Praha.
- Jonáš F.** (1991): Ochrana životního prostředí a krajiny. VŠZ, Praha: 172.
- Jonáš F.** (1997): Kultivace a rekultivace . Učební text KBÚK - LF - nevydaný. Praha
- Jonáš F. a kol.** (1990): Pozemkové úpravy. SZN, Praha.
- Jonáš I.** (1993): Dynamika těžkých kovů v systému půda - rostlina.Kand.dis.práce VŠZ -Praha,1993
- Jurča V.** (1984): Výživa rostlin a půdoznalství. VŠZ, Praha
- Kabata et. al.**(1979): Trace elements in soils and plants. CCR Press, Boca Raton, Florida
- Kalenda M. a kol.**(1972): Komplexní průzkum půd ČSR. Závěrečná zpráva ÚZPP, Praha.
- Kalvová J.** (1991): Radiačně aktivní plyny v atmosféře a změny klimatu. Národní klimatický program ČSFR. Sv. 3, Praha ČHMÚ: 73.
- Kalvová J.** (1993): Stratosférický ozón, vodní hospodářství a ochrana ovzduší. Č. 7,8. Praha: 22-28.
- Kalvová J., Moldan B.** (1996): Klima a jeho změna v důsledku emisí skleníkových plynů. UK Praha: 161.
- Klánová K.,Uiberlayová** (1996): Využití mikroorganismů v programech zlepšování životního prostředí (bioremediace, biodegradace, biosorpce).EKO VIZ M*P ČR, r.VI, č.1, Praha.

- Kloke A.** (1990): Nutzungsmöglichkeiten und Sanierung belasteter Boden. VDLUFA- Kongresband 1990.
- Kohout R.**(1987): Chemická meliorace lesních půd v Krušných horách. In Vápnění lesních půd v imisních oblastech. Sb.Dům techniky ČVTS Ústí n/Labem
- Kolektiv autorů MŽP** (1997): Čistší produkce jako součást systémů environmentálního managementu a auditů (EMAS)-Příručka pro pracovníky státní správy a samosprávy.
- Koudela K.** (1985): Ekotoxikologie-biologické reakce živočišného organismu na změny agrocenóz
- Kuraž M.** (1994): Odpady jejich využití a zneškodňování. Praha.
- Kurfürst J.** (1982): Zdroj znečišťování ovzduší. MLVH ČR.
- Landa I.** (1998): Změna koncepce odstraňování ekologických zátěží a zpracování rizikových analýz. Konference Odpady, Praha: 105-108.
- Landa I., Mazač O., Rak M.** (1997): Principy výpočtu pásem ekologického rizika. Praha, EKO 4.
- Landa I., Rak M.** (1996): Metodika odstraňování ekologických zátěží. Praha, EKO 1 až EKO 5.
- Lehrstuhl fuer Thermische Stofftenverfahren (1989) : Altlasten und kontaminierte Standorte. Fachseminar THERMO- und FLUIDDYNAMIK im WS 88/89. Bochum.
- Marek M., Opatová H., Voldřich M.** (1996): Odpady a druhotné suroviny v zemědělsko-potravinářském komplexu (sv.32). TU, Ostrava, Phare
- Mašát K. a kol.:** Využití bonitačního půdně-ekologického průzkumu pro kategorizaci a organizaci zemědělského půdního fondu. VÚZZP, Praha 1982.
- Materna J., Kohout R.** (1979): Sorpce kysličníku siřičitého lesním humusem. Práce VÚLHM, 56, 111- 127.
- Mezřický V. et al.** (1996): Základy ekologické politiky. PHARE 41.
- Moldan B.** (1995): Životní prostředí globální perspektiva. Centrum UK.
- Molík P.** (1994): Ekologické otázky zemědělsko-potravinářského komplexu v zahraničí. EKO VIS MŽP: 18-20.
- Murphy C. E. et al:** An Assessment of the Use of Forest as Sinks for the Removal of the atmospheric Sulfur Dioxide. J.Environ.Quality, 6 , 1977, s. 388 -396.
- Němeček J.** (1992): Interní nepublikované materiály a návrhy normativů pro TK v půdách.
- Neuberg J. a kol.**(1978): Stopové prvky v rostlinné výrobě ČSR.MZVž.,Praha
- Neuberg J. a kol.:** Komplexní metodika výživy rostlin. ÚVTIZ, Praha, 1/1990.
- Odum E. P.** (1977): Základy ekologie. Academia/Praha.
- Odum H. T.** (1967): Biological circuits and the marine systems of Texas. In Pollution and marine ecology. N.York, USA.
- Picka K., Matoušek J.** (1996): Základy obecné a speciální toxikologie (sv.28). TU, Ostrava-Phare.
- Piskač K., Kačmár P. a kol.** (1985): Veterinární toxikologie SZN, Praha
- Plainer R.** (1983): Využívání a ochrana vodních zdrojů. MLVH, Praha.
- Podlešáková E., Němeček J. et al.** (1990): Meze zatížení půd ZZ VÚZZP, Praha.
- Podlešáková E., Němeček J. et al.**(1989): Zatížení půd těžkými kovy. ZZ, VÚZZP. Praha
- Podlešáková E., Němeček J., Hálková M.** (1994): Požadované obsahy potenciálně rizikových prvků v půdách ČR. Rostlinná výroba: 1095-1104.
- Podlešáková E., Němeček, J.** (1992): Kontaminace půd rizikovými látkami. ZZ VÚMOP, Praha.

- Preinigerová E., Wittlingerová Z.** et al.(1994): Monitoring rizikových látek agrárních ekosystémů a ekologicko ekonomická východiska vertikály ovzduší – rostlina – půda – voda. Simpozium Liberec, 30–38.
- Remtová K.** (1996): Trvale udržitelný rozvoj a strategie ochrany životního prostředí. PHARE 36.
- Remtová K.** (1997): Hodnocení životního cyklu výrobku. EKO 5 1997 (18-22 str.)
- Ročenka ministerstva zemědělství** (1996): Výsledky kontroly a monitoringu cizorodých látek - situace v roce 1995. Ročník III., MZe, Praha.
- Růžička M.** (1965): Problémy znečištění ovzduší. SAV Bratislava.
- Seger J.**: Zkušenosti s EMS v České republice. In Sborník Mezinárodní konference a výstava ODPADY PRAHA 97.
- Smolík D., Havelka M.** (1994) : Ekologické aspekty rozhodování podniků a základy ekologického managementu.(sv.35) TU, Ostrava , Phare
- Strubelt O.** (1989): Gifte in unserer Umwelt. DVA - Stuttgart.
- Teilhard** (1956): cit. Ekologie krajiny: Michaql, I., Štěpán, J. Acta ekol. natur. region, 3–4, s. 3–11.
- Trol** (1939): Luftbiltpplan un ekologische Forschung. Ztschr. d. ges. f. Erdkunde. s. 241–298.
- Vaněk T.** (1970): K otázce biologické rovnováhy, biologické hodnoty a biologické stability krajiny. Acta ecol. natur region 1–2, s. 13–16, Terplan Praha
- Vopršalová M., Žáčková P.** (1996): Základy toxikologie pro farmaceuty. UK, Praha vyvolaných zemědělskou činností. In Jonáš F. a kol : Problematika životního prostředí v zemědělství. VŠZ, Praha.
- Wittlingerová Z.** (1998): Pollution of environmental components by anthropogenic activities in a selected region in the Czech Republic, CO-MAT-TECH 98 Trnava: 570-578.
- Wittlingerová Z.** (1998): Vliv starých ekologických zátěží na kvalitu podzemních vod, půdy v dlouhodobě zatěžované oblasti. ZZ Praha: 28.
- Wittlingerová Z.** et al. (1994): Prognóza znečištění složek živ. prostředí vlivem antropogenní činnosti. Rostl. Výr. 40, s. 389–399.
- Wittlingerová Z.** et al. (1994): Stanovení kritické hloubky hladiny podzemní vody s ohledem na vláhový režim půd. Rostl. Výr. 40, s. 917–924.
- Wittlingerová Z., Kříž L.** (1998): The effect of anthropogenic activities on the chemical properties of groundwaters. Rostlinná výroba: 321-324.
- Wittlingerová Z., Pavlů J.** (1998): Vliv starých ekologických zátěží na vybrané složky ŽP. Konference Odpady 1998: 112-115.
- Wittlingerová Z., Preinigerová E.** (1996): Výzkum ocenění a ekonomicko ekologická prognóza geoekologických podmínek v zájmovém území prům. aglomerace H. Králové – Pardubice, ZZ–GAČR, s. 1–101

OBSAH

1	ÚVOD.....	3
2	GLOBALNÍ PROBLÉMY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ	5
2.1	Globální klimatické změny.....	5
2.2	Porušování ozonové vrstvy.....	8
2.3	Kyselé srážky (kyselá atmosférická depozice).....	10
2.4	Ohrožení biologické diverzity.....	10
2.5	Problémy dalekosáhlého dopadu.....	11
2.5.1	<i>Degradace půdy (ohrožení).....</i>	<i>11</i>
2.5.2	<i>Kontaminace vodních toků, moří a oceánů.....</i>	<i>11</i>
2.5.3	<i>Produkce odpadů (kvantita, toxicita, radioaktivita).....</i>	<i>11</i>
2.5.4	<i>Úbytek lesních porostů.....</i>	<i>11</i>
2.5.5	<i>Růst světové populace.....</i>	<i>11</i>
2.5.6	<i>Průmyslový růst a spotřeba přírodních zdrojů.....</i>	<i>12</i>
2.5.7	<i>Hrozba potravinové krize.....</i>	<i>12</i>
2.5.8	<i>Hrozba energetické krize.....</i>	<i>12</i>
3	ZÁKLADY OCHRANY A TVORBY KRAJINY.....	13
3.1	Krajina a její definice.....	13
3.2	Krajina, její prvky, činitele a složky.....	15
3.3	Modelové členění krajiny.....	16
3.4	Biologická rovnováha krajiny.....	17
3.5	Biologická hodnota krajiny.....	18
3.6	Člověk a biologická rovnováha krajiny.....	18
3.7	Praktická použitelnost biologické rovnováhy – jako charakteristiky krajiny.....	18
3.8	Praktická použitelnost “biologické hodnoty” jako charakteristiky krajiny.....	19
3.9	Krajinné prvky.....	20
4	OVZDUŠÍ V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	21
4.1	Znečišťování, znečištění ovzduší.....	21
4.2	REZZO (sledování emisí).....	22
4.3	Vývoj emisí.....	23
4.4	Látky znečišťující ovzduší.....	23
4.5	Účinky znečišťujících látek.....	24
4.6	Vliv znečištěného ovzduší na lesy.....	25
4.7	Vliv znečištěného ovzduší na zemědělskou výrobu.....	26
5	PŮDA A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ.....	33
5.1	Hlavní funkce půdy:.....	34
5.2	Charakteristika půd a půdní úrodnost.....	36
5.3	Úrodnost půd a její kategorie.....	36
5.4	Půdní zdroje ve světě.....	37
5.5	Zdroje půdy v ČR.....	37
5.6	Bonitace – BPEJ.....	38
5.7	Živiny v přírodě a půdách.....	39
5.8	Kontaminace půd rizikovými látkami.....	42
6	VODA V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ.....	47
6.1	Význam vody v životním prostředí.....	47
6.2	Voda v krajině.....	47
6.3	Škodlivé látky ve vodě a klasifikace povrchových vod.....	48
6.4	Znečištění vodních zdrojů.....	49
6.5	Ochrana vodních zdrojů.....	57
7	BIOCIDY A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ	59

7.1	Pojem pesticid	59
7.2	2 Vlastnosti přípravků na ochranu rostlin	59
7.3	Etikety	60
7.4	Formulace přípravků na ochranu rostlin	61
7.5	Kombinace přípravků na ochranu rostlin	62
7.6	Kompatibilita	62
7.7	Pesticidy a lidské zdraví	62
7.8	Toxicita chemických přípravků	63
7.9	Chemické přípravky a životní prostředí	64
7.10	Spotřeba pesticidů v ČR	66
8	ODPADY, JEJICH VZNIK, VYUŽITÍ A LIKVIDACE	67
8.1	Odpady a jejich zařazení	68
8.2	Produkce odpadů v ČR	71
8.2.1	<i>Komunální odpady</i>	72
8.2.2	<i>Hnojivé látky a odpady ze zemědělské výroby</i>	72
8.2.3	<i>Čistírenské kaly a jejich využití</i>	73
8.2.4	<i>Odpadní látky z průmyslu</i>	74
8.3	Současná strategie likvidace odpadů	78
9	EKOLOGICKÉ ZÁTĚŽE A ZPŮSOBY SANACE	79
9.1	Klasifikace ekologických zátěží	79
9.2	Vyhodnocení zátěží životního prostředí (VZŽP), proces ERA (Environmental risk Assessment)	83
9.3	Potenciální kontaminanty a možnosti dekontaminace	86
9.4	Vymezení a popis jednotlivých postupů	88
9.4.1	<i>Postupy ošetření metodami in-situ</i>	88
9.4.2	<i>Postupy ošetření metodami ex situ</i>	90
9.4.3	<i>Extrakční postupy</i>	91
9.5	Uzavírací postupy	92
9.5.1	<i>Překryvné systémy</i>	92
9.5.2	<i>Budování zhutněných stěn</i>	93
10	VÝSKYT A POHYB CIZORODÝCH (XENOBIOTICKÝCH) LÁTEK V ZEMĚDĚLSKÝCH EKOSYSTÉMECH A POTRAVNÍCH ŘETĚZÍCH	95
10.1	Rezidua dusíku	95
10.2	Mykotoxiny	96
10.3	Rezidua biocidů	97
10.4	Rezidua zoofarmak a doplňkových látek výživy hospodářských zvířat	97
10.5	Kovy - anorganické látky	98
10.6	Organické látky	100
11	ZÁKLADY TOXIKOLOGIE A EKOTOXIKOLOGIE	105
11.1	Základní pojmy hygienicko-toxikologického hodnocení chemických látek	105
11.2	Toxický účinek chemických látek	108
11.3	Osudy jedu v organismu	109
11.4	Škodliviny s pozdními účinky	109
11.5	Dávka a její kategorie	112
11.6	Interakce škodlivin s organismem	113
12	PODNIK A ŽIVOTNÍ PROSTŘEDÍ (METODY ŘÍZENÍ PODNIKU)	115
12.1	Zavádění environmentálního managementu (EMS)	116
12.2	Minimalizace vzniku odpadů	117
12.3	Hodnocení životního cyklu výrobku (LCA)	121
12.4	Posuzování vlivů na životní prostředí (EIA-Environmental Impact Assessment)	124
13	VYBRANÉ LEGISLATIVNÍ PŘEDPISY V ŽIVOTNÍM PROSTŘEDÍ	129
13.1	Obecně a všeobecně závazné právní předpisy	129
13.2	Ochrana ovzduší	129
13.3	Ochrana přírody – nejdůležitější obecně závazné právní předpisy	130

13.4	Vodní hospodářství.....	131
13.5	Odpadové hospodářství	132
13.6	Ochrana půdy.....	133
13.7	Posuzování vlivů na životní prostředí.....	134
13.8	Ochrana horninového prostředí	136
13.9	Lesní hospodářství.....	137
13.10	Ostatní	138
14	LITERATURA	141
OBSAH		144