

Ekologie průmyslu

I. ÚVOD DO PROBLEMATIKY

1.1 Základní pojmy a souvislosti

Společenství lidí se rozvíjí v určitých přírodních a sociálně ekonomických podmínkách. Člověk, kvalitativně odlišný biologický druh, byl v počátcích svého vývoje součástí přírodního prostředí. Nejdříve z důvodů přežití a později z důvodů naplňování svých potřeb, začal výrazně zasahovat do přírodních podmínek a vytvářet umělé prostředí. Všechny tři složky (přírodní prostředí, umělé prostředí a sociálně ekonomické podmínky) v souhrnu představují systém, který se nazývá životní prostředí.

Životní prostředí je otevřený dynamický systém, formovaný jako produkt interakcí mezi člověkem a vzájemnými vztahy uvnitř jeho společnosti a zdroji biosféry.

Pod pojmem „systém“ se obvykle myslí uspořádaná množina prvků, mezi nimiž existují určité vztahy. Systém je charakterizován základními vlastnostmi, strukturou a chováním. Systém může být zkoumán na určitých úrovních. Jednou z nich je ekosystém.

Ekosystém je celek tvořený biocenosami, společenstvím rostlin a živočichů (fytocenosy, zoocenosy) a ekotopem, prostorem, kde se uskutečňuje koloběh živin a transfer energií. Životní prostředí lidské společnosti je tedy zvláštním případem ekosystému. Věda zkoumající vztahy mezi organizmy a jejich prostředím se nazývá ekologie¹.

1.1.1 Ekologické faktory

Prostředí tvoří složky, označované jako *ekologické faktory*. Ekologické faktory se rozdělují na:

- abiotické (fyzikální, chemické, geografické),
- biotické (rostlinstvo, živočišstvo),
- antropogenní (působení člověka).

Fyzikální faktory

Jedním z nejdůležitějších fyzikálních faktorů ovlivňujících život na Zemi je sluneční záření. Jde o širokou škálu různých typů elektromagnetického záření, které se od sebe odlišuje vlnovou délkou a vlivem na organizmy, žijícími na Zemi.

Ultrafialové záření je většinou zachycováno ve vyšších vrstvách atmosféry (ve stratosféře) a je životu nebezpečné. Omezuje fotosyntézu a může poškodit pokožku a zrak člověka. Nebezpečné pro život je rovněž rentgenové záření, záření gama a kosmické záření.

Infračervená složka slunečního záření je zdrojem tepla na Zemi. Podle dosavadních poznatků mohou životní pochody probíhat v teplotním rozsahu asi od -200 do +300 °C. Většina organismů však snáší teplotní rozdíly jen v omezeném rozsahu, asi -50 až +50 °C. Světelné záření je nezbytným zdrojem energie pro základní životní proces na Zemi, kterým je fotosyntéza rostlin. Tímto pochodem rostliny z vody, oxidu uhličitého a dalších látek (živin) vytvářejí základní stavební a zásobní látky svých těl, která jsou pak zdrojem potravy (látek

¹ Ekologie (z řeckého *oikos* – dům, okolí *logos* – nauka, věda) byla původně přírodovědná disciplína. V současnosti se k ní přiřazují i vědní disciplíny nebiologické povahy (např. technické disciplíny). Protože má ekologie objekt i nástroje jeho zkoumání, můžeme hovořit o ekologii jako o vědní disciplíně.

a energie) pro další organismy.

Další z významných abiotických faktorů je tlak. Organismy, žijící na souši jsou přizpůsobeny k stabilnímu atmosférickému tlaku (normální atmosférický tlak měřený při hladině moře je 1013 hPa). Tato hodnota se mění do jisté míry se změnami počasí a s nadmořskou výškou.

Chemické faktory

Pro životní pochody většiny rostlin a živočichů je nezbytný stálý přísun kyslíku. Kyslík se v atmosféře Země začal vytvářet asi před 2 miliardami let jako vedlejší produkt fotosyntézy prvotních organismů. Jeho množství v atmosféře je již dlouhou dobu stabilní a je jednou ze základních chemických látek potřebných pro život.

Pro stavbu těl potřebují rostliny uhlík. Získávají ho z oxidu uhličitého, který je stálou součástí atmosféry. Bez jeho přítomnosti by nebylo rostlinné produkce, na níž jsou závislí býložravci a celý řetězec dalších organismů.

Další ze skupiny chemických faktorů je sůl. V půdě i ve vodě je přítomna celá řada solí. Jejich obsah značně kolísá. Podle toho hovoříme o prostředí s vysokou nebo nízkou salinitou.

Důležitým faktorem prostředí, který rozhoduje o výskytu organismů na stanovištích a průběhu degradačních procesů technických materiálů, je kyselost prostředí.

Významným chemickým faktorem, obzvláště pro rostliny, houby a bakterie, jsou nejrůznější živiny, tj. látky většinou jednoduché, ve vodě rozpustné, obsahující dusík, fosfor, síru, draslík a další, tzv. biogenní prvky, z nichž je vytvářeno tělo organismů. Podle obsahu živin můžeme půdu, vodu a další substráty, z nichž čerpají organismy živiny, dělit na chudé – oligotrofní, středně obohacené – mezotrofní a živinami bohaté – eutrofní.

K chemickým vlivům lze počítat i ostatní látky, které se v prostředí přirozeně nevyskytují nebo se vyskytují v nižších koncentracích, popř. v jiných poměrech a formách. Vzrostle-li jejich koncentrace následkem činnosti člověka, pak tyto látky považujeme za škodlivé složky životního prostředí.

Biotické vlivy

Přímý biotický vliv představuje těsnou vazbu dvou nebo více druhů organismů na sebe. Nepřímý biotický vliv je vztah, kdy se organismy navzájem ovlivňují a mění abiotické či přímé biotické faktory.

Působení faktorů

Všechny fyzikální, chemické a biotické vlivy nepůsobí na životní prostředí stejnou silou a nejsou vázány pouze na jeden okamžik. Oběh Země kolem Slunce a otáčení naší planety okolo své osy ovlivňovaly po stovky miliónů let takřka všechny živé i neživé systémy. Přizpůsobení organismů a načasování nejrůznějších projevů a jejich soulad s planetárním časem označujeme jako *biologické hodiny*. Hlavními cykly jsou sezónní cykly a cykly 24hodinové, tj. denní cykly. Odpovídá-li pravidelnému přírodnímu cyklu změn nějaká pravidelná změna v chování nebo metabolismu nějakého organismu, pak hovoříme o *biologickém rytmu*.

Za *sezónní cykly* považujeme čtyři roční období nebo také období dešťů a sucha. Odpovídajícím rytmem v životě organismů může být kvetení rostlin a zrání jejich semen nebo plodů v určitém ročním období, nebo podzimní stěhování ptáků z našich zeměpisných šířek na jih a jejich návrat na počátku jara.

Pro řadu rostlin je typický *denní cyklus*. Schopnost reagovat na pravidelný cyklus osvětlení sluncem (fotoperiodicita) nemusí být jediným příkladem rytmů v přírodě. Mořští živočichové a rostliny žijící v příbojové zóně u břehů např. velmi citlivě reagují na střídání přílivu a odlivu.

Jednotlivé faktory se navzájem podmiňují a ovlivňují. Např. klimatické faktory (teplota, voda) ovlivňují vlastnosti půdy. Vlastnost půdy má vliv na jakost podzemních vod a ta ovlivňuje životní podmínky člověka apod. Nejsložitěji a často těžko předvídatelně ovlivňuje ekologické faktory člověk. Jeho zásahy do systému jsou buď uvědomělé, plánovité nebo živelné.

1.1.2 Zdroje energie a látek v přírodě

Ke všem projevům života je třeba *energie*. Energie nevzniká, ani nezaniká, je možno ji pouze přeměňovat z jedné formy na druhou. Při jakékoli přeměně energie z jednoho typu na druhý se vždy určitá část přeměňuje v teplo, které nelze dále využít. Živé systémy, ani systémy vytvořené člověkem, nedokážou „energii recyklovat“.

Život na Zemi je podmíněn neustálým přísunem energie. Základním zdrojem energie na Zemi je Slunce. Sluneční záření, především jeho viditelná složka a částečně ultrafialové a infračervené záření, prochází atmosférou a dopadá na povrch Země. Záření v rozsahu přibližně 400 až 700 nm je zdrojem energie pro fotosyntézu rostlin.

Organizmy jsou složeny z *hmoty* (látek) a pro vývoj, růst a rozmnožování různé látky potřebují. Odebírají je ze svého okolí, po nějakou dobu je poutají ve svých tělech a jako výsledek metabolismu některé látky uvolňují do prostředí. Látky, z nichž je jejich tělo složeno, přecházejí do prostředí i po smrti daného jedince (není-li zdrojem potravy pro jiný organizmus). Látky v prostředí i v tělech organismů reagují, mění skupenství, rozpouštějí se atd.

Přestože jsou živé organizmy složeny z mnoha prvků (z 30 až 40), je převážná část těl organismů tvořena několika hlavními, tzv. *biogenními prvky* (C, H, O, N, S, P). K životu jsou v menších množstvích nezbytné prvky, jako je železo, sodík, draslík, vápník, chlór a další. V nepatrném, tj. stopovém množství je to jód, selen. U všech těchto prvků (i u řady dalších) je jejich koloběh nezbytným předpokladem pro existenci života.

Koloběh látek v přírodě

Na povrchu Země se nevyskytuje žádná látka (sloučenina, prvek) pouze na jednom místě, v jedné podobě a bez ovlivnění dalšími látkami či organizmy. Vodní proudy v mořích a v řekách přenášejí každým okamžikem obrovská množství látek. Podobnou roli hraje i vítr v atmosféře. Během horninotvorných pochodů se mění povrchové vrstvy zemského pláště a pohybují celé pevninské desky.

Všechny tyto procesy způsobují pohyb nejrůznějších látek na Zemi a jejich dostupnost pro organizmy ve formě živin. Jelikož se těchto procesů společně účastní biologické, chemické i geologické děje, nazýváme koloběh látek biogeochemickými *cykly*.

Nejstarší z biogeochemických cyklů je *horninový cyklus*. Je ovlivňován a řízen složitými mechanismy, které jsou dány:

- klimatickými vlivy,
- aktivitou zemského nitra (jádra a pláště),
- následnými pohyby pevninských (litosférických) desek.

Žádný koloběh nemá začátek a konec. Jako příklad může posloužit eroze. Jedná se o rozrušování hornin na jemné částičky, které jsou přenášeny větrem a vodou. Určitá

množství se usazují na dně potoků, řek a jezer. Většina erodovaného materiálu je odnášena řekami do moře. Tam se drobné částičky ukládají (sedimentují) a jsou tlakem nebo oxidy železa, křemíku či vápníku zpevňovány. Sedimentární horniny jsou unášeny spolu s příslušnou pevninskou (litosférickou) deskou. Litosférické desky se na některých místech Země přes sebe přesouvají. Ty části, které se dostávají do větších hloubek, se vysokými teplotami a tlakem mění na horniny metamorfované. Mohou být buď vyzdviženy při horotvorných procesech na povrch, nebo ve velkých hloubkách kůry roztaveny na magma. To na jiných místech se dostává na povrch Země jako vyvřelá hornina, která je opět vystavena eroznímu cyklu.

Od dob vzniku života na Zemi přispívaly více nebo méně v různých obdobích k horninovému cyklu i živé organizmy. Především v mořích byla po dlouhá období ukládána obrovská množství schránek jednobuněčných i mnohobuněčných organismů. Byly tak vytvořeny i několik km silné vrstvy (zejména vápenců). Podobnou horninotvornou funkci měly i prvohorní a druhohorní rostliny, které při procesu uhelnatění daly vzniknout uhelným slojím. Koloběh hmoty v horninových cyklech je velmi složitý a dlouhodobý.

Koloběh vody

Na horninový cyklus je úzce vázán *koloběh vody*, nezbytný pro život na Zemi. Pravděpodobně již v období chladnutí zemského povrchu se z některých hornin uvolňovala vázaná voda. Ta se postupně srážela na povrchu planety a tak vznikly oceány, jezera a řeky. Voda se stala součástí zemské atmosféry, půdy, vytvořila polární i horské ledovce a podzemní zásobárny. Vodní plášť Země, tzv. hydrosféra, vznikl následkem postupného uvolňování vody ze zemského nitra, jeho odplyněním. Změny skupenství vody a její pohyb na Zemi umožňuje sluneční energie.

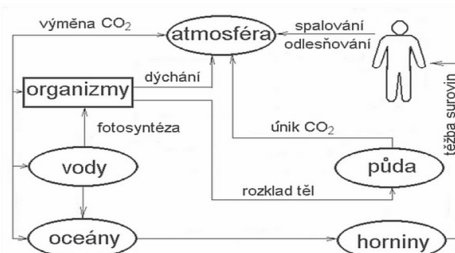
Hlavní zásobárnou vody jsou světová moře a oceány. V nich je obsaženo více než 97 % celkového objemu vody na zemském povrchu. Zbývá necelá 3 % vody obsahují ledovce, podzemní voda, půdní voda, řeky a jezera (povrchová sladká voda), atmosféra a živé organizmy.

Spolu s vodou cirkuluje na zemském povrchu nejen celá řada rozpustných i nerozpustných látek, vodík a kyslík, ale také teplo. Oceán je obrovským zásobníkem tepla. Rozdíly v dodávce sluneční energie (tepla) mezi dnem a nocí a hlavně v jednotlivých ročních obdobích jsou hlavním hnacím motorem pozemského klimatu. Existence světového oceánu a koloběh vody zabezpečují poměrnou stálost globálního klimatu, potřebnou pro udržování života na naší planetě.

Na koloběh vody, na horninový cyklus a na procesy v atmosféře jsou vázány koloběhy dalších hlavních biogenních prvků, uhlíku, dusíku, síry a fosforu.

Koloběh uhlíku, síry, dusíku a fosforu

Koloběh uhlíku je jedním z klíčových cyklů podmiňujících život na Zemi (obr. 1). V přírodním prostředí se uhlík vyskytuje v atmosféře jako oxid uhličitý (CO_2). Ve vodě ho nacházíme v rozpustných uhličitanech, horninách je v mocných vrstvách vápenců, zejména uhličitanu vápenatého CaCO_3 . Nemalá část uhlíku je obsažena v biomase a v odumřelých tělech (v tzv. mrtvé biomase) v podobě humusu, nebo ve fosilních palivech (uhlí, ropa). Uhlík je také součástí dalších sloučenin, jako



Obr. 1 Koloběh uhlíku

je metan, oxid uhelnatý apod.

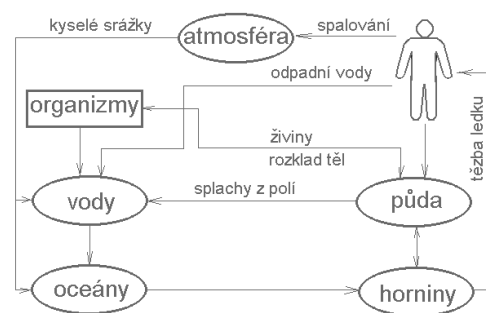
Z atmosféry přechází oxid uhličitý do povrchových vrstev oceánu, kde se vyskytuje buď jako rozpuštěný CO_2 , nebo ve formě uhličitanu. Atmosférický CO_2 je v procesu fotosyntézy hlavním zdrojem uhlíku pro zelené rostliny. Rostlinná těla a v nich obsažený uhlík se stávají potravou býložravců. Ti pak potravou masožravců. Odumřelá těla rostlin i živočichů se dostávají do půdy, do mokřadů, do vody. V rozkladných dějích se v půdě z mrtvých těl vytváří humus. Ve vodě vzniká organický sediment. Z něho se činností rozkladačů, vytvářejí jednoduché organické a anorganické látky. Z půdy, z mokřadů a z vody je postupně CO_2 opět uvolňován do atmosféry. Ne vždy je biomasa mrtvých těl rozložena a přirozeně „recyklována“. V některých geologických údobích bylo v podobě biomasy mrtvých těl uloženo obrovské množství uhlíku buď v rozsáhlých mokřadech, nebo mořských lagunách. Tento uhlík se postupně přeměnil v uhlí a ropu. Ze zbytků schránek těl vznikly vápence (CaCO_3).

Do přirozeného koloběhu uhlíku dnes významně negativně zasahuje člověk. Předně nadměrným spalováním fosilních paliv. To má za následek velmi rychlé uvolňování uhlíku, který byl nahromaděn postupně za velmi dlouhá období milionů až desítek milionů let. Dalším negativním zásahem člověka je odlesňování a obdělávání půdy. Při těchto činnostech se opět uvolňuje značné množství volného oxidu uhličitého. Do atmosféry uniká také větší množství metanu (CH_4), např. v důsledku chovu dobytka a ze skládek odpadů.

Druhý prvek, jehož přirozený koloběh je negativně ovlivňován antropogenní činností, je dusík. Dusík je nejhojnějším plynným prvkem zemské atmosféry. Jako volný dusík (N_2) tvoří více než 3/4 objemu všech plynů v ovzduší. Důležité jsou však i další plyny obsahující dusík a to oxid dusný (N_2O), oxid dusnatý (NO), oxid dusičitý (NO_2) a amoniak (NH_3). Dusík je důležitý biogenní prvek, je součástí aminokyselin, bílkovin, nukleových kyselin (nositelů dědičné informace). V horninách se dusík nevyskytuje v takovém množství jako např. uhlík. Pouze některé nerosty (ledky) mají vysoký obsah dusíku.

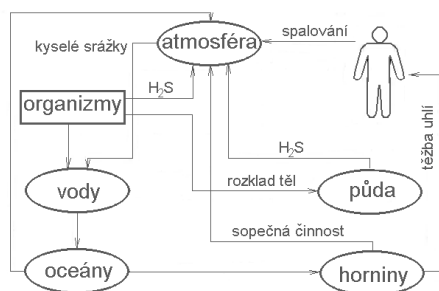
Vzdušný dusík je schopen vázat tzv. nitrifikační mikroorganismy a přeměňovat je na rozpustné dusíkaté látky (nejčastěji dusičnany). Ty jsou v této formě přijatelné jako živiny pro autotrofní organizmy (rostliny). Rostliny začleňují dusík do stavebních a zásobních látek svých těl. Odtud dusík přechází buď do dalších organismů (v podobě rostlinné potravy), nebo po odumření těl zpět do prostředí, půdy nebo vody. Dusíkaté látky se do prostředí dostávají také jako zplodiny metabolismu živočichů (exkrementy, moč, močovina, kyselina močová). V půdě je dusík vázán v humusu a může z něj být opět uvolněn do ovzduší denitrifikačními mikroorganismy. K produkci dusíkatých látek v přírodě přispívá určitou měrou i vulkanická činnost.

Celkem stabilní *koloběh dusíku* a jeho sloučenin může být narušen neúměrnou aplikací dusíkatých hnojiv, a to jak průmyslových (ledky), tak i statkových (obr. 2). Dusík z hnojiv je vyplavován z půdních horizontů do potoků, řek a jezer, kde je příčinou nepřirozeného zvyšování obsahu živin, tzv. eutrofizace. Dalším závažným narušením dusíkového cyklu jsou spalovací procesy. Dusík je za normální teploty netečný plyn. Za vyšších teplot (přes $500\text{ }^\circ\text{C}$) se slučuje s kyslíkem a vytváří oxidy. Některé tyto plyny mohou hrát roli při zesilování skleníkového jevu nebo při narušování ozónové vrstvy.



Obr. 2 Koloběh dusíku

V koloběhu síry hrají podobně jako u dusíku, významnou roli mikroorganismy (obr. 3). Sirovodík (H_2S) bývá konečným produktem mikrobiální činnosti, která probíhá zpravidla ve vodním prostředí, nebo v mokřadech a bažinách a v omezené míře i v půdě. V oceánu vytvářejí mikroorganismy sloučeninu dimetylsulfid (CH_3SCH_3). V atmosféře jsou obě látky oxidovány na oxid siřičitý (SO_2). Po další oxidaci a reakcích v atmosféře se jako součást srážek dostává síra zpět do půdy, kde je spolu s ostatními rozpustnými sírany vtažena do koloběhu a stává se součástí minerální výživy rostlin.



Obr. 3 Koloběh síry

Přirozený obsah síry v tělech rostlin a živočichů je paradoxně vlastně jednou z hlavních příčin nepřirozeného obohacování atmosféry oxidem siřičitým. Fosilní paliva, jako je uhlí a ropa, která nejsou ničím jiným než „mrtvou biomasou“, obsahují vždy určité množství síry. Spalováním těchto paliv, zejména v posledních dvou stoletích, se v podobě oxidu siřičitého dostává do planetárního koloběhu síra, která se v prvohorních a druhohorních rostlinách hromadila po miliony a snad i desítky milionů let. Množství síry v ovzduší ze spalování fosilních paliv je dnes dokonce

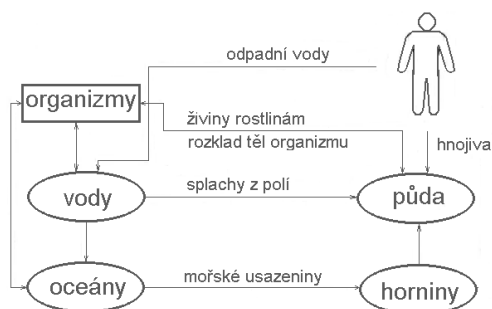
vyšší, než je přirozený únik oxidu siřičitého z činných sopek a horkých minerálních pramenů.

Na rozdíl od dusíku, uhlíku a síry není v *cyklu fosforu* (obr. 4) žádná sloučenina, která by se ve významném množství v plynné formě vyskytovala v ovzduší. Tato skutečnost výrazně zpomaluje a omezuje jeho pohyb v koloběhu.

Na Zemi se fosfor vyskytuje především v horninách a minerálech (apatit a fosforit). V podobě rozpustných solí (fosforečnanů) je obsažen ve sladké i mořské vodě a v půdě. Fosfor je důležitou součástí těl rostlin i živočichů. Kromě toho, že se vyskytuje v kostech obratlovců, hraje významnou roli v metabolismu všech živých organismů. Je významný při přenosu a uchování energie v buňkách.

Na koloběhu fosforu se podílejí i mořští ptáci lovící ryby. Tkáň mořských ryb totiž obsahují značné množství fosforu. V některých oblastech Země tvoří trus mořských ptáků při pobřežích pevnin a ostrovů mocné vrstvy, které se těží jako vynikající fosforečné hnojivo, tzv. guáno.

Díky člověku lze nalézt v celkem pomalém fosforovém cyklu některé nepřirozené rysy. Člověk využívá fosforečnany v největší míře jako hnojivo a také jako součást detergentů, tj. nerůznějších čistících a pracích prostředků s odmašťovacími účinky. Oba způsoby použití vedou k vyplavování fosforu do vodních toků. Odtud jsou buď odnášeny do moří, nebo ukládány v sedimentech jezer a umělých nádrží. Na jedné straně je fosfor z hlediska opětovného využití na dlouhou dobu ztracen v usazeninách, na druhé straně je jednou z příčin nepřirozeného zvyšování obsahu živin ve vodách.



Obr. 4 Koloběh fosforu

Nepřítomnost vzdušné části koloběhu výrazně omezuje především rychlost, s jakou se může fosfor opět dostávat do forem přístupných živým organismům. Pokud jsou rozpustné i nerozpustné fosforečnany odplaveny řekami do moří a tam uloženy v sedimentech, je jejich návrat do koloběhu vázán na velmi dlouhý horninový cyklus.

Kromě výše uvedených prvků kolují v prostředí na Zemi i další prvky a sloučeniny. Většinou jsou vázány na koloběh vody, na horninový cyklus nebo na cyklus některého z uvedených prvků.

II. Hlavní složky životního prostředí

Rozvoj průmyslu, energetiky, dopravy a zemědělství se významně podílí na růstu národního bohatství společnosti. Na druhé straně všechny tyto aktivity způsobují velké problémy v životním prostředí. Zejména průmysl a energetika jsou hlavními znečišťovateli ovzduší, vod a producenty největšího množství odpadů.

2.1 Ovzduší

V minulých stopadesáti letech každoročně vypouštěno v Evropě do ovzduší ohromné množství tun plynných směsí. Z nichž cca 90 % tvořily emise síry, uhlíku a dusíku. Přední místo v této souboru polutantů zaujímají oxidy síry, z nichž za významnější se pokládá SO_2 a méně významný SO_3 . Oxid siřičitý SO_2 je emitován z každého spalovacího procesu, při němž se spaluje palivo s obsahem síry. Podle typu spalovacího zařízení se až 80 % síry dostává do ovzduší, zbytek se váže v popelu.

Z oxidů dusíku, které znečišťují ovzduší, jde zejména o oxid dusný N_2O , oxid dusnatý NO , oxid dusičitý NO_2 , oxid dusičný N_2O_5 a oxid dusitý N_2O_3 . Nejvýznamnější jsou NO a NO_2 , souhrnně označované NO_x . Na emisích NO_x se kromě energetiky podílí významně především doprava a lokální topeniště. Ve vyspělejších zemích je podíl dopravy na emisích NO_x dokonce vyšší než podíl energetiky. Oxidy dusíku NO_x jsou dráždivé plyny, napadající dýchací cesty a sliznici očí. NO_2 je plicním a krevním jedem.

2.1.1 Znečištění ovzduší

Procesy znečišťující ovzduší

Procesem, produkujícím v největší míře látky znečišťující ovzduší (škodliviny), je spalování. Spalování se uskutečňuje jednak řízeně v technických zařízeních, jednak nekontrolovaně, např. na skládkách. Zdrojem znečištění mohou být i některé technologické procesy, které nejsou založeny na spalování. Do skupiny hlavních procesů produkujících škodliviny patří:

- spalování v ohništích a hořácích v kotlích, používaných k výrobě tepelné energie v tepelných elektrárnách, teplárnách, výtopnách a lokálních topeništích,
- některé tepelné procesy v metalurgickém průmyslu, strojírenství, chemickém průmyslu, při výrobě cementu, vápna, v obalovnách živičných drtí,
- spalování odpadů s ohništi přizpůsobenými spalovaným materiálům, se zapalovacími a přídatnými hořáky,
- spalování v motorech (vznětových i zážehových), ve spalovacích turbínách pro pohon dopravních prostředků (silničních, kolejových vozidel, letadel, lodí i stavebních a zemědělských strojů),
- nekontrolované spalování domácích, stavebních a demoličních odpadů, hořící haldy, palení skládek, spalování v zemědělství.

Druh a množství emisí² v ovzduší závisí na použitém palivu, technickém řešení spalovacího

² Exhalace, které byly emitovány do ovzduší a nevstoupily do chemické reakce, se nazývají emise. Jakmile v atmosféře zareagují, dojde k jejich kvalitativní změně (mění se na imise). Část imisí zůstává ve vzduchu, část se jich usazuje na zemském povrchu. Tomu co se usazuje na zemi se říká atmosférická depozice. Udává se v $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{rok}^{-1}$. Podle cesty jak se dostává na zemský povrch se dělí na depozici mokrou a suchou. Mokra depozice je spojena se srážkami. Při suché depozici se škodliviny přenáší na zemský povrch sedimentací (např.

zařízení (konstrukčním uspořádání ohniště, spalovacím prostoru, hořáku, palivovém systému, způsobu zapalování) a formě řízení spalovacího procesu.

Hlavní znečišťující látky, které se uvolňují při spalování do ovzduší, jsou:

- částice, převážně tuhé, z malé části i kapalné,
- oxidy síry SO_x , převážně SO_2 , z malé části SO_3 ,
- oxidy dusíku NO_x , převážně NO , z malé části NO_2 ,
- těkavé organické látky VOC, především uhlovodíky C_xH_y ,
- oxid uhličitý CO_2 a uhelnatý CO .

Úroveň znečištění ovzduší

Aby bylo možné objektivně hodnotit míru znečištění ovzduší, jsou pro jednotlivé škodliviny stanoveny přípustné koncentrace. Je přitom nutné rozlišovat, jedná-li se o koncentrace škodlivin z hygienického³, nebo ekologického hlediska a nebo z hlediska vlivu znečištěné atmosféry na technické materiály.

Koncentrace látek znečišťujících ovzduší se udávají jako krátkodobé (3 hodinové), 24 hodinové a roční. Pro hlavní znečišťující látky se stanovují roční imisní limity. Např. pro SO_2 je tento imisní limit $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, pro NO_x $80 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a pro prašný aerosol $60 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$. Přípustné koncentrace nejzávažnějších dalších škodlivin v ovzduší jsou uvedeny v tab. 1.

Škodlivina		Průměrná	Krátkodobá
		(μg·m ⁻³)	
Amoniak	NH_3	200	300
Fenol	$\text{C}_6\text{H}_5\text{OH}$	10	10
Fluor	F	35	20
Formaldehyd	HCHO	5	50
Chlor	Cl_2	30	100
Oxid uhelnatý	CO	1000	6000
Sírouhlík	CS_2	10	30
Sírovodík	H_2S	8	8

Tab. 1 Přípustné koncentrace nejzávažnějších škodlivin v ovzduší

Při dvojnásobném překročení imisního limitu na několika monitorovacích stanovištích se podle vyhlášky o smogovém varovném a regulačním stupni postupně vyhlašuje stupeň pohotovosti a regulace provozu hlavních znečišťovatelů včetně omezování dopravy. Na území ČR jsou informace o znečištění SO_2 , NO_x a poléťavým prachem zjišťovány pomocí monitorovací sítě. Na územích nesledovaných monitorovacími stanicemi se pro výpočet znečištění využívá podkladů REZZO.

Na základě dlouhodobého sledování byly v EU pro významné složky znečištění prostředí definovány kritické zátěže, jako nejvyšší depozice dané sloučeniny, která nezpůsobí chemické změny vedoucí k dlouhodobým škodlivým účinkům na ekosystémy. Na základě těchto kritických zátěží byly stanoveny limity imisí pro jednotlivé druhy znečištění ovzduší (tab. 2).

poléťavým prachem).

³ Světová zdravotnická organizace WHO pro dlouhodobé průměry doporučuje u SO_2 $75 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$, pro NO_2 $50 \mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ a $12,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ u prachu.

	Koncentrace $\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$	
	SO_2	NO_x
UAT (horní limit)	20	24
LAT (dolní limit)	8	19,5
	zimní průměr	roční průměr

Tab. 2 Horní a dolní limitní hodnoty znečištění pro ochranu vegetace a ekosystémů

Popis hlavních škodlivin

Oxid siřičitý (SO_2)

Vzniká převážně při spalování uhlí a ropy, u nichž obsah síry kolísá v rozmezí 0,5 až 6 %. Při spalování se do ovzduší dostává v relativně malé míře i oxid sírový SO_3 (u uhlí 3 až 5 % z celkového obsahu siřičitých sloučenin ve spalínách, u topných olejů až 8 %). V atmosféře SO_2 oxiduje na SO_3 . Doba reakce závisí na vlhkosti vzduchu a přítomnosti tuhých částic, které urychlují oxidaci. Proces trvá v rozmezí od 2 do 4 dnů. Ve vlhkém a zaprášeném ovzduší proběhne oxidace více než poloviny SO_2 .

Oxidaci SO_2 na SO_3 podporuje ultrafialové záření. SO_3 velmi rychle reaguje s H_2O na kyselinu sírovou H_2SO_4 (kyselý déšť). SO_2 se může chemickými změnami v atmosféře přetransformovat na aerosolové částice síranu SO_4^{2-} .



Síra v ovzduší (ve formě plynu SO_2 nebo jako částice SO_4^{2-}) způsobuje u lidí dýchací potíže, dráždí sliznici, zvyšuje alergii. U rostlin narušuje buňky a proces fotosyntézy (zvláště u smrkových a borových porostů). V podobě kyselých dešťů mění chemizmus půdy.

Oxidy dusíku (NO_x)

Na mnoha reakcích v atmosféře se podílejí sloučeniny dusíku, obsahující ve své molekule kyslík. Význam těchto sloučenin, označovaných jako NO_x , vzrůstá v souvislosti rostoucím tlakem na odsířování. Např. oxid dusnatý (NO) se podílí na procesu oteplování zemského povrchu a chlornan nitrilu (ClONO_2) je iniciátorem efektu „ozónová díra“. V atmosféře se ale v plynné formě nacházejí další dusíkaté oxosloučeniny (oxid dusný, oxid dusnatý, oxid dusičitý, kyselina dusitá a dusičná). Dále to jsou NO_3 , oxidy dusičný a dusitý, kyselina peroxodusičná a další.

Oxid dusný (N_2O) je do atmosféry emitován v převážné míře z přírodních zdrojů. Principiálně se tvoří bakteriálními reakcemi v půdě. Uvolňuje se po aplikaci dusíkatých hnojiv a jeho tvorba je spojována s procesem odlesňování tropických porostů. K dalším zdrojům oxidu dusného patří procesy hoření biomasy a spalování fosilních paliv. Oxid dusný patří ke sloučeninám působících greenhouse efekt a z 6 % se podílí na celkovém efektu oteplování zemské atmosféry.

Oxid dusnatý (NO) je do atmosféry emitován jak z přírodních, tak z antropogenních zdrojů. Přestože vzniku oxidu dusnatého je proces velmi jednoduchý, jedná se o komplikovanou chemickou reakci probíhající ve dvou stupních:



Výtěžek reakce závisí na teplotě při spalování fosilního paliva, které obsahuje sloučeniny dusíku.

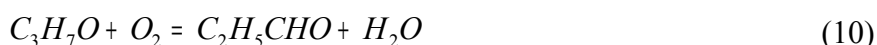
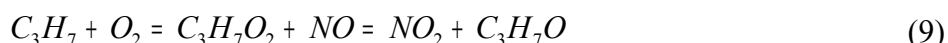
Oxid dusičitý (NO₂) je společně s oxidem dusnatým emitován do atmosféry při spalovacích procesech v přibližném poměru 7:9. Teoreticky se může tento oxid dusíku tvořit oxidací oxidu dusného z atmosféry kyslíkem podle vztahu:



Vzhledem k mechanismu této reakce je příspěvek vzniklého oxidu dusičitého k jeho celkovému obsahu v atmosféře zanedbatelný. V atmosféře se oxid dusičitý tvoří hlavně reakcí:



Tato reakce probíhá v atmosféře do 9 dnů po emisi NO a je nastartována oxidem uhelnatým, nebo přítomností organických látek:



Oxid dusičitý představuje hlavní dusíkatou škodlivinu v atmosféře a spolu s oxidem dusnatým je považován za primární polutant. Další dusíkaté oxosloučeniny jsou sekundárně se tvořící polutanty.

Zdroji primárních NO_x polutantů je:

- spalování fosilních paliv,
- spalování biomasy,
- působení elektrického výboje (blesk),
- mikrobiální aktivita v půdách,
- oxidace amoniaku,
- fotolytické a biologické procesy v oceánu,
- transport ze stratosféry.

Rozdělení oxidů dusíku v atmosféře je vysoce nehomogenní. Mění se vzdáleností od místa znečištění a s meteorologickými podmínkami. Palivový NO_x vzniká oxidací dusíku, který je součástí molekul paliva. Různá paliva se vyznačují rozdílným obsahem dusíku. Zemní plyn neobsahuje téměř žádný dusík, na rozdíl od některých druhů uhlí, kde je ho až 3 % hmotnosti.

Oxid dusičitý je základní příčinou vzniku fotochemického smogu. Kyselina dusičná HNO₃ se podílí na vzniku kyselých dešťů a podporuje rozvoj korozních procesů. U lidí NO₂ působí dráždivě na oči i dýchací cesty a snižuje odolnost proti virovým onemocněním. U rostlin narušuje rostlinné buňky.

Oxid uhelnatý (CO)

Oxid uhelnatý vzniká při nedokonalém spalování, které může být způsobeno vlivem:

- nedostatku kyslíku,
- nízké teploty plamene,
- krátké doby setrvání spalin při dostatečně vysoké teplotě,
- nízké turbulence ve spalovacím prostoru.

Optimální podmínky pro spalování jsou obecně lépe vytvořeny u stacionárních topenišť, než u mobilních spalovacích zařízení (motorů dopravních prostředků). Proto je podíl emisí CO ze

stacionárních zdrojů nižší než u mobilních zařízení. CO je plyn relativně stabilní. Doba jeho setrvávání v atmosféře je kolem 4 měsíců. Při atmosférických chemických reakcích CO přispívá k transformaci NO a k tvorbě fotochemického smogu. Výrazná emise CO je ve městech a v okolí frekventovaných komunikací.

Při vdechování se CO váže v krvi s hemooglobinem na karboxyhemoglobin (COHb). Důsledkem je nedostatečné okysličování krve. Obsah COHb určuje stupeň poškození lidského zdraví. Za nevýznamné se považuje zvýšení obsahu COHb na 2,5 %. Tato hodnota může být podstatně překročena při 2 až 3 hodinovém pobytu na nedostatečně větraných komunikacích s intenzivní dopravou (v centrech velkoměst). Běžně CO vyvolává pocity únavy a vyčerpání. Při rostoucí koncentraci CO v ovzduší a chemických přeměnách podněcuje tato škodlivina skleníkový efekt.

Těkavé organické látky

Těkavé organické látky (VOC) je souhrnné označení pro snadno odpařitelné, převážně zdraví škodlivé látky. Typickým představitelem VOC jsou uhlovodíky C_xH_y (organické sloučeniny složené pouze z uhlíku a vodíku). Uhlovodíky se používají jako paliva, maziva, pohonné hmoty, rozpouštědla nebo výchozí látky pro výrobu jiných sloučenin. Ke znečišťování ovzduší dochází při jejich výrobě a skladování. V rafineriích uniká z nádrží 1 až 2 % skladovaného množství. Velké množství VOC se dostane do ovzduší jako důsledek provozu motorových vozidel.

V městských aglomeracích se vyskytuje v ovzduší isobuten, butan, isopentan (alifatické C_xH_y) a toluen, benzen, xylen, henzopyren (aromatické C_xH_y). Prokazatelně karcinogenně působí 7,8-benzopyren, který se vyskytuje v černouhelném dehtu, v kouři a spalinách při nedokonalém spalování. Je obsažen i ve spalinách spalovacích motorů.

Částice

Pod pojem částice zahrnujeme jakýkoliv tuhý (pevný) nebo kapalný dispersní materiál, jehož elementy mají rozměr větší než řádový rozměr molekul (průměr větší než cca 0,0002 μm) a menší než asi 500 μm . Průmyslová zařízení produkují částicové materiály mnoha způsoby. Rozptýlením částic v atmosféře vznikají aerodisperzní směsi, označované podle svého vzniku jako:

Aerosol ⁴	obecný pojem pro částice rozptýlené v ovzduší.
Prach	tuhé částice vzniklé převážně mechanickým způsobem (drcením, mletím, broušením, otěrem). Jako prach se v technické praxi označují všechny tuhé částice rozptýlené v ovzduší.
Popílek	tuhé částice ve spalinách z topenišť, spalovacích zařízení na nízkokalorické uhlí (částice o velikosti 1 až 100 μm).
Kouř, saze	jemné tuhé částice (o velikosti 0,01 až 0,5 μm) vzniklé při nedokonalém spalování, skládající se převážně z uhlíku.
Dým	jemné tuhé částice (o velikosti 0,1 až 1 μm) vzniklé při oxidačních procesech kondenzací látek vypařovaných za tepla (při svařování, tavení kovů).

⁴ Prašný aerosol je sledován jako celkový spad (SPM) nebo jeho určité frakce s částicemi o velikost do 10 μm nebo do 2,5 μm .

Mlha	aerodisperzní směs kapalných částic o velikosti 0,1 až 30 μm , vzniklá buď kondenzací plynné fáze, nebo rozrušením většího objemu tekutiny. Kromě mlhy, vznikající kondenzací vodních par, se vyskytují ve výrobních halách (obrobnách) mlhy olejové a mlhy tvořené částicemi řezných kapalin používaných při obrábění kovů.
Smog	pojem odvozený z anglických slov „smoke“ (kouř) a „fog“ (mlha) se původně vztahoval pouze na aerodisperzní směs částic. Nyní zahrnuje soubor částicových i plynných příměsí intenzívně znečišťujících ovzduší v průmyslových a městských aglomeracích.

Částice větších rozměrů (než 10 μm) se v ovzduší vlivem gravitačních sil poměrně rychle usazují (pro 10 μm je pádová rychlost asi 20 $\text{cm}\cdot\text{min}^{-1}$). Částice o rozměru menším než 0,1 μm se pohybují na základě Brownova pohybu. V atmosféře to vede k jejich koagulaci, zvětšování rozměrů a posléze k sedimentaci.

Lidský organizmus se brání proti prachovým částicím tak, že částice větších rozměrů než 10 μm a podstatná část částic v mezích 2 až 5 μm se zachytí při vdechování v nose. Do plicních sklípků se dostávají částice menší než 1 μm . Část jemných částic je zpět vydechována. Rozpustné částice jsou krví zanášeny do ostatních částí těla. Nerozpustné částice se usazují v lymfatických žlázách. Účinky prachových částic se odvozují od chemického složení (toxické, fibrogenní).

2.1.2 Důsledky znečištěné atmosféry

Kyselé deště

Při vymývání exhalátů, především oxidu síry a dusíku, narůstá kyselost srážek. Tento jev byl pozorován již v 17. století v Anglii, kde J. Smith roku 1872 v publikaci „Vzduch a srážky – začátek chemické klimatologie“ poprvé použil termín kyselý déšť. Rostoucí vliv antropogenní činnosti způsobuje nárůst kyselých dešťů. U nás se pohybuje hodnota pH dešťů od 4,0 do 4,3. V literatuře je jako maximum uveden déšť s hodnotou pH 2,0, který spadl v průmyslovém

centru Wheeling v USA roku 1978. Kyselé deště s ostatními druhy znečištění ovzduší představují velké ohrožení životního prostředí.



Obr. 5 Průměrné hodnoty pH ve srážkové vodě v Evropě

Normální kyselost srážek se pohybuje okolo hodnoty 5,6. Jestliže je srážková voda mineralizována částicemi, které se dostaly do atmosféry větrnou erozí (pouštní písky), může mít reakci slabě alkalickou. Původně se kyselé deště pozorovaly okolo průmyslových center. Později růstem emisí a výstavbou vysokých komínů imitováním kapacity vymývání na území se rozsah kyselých dešťů rozšiřoval, až přesáhl regionální charakter. Na obr. 5 je znázorněná relativní citlivost evropského ekosystému na kyselé deště.

Kyselá srážky způsobují redukci neutralizační kapacity některých živin v půdě a v konečném důsledku způsobují acidifikaci půdy. Těmto vlivům výrazně podléhají především půdy s žulovým podkladem. V půdách s malou tlumivou kapacitou mohou kyselá deště způsobit uvolnění kovů, hlavně rtuť. Kyselost půdy, a tím i kyselost povrchových a podzemních vod, je výrazně ovlivňována způsobem obhospodařování půdy. Od kyselosti půdy se odvozuje kyselost podzemních vod. Kyselá podzemní voda se vyskytuje ve více oblastech Evropy. Pokles alkality způsobuje zvýšenou koncentraci některých prvků Al, Cu, Zn, Cd často 10 až 100 násobně.

Závažné ekologické důsledky má vliv kyselých srážek na vegetaci. Zřetelně se to projevuje na zániku mechů, lišejníků a na oslabování odolnosti lesů proti přirozeným škůdcům. V České republice se tento vliv projevil nejvíce v Krušných horách, Jizerských horách. Škody na lesích u nás způsobují nejvíce plynné emise z blízkých zdrojů. Kyselá deště tento stav potencují. Vztah mezi kyselými srážkami a zemědělskou produkcí zatím nebyl plně objasněn.

Kyselá srážky mají negativní následky nejen na životní prostředí ale i na stavební díla a technická zařízení. U stavebních materiálů, především omítek, vápenců a pískovců způsobují kyselá srážky korozi těchto materiálů. Dochází tak k nenávratným historickým ztrátám (např. athénská Akropolis). Kyselá deště jsou stimulatory korozních procesů kovových konstrukcí, stožárů, mostů apod.

Ozón a ozónová vrstva

Ozón se vyskytuje v zemské atmosféře ve dvou úrovních, buď při povrchu naší planety, nebo ve stratosféře (obr. 6). Přítomnost ozónu v atmosféře má na život na Zemi jak kladný, tak záporný vliv.

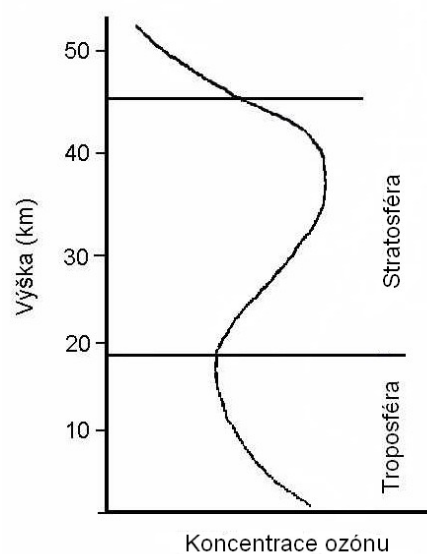
V přízemní vrstvě působí ozón záporně, jako jedovatá a škodlivá látka. Ačkoliv výskyt přízemního ozónu (např. po bouřce) je naprosto přirozený proces, vlivem antropogenní činnosti se ale koncentrace ozónu v přízemní vrstvě výrazně zvyšuje. V městském prostředí jsou koncentrace ozónu podstatně vyšší a lokálně silně ovlivněné automobilovou dopravou.

Vrchní vrstva ozónu má naopak kladný vliv na životní prostředí. Asi 90 % ozónu v zemské atmosféře se nachází právě ve stratosféře, což je pás ovzduší ve výšce 15 až 50 kilometrů nad povrchem Země. Tato ozónová vrstva pohlcuje škodlivé a pro lidský organismus nebezpečné ultrafialové záření dříve, než se dostane k zemskému povrchu.

Vrchní ozónová vrstva

Sluneční záření a zemská atmosféra

Od Slunce a z kosmického prostoru se šíří směrem k Zemi elektromagnetické vlnění různých vlnových délek. Maximum slunečního záření dopadajícího na Zemi se nachází v oblasti vlnové délky 0,5 μm . Energetické záření přicházející od Slunce do zemské atmosféry se jednak odráží nazpět do meziplanetárního prostoru (30 %), jednak absorbuje v atmosféře (19 %) a dopadá na povrch Země (57 %).



Obr. 6 Rozdělení koncentrace ozónu v atmosféře Země

Na zemský povrch nedopadá ale celá škála ultrafialového záření. Část záření je v zemské atmosféře zachycena stratosférickou ozónovou vrstvou. V atmosféře se ozón vytváří podle vztahu:



Ozón s kyslíkem vytváří v zemské atmosféře štít, zamezující průniku některých spektrálních pásem. Ultrafialové záření UV A (0,315 μm - 0,400 μm) atmosféra propouští, záření UV B (0,281 μm - 0,315 μm) a záření UV C (0,100 μm až 0,281 μm) je absorbováno ozónovou vrstvou. Za normální situace je podíl ultrafialového záření na celkovém slunečním záření dopadajícím na povrch Země okolo 5 %.

Vrchní ochranná ozónová vrstva, tvoří pruh široký 25 kilometrů. Celkové množství stratosférického ozónu se udává v Dobsonových jednotkách⁵. Vrstva ozónu není nijak zvlášť hustá. Na povrchu Země by tvořila pouhé tři milimetry (300 DU). Celkové množství ozónu se mění v závislosti na čase i zeměpisné poloze. Krátkodobě, ze dne na den se množství ozónu mění v souvislosti s vývojem počasí. Tyto výkyvy, v rozmezí několika dnů, mohou dosahovat až několika desítek procent. Dlouhodobý průměr má maximum na jaře (kolem 390 DU), zatímco koncem léta a začátkem podzimu klesá až pod 300 DU. Co se týče prostorového rozložení, přirozený stav je takový, že nejméně ozónu je nad rovníkem (méně než 200 DU). Směrem k pólům celkové množství ozónu vzrůstá.

V posledních desetiletích je ozónová vrstva vystavena značnému nebezpečí. Zejména na jaře nad některými oblastmi naší planety (Antarktida, Austrálie, Jižní Amerika) se ozónová vrstva povážlivě ztenčuje. V roce 1985 byla nad Antarktidou objevena velká oblast intenzivního ztenčení vrchní vrstvy ozónu ve stratosféře nazvané jako „ozónová díra“. Bylo zjištěno, že ozónová vrstva se v této oblasti ztenčila až o 40 %, nad mírným pásmem o 6 - 7 % a v průměru nad celou planetou o 5 %. V únoru 1989 byl za uskutečněn velký Arktický letecký stratosférický experiment. Z jeho závěrů vyplynulo, že rozsah poškození ochranné ozónové vrstvy nad severním pólem je přibližně padesátkrát větší, než se předpokládalo.

Záření, které není zachyceno ozónovou vrstvou, má přímý dopad na lidské zdraví. Vyvolává snižování imunitního systému, kterým se organismus brání proti nemocím. Je příčinou dnes nejrozšířenějšího druhu rakoviny (kůže). Významně ohrožuje zrak (sněžná slepota). Odhaduje se, že na každé jedno procento, o které se sníží koncentrace vrchní ozónové vrstvy, naroste o 5 % nových případů rakoviny kůže. Daleko největší výskyt rakoviny kůže je zaznamenáván v Austrálii, kde se mezi 17 milióny obyvatel objevuje každý rok asi 140 000 nových případů a zhruba tisíc osob za stejné období na toto onemocnění umírá. Právě nad Austrálií se vyskytuje jedna z největších ozónových děr. Chilští vědci hovoří v případě města Punta Arenas, které je největší aglomerací na světě a ležící přímo pod ozónovou dírou, jako o AIDS přicházejícím z oblohy.

Vyšší hodnoty ultrafialového záření, které v důsledku ztenčující se ozónové vrstvy dopadají přímo na zemský povrch, mohou poškodit plankton v mořích, jezerech a řekách a tak narušit potravní řetězec. Neblaze působí UV záření také na buněčnou strukturu rostlin.

Látky ohrožující vrchní ozónovou vrstvu

Chlorfluoruhlodíky

Podstatnou část viny na zeslabování ozónové vrstvy nesou průmyslové vyráběné

⁵ Dobsonova jednotka je celkové množství ozónu, které by při tlaku na zemském povrchu tvořilo vrstvičku 0,01 mm.

chlorfluoruhlodíky (CFC), známé pod obchodním názvem freony⁶.

CFC našly v průběhu let široké uplatnění jak v průmyslu, tak v domácnostech (tab.3). Jejich významnou vlastností je, že na rozdíl od jiných organických látek nejsou hořlavé a jedovaté. Každá molekula těchto látek vyniká úžasnou stabilitou. V atmosféře může zůstat až 130 let, aniž se rozpadne. Od 30. let, kdy se poprvé podařilo freony připravit, jejich množství v atmosféře neustále stoupl. Téměř 95 % vyrobených freonů se dostává do ovzduší zejména vlivem používání. Do ovzduší unikají freony i během výroby. Přitom nejde o zanedbatelné množství.

Komerční název	Chemické složení	Způsob využití
CFC-11	Trichlórofluorometan	aerosoly
CFC-12	Dichlórodifluorometan	rozpouštědla
CFC-113	Trichlórofluoroetan	chladničky
CFC-22	Monochlórodifluorometan	klimatizace
Halon-1211	Bromochlórodifluorometan	hasící přístroje
Metylochloform	1,1,1,-trichloretan	rozpouštědla
Tetrachlor	-	čistící prostředky
HCFC-22	Chlorodifluorometan	nadouvadla

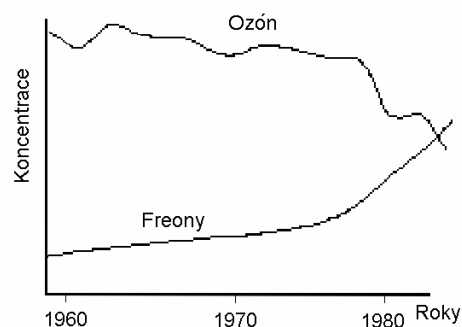
Tab. 3 Příklady použití freonů

Poprvé byly freony použity jako hnací náplně do sprejů na rozprašování DDT proti komárům během bojů amerických vojáků v džungli za druhé světové války⁷. Svě uplatnění našly později jako nosiče parfémů v podobě laků na vlasy, pěn na holení, dezodorantů apod. V poválečném období se používání fluorochloruhlodíků do sprejů obrovsky rozšířilo, především pro jejich vynikající schopnost vytvářet bohatou „mlhu“ kosmetického nebo nátěrového prostředku už těsně za ústím trysky.

V nízkých vrstvách atmosféry se freony nerozkládají. I když jsou těžší než vzduch, dostávají se vlivem proudění vzduchu do stratosféry. Přitom rychlost tohoto pohybu je poměrně malá. Když jsou ve více než dvacetikilometrových výškách a nastanou-li vhodné fyzikální podmínky (nízká teplota a UV záření) dochází ke vzniku stratosférických mraků, ve kterých vlivem silného ultrafialového záření dochází k rozkladu freonu a k uvolňování chlóru nebo fluoru. Ten za normálních podmínek reaguje s oxidy dusíku a s vodou.

Mechanismus destrukce ozónové vrstvy má svůj nebezpečný časový faktor, daný stabilitou freonů v atmosféře. Ukazuje se, že freony budou rozkládat ozón popsáním způsobem ještě za padesát až sto let. Na obr. 7 je ukázána časová závislost stoupající koncentrace freonu a tomu odpovídající pokles ozónu v atmosféře.

Nebezpečné vlastnosti CFC vedou k tomu, že jsou pro průmyslové procesy hledány náhrady. Jednou z nich by měl být HCFC. Je označován jako CFC druhé generace. Má ale jen o 2 až 10 % nižší



Obr. 7 Závislost úbytku ozónu na stoupající koncentraci freonu v atmosféře

⁶ Obsahuje-li molekula plynu pouze fluór, chlór a uhlík jedná se o plně halogenovaný plyn CFC (např. CFC 11, R-11, CFC-12, R-12). Obsahuje-li molekula navíc vodík používá se značení HCFC (R-22). Pro plyny, které neobsahují chlór se používá značení HFC (R 134a).

⁷ Asi čtvrtina světové produkce freonů se používá na výrobu čistících prostředků a pěnových materiálů (nadouvadla). Pro své vlastnosti (nehořlavost) se freony používají i jako hasivo.

ničivou účinnost než CFC. Plyn HCFC potencionálně neohrožuje ozónovou vrstvu, vyznačuje se však určitým skleníkovým efektem.

Vzhledem k tomu, že tlak na vyloučení freonu z technických aplikací je velmi silný, musí být řešena i jejich ekologická likvidace. V úvahu přichází:

- vysokoteplotní spalování,
- krakování v reaktoru,
- oxidace v plynné fázi,
- nastříkávání do cementárenských pecí,
- spalování v rotačních pecích.

Ekologicky musí být likvidovány nejenom použité freony, ale i freonové odpady, odpadní oleje a odpadní pěnové materiály obsahující CFC.

Oxid dusný

Dalším klíčovým plynem, z hlediska vrchní vrstvy ozónu, je oxid dusný (N₂O), známý pod označením rajský plyn. I když pochází hlavně z vegetace, vypouštějí jej do ovzduší ve stále větším množství i automobily a elektrárny na fosilní paliva (zejména na uhlí). Určitá část rajského plynu se dostává do atmosféry i z umělých hnojiv, obsahujících dusík. Stejně jako freony má i oxid dusný poměrně dlouhou životnost. V atmosféře může přečkat až 150 let. Do stratosféry se dostává obdobně jako freony.

Legislativa a ochrana vrchní ozónové vrstvy

Na konferenci Organizace Spojených národů v Montrealu v září 1987 podepsali zástupci 24 států mezinárodní dokument o postupném snižování používání chemických látek, které narušují ochranný ozónový obal ve vrchních vrstvách atmosféry. Dohoda stanovila, že horní hranice výroby freonů zůstane na úrovni roku 1986 a do roku 1999 se sníží na polovinu. V pozdějších letech doznaly podmínky protokolu určitých změn v podobě tzv. londýnského dodatku, kterým se jednak rozšířil počet látek, na které se opatření vztahuje, a také se zkrátily termíny omezování spotřeby freonů.

V prosinci 1991 se členské státy Evropského společenství zavázaly, že do roku 1995 zastaví výrobu freonů úplně. Těže opatření přijaly v únoru 1992 i Spojené státy, země s největší spotřebou i výrobou freonů, a Japonsko. Československo podepsalo Montrealský protokol v červnu 1990.

Přízemní ozónová vrstva

Zvyšující se hladina přízemní vrstvy ozónu přispívá ke vzniku dalších ekologických problémů, a to kyselých dešťů a skleníkového efektu. Na rozdíl od jiných znečišťujících látek O₃ nevychází přímo z výfuků aut nebo továrních komínů. Ozón se tvoří v atmosféře jen tehdy, jestliže na slunečním světle na sebe vzájemně působí určité znečišťující látky (primární polutanty). Mechanismus vzniku ozónu je následující:



K tomuto procesu přispívá zejména sluneční záření vlnových délek 147 a 129,6 nm. Protože pro vznik O₃ je nezbytná přítomnost dalších znečišťujících látek v atmosféře ještě před tím, než se vůbec ozón začne vytvářet, je ozón nazýván sekundárním polutantem.

Vysoké koncentrace ozónu v přízemní vrstvě vznikají zejména v průběhu slunečného dne ve velkých městech, nebo v jejich blízkosti (fotosmog). Zvláště proslulé je právě díky ozónu a zvláštnímu druhu smogu americké město Los Angeles (tab.4).

Škodlivina	Koncentrace ($\mu\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$)
CO	5,7 – 28,6
NO _x	0,36 – 1,11
SO _x	0,13 – 6,55
O ₃	0,39 – 1,04

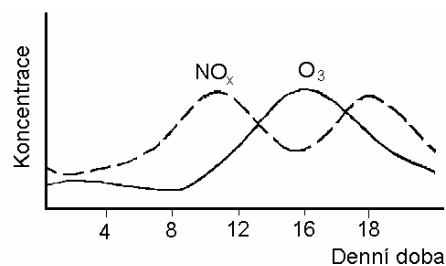
Tab. 4 Složení smogu v Los Angeles

Jeden z posledních poznatku ukazuje na to, že ozón se tvoří zejména v okolí měst se 100 000 a více obyvateli. Charakteristickým rysem ozónu vznikajícího v přízemní vrstvě je to, že může být přenášen větrem na velké vzdálenosti (až stovky kilometrů).

Při teplotách kolem 0 °C, vysoké vlhkosti vzduchu a inverzní situaci dochází ke vzniku smogu redukčního. Za normálních atmosférických podmínek se cirkulací vzduchu udržuje nad povrchem dynamická rovnováha teplot. Slunce ohřívá zemský povrch, od toho se ohřeje vzduch v přízemní vrstvě a stoupá vzhůru.

Zde předá teplo a klesá zpět dolů. Současně s touto cirkulací teplého vzduchu se do vyšších vrstev atmosféry dostávají škodliviny, které se zde postupně rozptýlí a vlivem samočisticí schopnosti atmosféry se zlikvidují. Ve dnech, kdy nastává teplotní inverze (zejména v zimních měsících), se v údolích, pánvích a kotlinách zastaví vlivem nedostatečného prohřívání zemského povrch vertikální cirkulace. Nad inverzní krajinou vznikne příkrov nepohyblivého vzduchu, což neumožňuje odvod škodlivin. Protože primární polutanty nemohou uniknout, jejich koncentrace nebezpečně stoupá a vytváří se podmínky pro vznik ozonu.

Mezi hlavní znečišťující látky, které se podílí na vzniku ozónu v přízemní vrstvě, patří zejména oxidy dusíku (NO_x) a nespálené uhlovodíky. Důležitým zdrojem obou znečišťujících látek je silniční doprava. Ozón se působením těchto látek nevytváří okamžitě, ale až po určité době. Mezi tím totiž znečišťující látky reagují na sluneční světlo. Jak ukazují výsledky měření z různých zemí světa, může se objevit tato zvýšená koncentrace ozónu až za několik hodin (obr.8).



Obr. 8 Časový průběh vzniku ozónu v přízemní vrstvě

Ozón může vznikat i působením některých elektrických zařízení. Vysokou koncentraci O₃ může produkovat špatně udržovaný kopírovací přístroj (xerox), zvláště je-li umístěn v nevětrané místnosti.

Koncentrace ozónu nezůstává v přízemní vrstvě stále stejná. To ale neznamená, že při výskytu smogových situací nedochází k ohrožení lidského zdraví. I krátkodobé vdechování ozónu může působit škodlivě. Při pobytu v prostředí s vysokou koncentrací ozónu dochází k bolestem hlavy, kašli, plicním potížím. Světová zdravotnická organizace doporučuje maximální hodinové dávky 80 ppb (tab. 5).

Koncentrace O ₃ (ppb)	Příznaky
50	bolení hlavy
150	podráždění očí
270	kašel
290	plicní potíže

Tab. 5 Zdravotní potíže vyvolané různou koncentrací ozónu

Ozón působí degradačně i na různé materiály. Vyšší koncentrace O₃ má vliv na zvýšení degradace především organických materiálů (nátěry, dřevo). Ozón může narušovat tkaniny a další textilní výrobky. Může způsobovat vyblednutí barev apod.

Skleníkový efekt

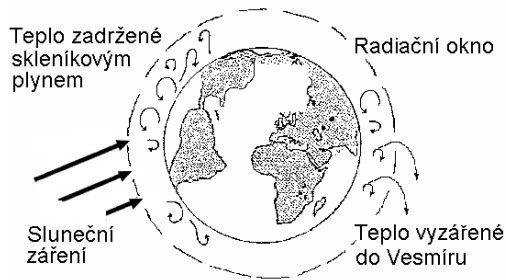
Pokud by byl zemský povrch stejnorodý, teplý vzduch by stoupal z oblasti rovníku a rozléval by se směrem k pólům. Na jeho místo by se tlačil studený vzduch z vyšších zeměpisných šířek. Cirkulace vzdušných mas na obou polokoulích by byla podobná. Díky velkému množství vzájemně se kombinujících faktorů je však proudění hlavních vzdušných mas podstatně složitější. Hlavní příčinou pohybu vzduchu jsou rozdíly teplot. Ty vznikají nerovnoměrným ozářením Země Sluncem během denních a ročních období, nestejně rozložení pevnin a oceánů, různá odrazivost povrchu vody, ledovců, pevniny i oblaků, rotace Země či tření vzdušných mas o její povrch. Kromě těchto stabilních faktorů hraje roli i celá řada nepravidelných vlivů – náhlé změny sluneční aktivity nebo sopečná činnost.

Jedním ze základních procesů, který udržuje na Zemi poměrně stálé teplotní podmínky vhodné pro život, je mechanismus průniku, zadržování a výdeje slunečního záření přes atmosféru. Všeobecně je znám pod pojmem skleníkový jev. Od Slunce k Zemi směřuje neustálý proud elektromagnetického záření širokého spektra, od krátkovlnného kosmického záření až po dlouhé rádiové vlny. Většina krátkovlnného a dlouhovlnného záření je však pohlcena v atmosféře. Světelné záření se částečně odráží od vrchních vrstev atmosféry, ale jeho značná část proniká na zemský povrch. Zde se opět část záření odráží (zejména od vodní hladiny a od sněhu a ledu), ale většina je pohlcena povrchem Země. Ten se díky tomu zahřívá. Země tedy sálá teplo (infračervené záření), které ovšem neprochází atmosférou do kosmického prostoru snadno jako záření světelné. Infračervené záření je některými plyny v atmosféře po určitou dobu zachycováno a vysíláno zpět k povrchu Země i do kosmického prostoru.

Plyn	Účinnost (%)
vodní pára	62
oxid uhličitý	22
troposférický ozón	7
oxid dusný	4
metan	2,5
ostatní plyny	2,5

Tab. 6 Podíl plynů na přirozeném skleníkovém efektu

Nejde proto o pohlcování a hromadění tepla v atmosféře, ale o snížení jeho úniku zpět do kosmického prostoru. Stejně množství energie, které Země od Slunce přijímá, vyzařuje opět do kosmického prostoru. Rovnováha mezi příjmem a výdajem je ustálena na úrovni, kdy přízemní vrstvy atmosféry jsou vlastně ohřáté dočasně zadrženým teplem. Protože je účinek těchto plynů připodobňován k efektu skel kryjících skleníky (světlo sklem skleníku prochází bez větších překážek, zahřívá půdu ve skleníku, ale teplo sklem prochází jen v omezené míře a pomalu), nazývají se skleníkové plyny. Patří mezi ně především vodní pára, oxid uhličitý, metan, ale i další složky atmosféry (tab. 6).



Obr. 9 Radiační okna Země

vlnové délce 7 až 12 μm). Částečně toto radiální okno zakrývá O_3 . Tímto mechanismem je zajištěna rovnováha mezi přicházející a odcházející energií a je udržována stálá teplota na povrchu Země. Schématické znázornění tepelného vyzařování Země a mechanismu působení radiálních oken je na obr.9.

Podle teoretických výpočtů by měla být rovnovážná efektivní teplota atmosféry u povrchu Země 255 K. Vlivem skleníkového efektu je skutečná efektivní teplota o 33 $^{\circ}\text{C}$ vyšší (288 K). Tato hodnota neustále narůstá. Současný problém skleníkového efektu je v tom, že vlivem antropogenní činnosti roste objem skleníkových plynů a mění se i jejich přirozené složení. Tak např. zmíněná radiální okna pokrývá svými absorpčními schopnostmi CFC.

Vlivem globálních klimatických změn (oteplování) dochází k růstu průměrné teploty v létě o 1 až 1,6 $^{\circ}\text{C}$ a o 2 až 4 $^{\circ}\text{C}$ v zimě. Oteplování může mít katastrofické následky pro život na Zemi. Mohlo by docházet k posunu vegetačních pásem, k tání arktických ledovců. Takovéto oteplení může být příčinou zvýšeného výskytu tajfunů a uraganů. Názory na rychlost globálního oteplování se různí.

Skleníkové plyny

Oxid uhličitý

Oxid uhličitý má v tomto hodnocení skleníkových plynů zvláštní postavení. Úloha CO_2 v celkovém koloběhu v biosféře není v současné době plně prozkoumaná a jeho podíl na globálním oteplování není jednoznačně kvantifikován.

Na jedné straně zajišťuje oxid uhličitý přirozené podmínky existence živých organismů na Zemi. Za normálních okolností je jeho koncentrace v ovzduší kolem 0,03 objemových procent. CO_2 zajišťuje trvalou cirkulaci uhlíku mezi atmosférou, vegetací a oceány. Rostliny využívají oxidu uhličitého s přispěním slunečního záření (fotosyntézy) k tvorbě uhlohydrátových sloučenin a k produkci kyslíku. Na druhé straně oxid uhličitý je přirozený skleníkový plyn, zajišťující rovnoměrnou teplotu v zemské atmosféře.

V přírodě existuje účinná zpětná vazba, která zatím dokáže udržet optimální koncentraci oxidu uhličitého v atmosféře. Zvýší-li se totiž koncentrace CO_2 , dojde k oteplení zemského povrchu a ve světových mořích se rozmnoží plankton a řasy. Tím se zvýší fotosyntéza a výsledkem je snížení koncentrace oxidu uhličitého v ovzduší. „Přebytečný“ uhlík je ukládán v rostlinách, produkujících větší množství kyslíku. Nejsou ale známy hranice tohoto přirozeného regulačního mechanismu.

Jednoznačně je prokázáno, že do atmosféry se dostává větší množství CO_2 , než na jaké může přírodní regulační mechanismus reagovat. Tento nárůst CO_2 je způsoben antropogenní činností (spalováním fosilních paliv v elektrárnách, teplárnách, domácnostech). Zdrojem CO_2 je také doprava. Ke zvýšenému výskytu oxidu uhličitého přispívá i kácení stromů, zejména v tropickém deštném pralese (v povodí Amazonky). Spalováním tohoto dříví se jednak

zvyšuje emise CO₂, ale zároveň se snižuje možnost fotosyntézy (produkce kyslíku).

Chlorofluorouhlovodíky

Tato skupina chemických látek, která pro ozón ve stratosféře představuje doslova existenční nebezpečí, se podílí na skleníkovém efektu z 20 %. Nebezpečnost těchto plynů pro skleníkový efekt je o to větší, že některé typy CFC dokáží pohlcovat teplo daleko účinněji, než oxid uhličitý (tab. 7).

	Relativní efekt	Příspěvek ke skleníkovému efektu (%)	Životnost v atmosféře (r)	Koncentrace v atmosféře (ppm)	
				1800	1900
CO ₂	1	50	50 – 200	280	350
CH ₄	30	18	10	0,8	1,7
N ₂ O	150 – 300	6	150	0,29	0,31
O ₃	2000	12			
CFC	15000–20000	14	70 – 130	0	0,0001

Tab. 7 Absorpční schopnost hlavních skleníkových plynů vyjádřená poměrem k absorpční schopnosti CO₂

Oxid dusný

Oxid dusný, obdobně jako freony, působí na životní prostředí záporně hned dvakrát. Jednak ohrožuje horní ozónovou vrstvu, jednak se chová jako skleníkový plyn.

Metan

Na skleníkovém efektu se CH₄ podílí kolem 16 %. Metan produkují hlavně bakterie, které žijí v rozmanitých bahnitých krajinách (např. rýžových polích). Mezi oblíbené hostitele těchto mikroorganismů patří skot a v tropech žijící termity (všekazi).

Stoupající koncentrace metanu v ovzduší souvisí se zvyšováním populace naší planety. Více lidí spotřebuje více potravin, a tak musí chovat více dobytka. Jedna kráva dokáže vyprodukovat za rok 73 000 litrů metanu.

Do ovzduší metan uniká z plynovodů, hlubinných šachet a z míst, která jsou zavážená odpadky. Metan vzniká rovněž při spalování fosilních paliv a benzínu.

Oteplování atmosféry může mít dalekosáhlé následky. Uvažuje se o postupném roztávání vysokohorských i polárních ledovců, následném zvýšení hladiny světového oceánu, o změnách klimatických pochodů (zejména srážkového režimu) v řadě oblastí.

Proti zesilování skleníkového efektu však působí paradoxně další následek spalování fosilních paliv – uvolňování oxidu siřičitého. Ten má schopnost vytvářet v troposféře tzv. kondenzační jádra a zvyšovat tak oblačnost, od které se sluneční záření odráží. Sluneční záření tak nemá možnost pronikat na povrch Země a ohřívát ho. Nemůže být tedy v podobě tepla pohlceno skleníkovými plyny. I když považujeme SO₂ za látku znečišťující ovzduší, jeho „ochlazovací“ účinek nelze zcela opominout.

Legislativa a snižování skleníkových plynů

Potřebu snižovat produkci skleníkových plynů si začalo uvědomovat mezinárodní společenství koncem osmdesátých let minulého století. První jednání odborníků na toto téma bylo v roce 1988 na Světové klimatické konferenci v Ženevě. Konkrétní rysy této snahy byly vypracovány v roce 1997 na 3. konferenci smluvních stran v Kyoto (Kjótský protokol). Cílem přijaté rámcové dohody bylo vytvořit předpoklady pro urychlenou stabilizaci koncentrací skleníkových plynů v atmosféře na takové úrovni, která by zabránila nebezpečné interferenci antropogenních vlivů s klimatickým systémem.

Kjótský protokol předpokládá redukcí emisí do prvního kontrolního období (2008 –2012) nejméně o 5,2 % v porovnání s rokem 1990. Dále měla být provedena bilance emisí CO₂, CH₄, N₂O, PFC, HFC, SF₆, ve formě agregovaných emisí CO₂. Součástí protokolu bylo i sestavení propadů emisí pro průmyslově vyspělé státy světa⁸ a dohoda o emisním obchodování. Kjótský protokol umožňoval kompenzovat emise skleníkových plynů výsadbou lesních porostů. V současnosti se připravuje nová verze redukce plynů, podílejících se na globálních klimatických změnách.

2.1.3 Snižování emisí v ovzduší

Škodliviny v ovzduší vyvolávají celou řadu závažných ekologických problémů. Do určité míry se příroda dokáže s touto zátěží vyrovnat. Je-li však překročena přirozená hranice škodlivin v ovzduší, může docházet v životním prostředí k vážným poruchám.

Znečišťování ovzduší škodlivinami není problém pouze regionální. V důsledku dálkových přenosů může být hodnota mokré depozice vysoká i v relativně čistých místech, vzdálených i několik tisíc kilometrů od místa zdroje (např. kyselá jezera ve Skandinávii).

Emise lze v zásadě snižovat dvojí cestou. Může to být jak nepřímá cesta (administrativní opatření), tak účinnější přímá cesta (technická opatření).

Administrativní opatření

Jedná se převážně o restriktivní opatření, která doplňují postupy technického charakteru. Mezi administrativní opatření lze zařadit:

- a) legislativní a správní opatření, tj. zákony, prováděcí předpisy a nařízení, vyhlášky, směrnice a normy. Mezi tato opatření náleží zejména zákony o znečišťování ovzduší, směrnice o nejvyšší přípustných koncentracích škodlivin v ovzduší a o maximálních přípustných úletech ze zdrojů, předpisy o schvalovacím řízení a povolování nových zdrojů apod.
- b) organizační opatření, tj. inspekce a kontrola zdrojů, sledování a kontrola množství a druh emisí, sankce a ekonomické stimuly,
- c) programy řízení ochrany čistoty ovzduší, tj. informace veřejnosti, plánování a hodnocení účinnosti provedených opatření, sledování změn kvality ovzduší, měření emisí apod.

Technická opatření

Jedná se o velmi různorodá opatření, realizovaná buď jako jednotlivá opatření přímo u zdroje znečištění (často z iniciativy provozovatelů), nebo jako plošný zásah, který se stává nevyhnutelným zvláště při narůstání množství exhalací. V zásadě jde o:

- a) omezování spotřeby energie, čímž je myšleno:
 - zvyšování účinnosti zařízení v domácnostech, dopravních prostředcích, průmyslu,
 - dokonalejší izolace budov,
 - instalace energeticky úspornějších systémů osvětlení apod.
- b) náhrada fosilních paliv jinými zdroji. Jedná se zejména o alternativní zdroje energie jako je využití solární, větrné, vodní a geotermální energie. Význam těchto energií je zejména v tom, že se jedná o zdroje obnovitelné. Jejich použití je ale limitováno lokálním umístěním a zatím v některých případech malou činností přeměny těchto energií na

⁸ Česká republika spolu s Německem, Švédskem, Velkou Británií a dalšími státy (celkem 26 zemí z Evropy), tvoří skupinu států s 8% propadů skleníkových plynů. Pro USA byla stanovena hodnota 7 %, Japonsko, Kanada, Maďarsko, Polsko 6% a Nový Zéland, Ruská federace a Ukrajina 0 %. V současné době se připravuje nová verze mezinárodního protokolu o snižování škodlivin v ovzduší.

energii elektrickou. Proto v tomto způsobu omezování škodlivin v ovzduší musí mít své místo i energie jaderná a využití zemního plynu.

c) úpravou procesů spalování zejména u zařízení pro spalování fosilních paliv. Jde o opatření prováděná:

- před spalováním, např. přechodem na palivo s nižším obsahem síry, fyzikální nebo chemická úprava paliva před spalováním apod. Exhalací dusíku z automobilových motorů lze snížit přechodem z benzínu na etanol nebo metanol.
- při spalování, kdy se volí způsoby zdokonalující spalovací proces. Mohou to být např. jiné typy hořáků se sníženými emisemi NO_x , fluidní spalování redukující SO_2 . U automobilových spalovacích motorů přichází v úvahu řízený proces spalování nebo náhrada těchto motorů jiným typem (např. plynovými turbínami, motory na propan butan).
- po spalování. U velkých spalovacích zařízení to je instalace odlučovačů popílku a SO_2 , u automobilových motorů používání řízených katalyzátorů.

d) časové usměrňování výrobních procesů. Smyslem tohoto opatření je omezit emise hlavně v době, kdy imisní koncentrace v oblasti dosahují maxima. Je to časová optimalizace provozních poměrů s ohledem na odstranění maximálních úletů. Tento postup je zvláště nutný za mimořádných meteorologických situací. Omezení exhalací je možné dosáhnout např. úpravou provozní doby technologických zařízení, krátkodobou změnou paliva či suroviny za „čistší“ z hlediska exhalací, uvedením do chodu (na krátkou dobu ve špičkách znečištění) mimořádně účinná odlučovací zařízení apod.

Z výčtu technických možností, jak omezovat výskyt škodlivin v ovzduší nachází zatím u velkých spalovacích zařízení (elektráren, tepláren apod.) největší uplatnění úprava procesů po spalování. Jedná se o ekonomicky nákladná zařízení, která jsou ale technicky dokonale zvládnutá. Do této skupiny technických opatření patří zvyšování komínů a výdechů tak, aby bylo dosaženo účinnějšího rozptylu v atmosféře, doplňování stávajících výrobních zařízení odlučovací tuhých a zachycování plyných škodlivin apod.

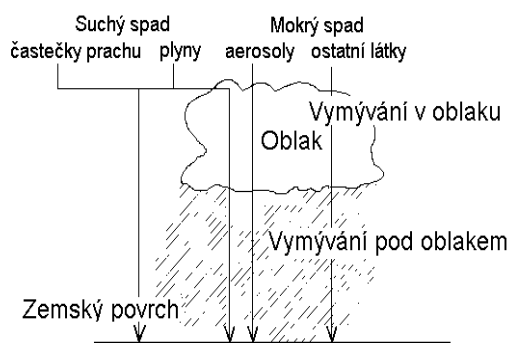
Způsoby snižování škodlivin v ovzduší

Přirozené odstraňování škodlivin

Atmosféra sama má snahu zbavovat se škodlivin. Souhrn procesů přirozeného odstraňování škodlivin se nazývá samočištění atmosféry. Znečišťující látky (prach, plynné složky) se ze vzduchu odstraňují suchou a mokrou depozicí. Mechanismus odstraňování polutantů z ovzduší je zobrazen na obr. 10.

Suchá cesta je proces transportu plynů a částic prachu z ovzduší na zemský povrch. Velké částice sedimentují. Plyny a malé částice se usazují s přispěním turbulentní difúze. Zachycení na povrchu se děje sorpcí, zachytáváním vegetací, impakcí na povrchu, chemickou reakcí s látkami na povrchu země apod. Z hlediska procesu spojených se suchou cestou jsou významné tři faktory:

- meteorologický činitel,
- vlastnost deponovaných látek,
- vlastnost samotného povrchu.



Obr. 10 Mechanismus samočištění atmosféry

Z hlediska procesu spojených se suchou cestou jsou významné tři faktory:

Všechny procesy ovlivňující průběh suché cesty jsou reverzibilní, což komplikuje jejich měření a jsou příčinou velkého rozptylu a někdy i protichůdnosti výsledků.

Mokrou cestou je myšleno vymývání plynných příměsí a částec aerosolů srážkami z ovzduší. Srážky představují neúčinnější proces samočištění atmosféry. Významně se uplatňují v každém velkém koloběhu látek v přírodě. Vymývání atmosférických příměsí srážkami je složitý proces, který lze rozdělit do dvou částí:

- vymývání v oblaku (rainout),
- vymývání pod oblakem (washout).

Látky, které se zachytí ve srážkové vodě, se často chemicky mění. Mezi plynnými látkami v ovzduší a srážkovou vodou se vytváří rovnováha, která se ustaluje velmi rychle (po několika sekundách). Vymývání mnohých látek závisí na jejich formě, např. nad zemědělskou krajinou a městy aerosolové částice váží amoniak, naopak nad kyselými lesními půdami dochází k rozkladu síranu amonného a uvolňuje se amoniak.

Vymývání aerosolových částic z ovzduší začíná již při tvorbě mraku, kdy vystupují jako aktivní kondenzační jádra. Při růstu částec se v zóně mraku zachycují ostatní částice vlivem brownova pohybu nebo turbulentní koagulace. Postupně dochází k vymývání plynů v mraku. Toto vymývání je závislé na rozpustnosti přítomných plynů, teplotě, velikosti kapek, koncentraci plynů v ovzduší, pH vody v ovzduší s dalších faktorech. Pod oblakem se vymývají nejvíce malé aerosolové částice $< 0,1 \mu\text{m}$ (brownova koagulace) a velké částčky $> 1 \mu\text{m}$ (impakce – turbulentní koagulace). Nejméně je vymývána nejstabilnější složka atmosférického aerosolu (částice o velikosti 0,3 až 0,5 μm). Vymývání pod oblakem má stejný charakter jako v oblaku. Tento proces je ale účinný pouze tehdy, když srážky nejsou nasycené plynem již v oblaku. Vymývání pod oblakem závisí na druhu, intenzitě a době trvání srážky.

Rozptyl škodlivin

Jedna z možných forem snižování koncentrace exhalací v ovzduší je rozptyl škodlivin. Jde o způsob relativně jednoduchý, účinný a ekonomicky přijatelný. Z ekologického hlediska je to ale způsob, který snižování škodlivin beze zbytku neřeší. Škodliviny jsou tímto postupem sice odváděny z místa zdroje, ale v atmosféře se o jejich likvidaci musí postarat příroda. Druhý negativní aspekt rozptylu škodlivin je v tom, že aby metoda rozptylu byla účinná je nutné stavět vysoké komíny, čímž se uplatňuje jev dálkových přenosů. Ke znehodnocování prostředí potom dochází např. ve formě kyselých dešťů ve vzdálenostech několik tisíc kilometrů od místa vzniku škodliviny.

Významný faktor, který je nutné brát v úvahu při posuzování rozptylu škodlivin, je členitost terénu. V některých lokalitách má tento faktor rozhodující vliv. Nejvhodnější je rovinný nebo jen mírně zvlněný terén, v němž se do vzdálenosti desítek kilometrů nevyskytují vysoké hory ani kopce, nebo takový terén, kde výšky lokálních terénních vyvýšenin jsou malé ve srovnání s výškou komínu.

Kromě členitosti terénu hrají důležitou úlohu klimatické poměry dané oblasti. Z hlediska rozptylu exhalovaného oblaku obsahujícího směsi různých látek jsou rozhodující určité stavy atmosféry, dané teplotním zvrstvením a jeho stabilitou, rychlostí a směrem větru, jeho nárazovostí apod. Rozptyl znečišťujících látek ovlivňuje také to, o jaký zdroj znečištění se jedná. Rozhodování komplikují rozdílná profesní hlediska (hygienická, zemědělská, lesnická).

Jev, ke kterému dochází v atmosféře v případě, že se zde objeví cizí látky o větší koncentraci, je označován jako turbulentní difúze. Je to pochod, při kterém molekuly příměsí pronikají do větší vzdálenosti od míst výronu.

Molekuly škodlivin si v prostoru vířivým pohybem vyměňují místa s molekulami difúzního prostředí, a to buď jednotlivě, nebo v malých či větších skupinách (chomáčcích, chuchvalcích). Tím dochází k promíchávání příměsí s okolní atmosférou. Tento jev se týká jak tuhých, tak větších kapalných částic. Na víření příměsí v atmosféře má největší vliv vedle vírového proudění turbulence atmosféry. K největší intenzitě rozptylu dochází tehdy, když rozměry oblaku jsou srovnatelné s převládajícími víry v atmosféře.

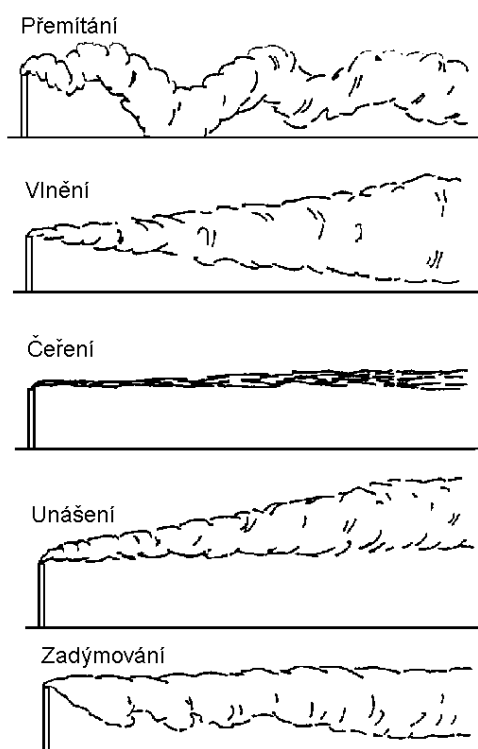
Rozptylování koncentrovaného oblaku (kouře) formou přemístování molekul může probíhat účinně, dokud je oblak malý. Jestliže je rozměr oblaku jen několik metrů, je jeho rozptyl vyvolán intenzivní turbulencí malých částic, která je podporována nárazovostí větrů. Při rozměrech oblaků několik desítek až stovek kilometrů ovlivňují proces rozptylování atmosférické proudy cyklonálního a anticyklonálního charakteru. Pro rozptyl kouře z většiny dnes užívaných komínů jsou charakteristické difúzní jevy středních rozměrů – od stovek metrů do několika kilometrů.

Charakter kouře, vystupujícího z komína, je ovlivňován faktory, z nichž za nejdůležitější lze pokládat:

- výstupní rychlost kouřových plynů,
- tepelnou vydatnost kouřových plynů (množství tepla, které kouřové plyny odnášejí do atmosféry),
- tření vystupujících kouřových plynů a okolního vzduchu,
- teplotní zvrstvení atmosféry, jeho stabilita či labilita, což způsobuje buď zpomalování rychlosti vystupujícího kouře, nebo urychluje rozptyl vytvářením termických vírů,
- horizontální rychlost proudění vzduchu, tj. směr a rychlost větru,
- turbulentní výměna a míšení kouřových plynů s okolním vzduchem.

Všechny vyjmenované vlivy se uplatňují na formování tvaru kouřové vlečky vycházející z komína. Kouřový oblak, který stoupá z komína, je neustále doplňován a postupně se rozptylován. Z tohoto hlediska jsou komíny považovány, za bodové kontinuální zdroje znečištění. Rozptylované látky jsou horizontálně unášeny ve směru základního proudění vzduchu. Po jisté době dosáhnou v určité vzdálenosti od zdroje první molekuly a částice difundujících látek povrchu země. V daném místě se to projeví určitou hodnotou přízemní koncentrace, která se ve směru proudění postupně zvětšuje až do maximální hodnoty. Vytváří se tak stopa vlečky na povrchu země, která má tvar protáhlého oválu.

Molekuly plynů, případně částice ostatních látek, které dosáhly povrchu Země, se buď od povrchu odrážejí a tak se vrací zpět do atmosféry, nebo reagují na styk s povrchem tak, že jsou zde zadrženy. Reakce s povrchem může být buď chemická, biochemická, či prostě adheze nebo zachycení na povrchu vegetace, hladiny vody, atd.



Obr.11 Základní typy kouřových vleček

Největší vliv na rozptyl kouře ze zdroje mají změny teploty ovzduší ve vertikálním směru. Při adiabatickém gradientu teploty dochází při pohybu vzduchu vzhůru k teplotnímu poklesu o teplotní gradient. Když je pokles teploty vyšší jde o situaci, která se označuje jako superadiabatický gradient. Když nastane taková situace, že při stoupání vzduchu je teplota konstantní, pak se tento stav označuje jako izotermický gradient. Když je s přibývajícím výškou pokles teploty menší než je teplotní gradient, pak jde o subadiabstický gradient. Dochází-li s přibývajícím výškou k situaci, že teplota stoupá, jde o inverzní gradient.

Vliv teplotního zvrstvení a s ním spojená stabilita atmosféry je jedním z hlavních meteorologických faktorů při rozptylu škodlivin v atmosféře. Na těchto faktorech totiž záleží, jakým způsobem a v kterém prostoru atmosféry bude rozptyl emitovaných škodlivin probíhat. Podle toho jaká je stabilita v přízemních vrstvách, vytváří se charakteristický tvar kouřové vlečky a s ní spojená pravděpodobnost výskytu určitých přízemních koncentrací. Na obr.11 je zobrazeno pět základních typů kouřových vleček. Podle klimatické situace může vzniknout:

Přemítání nastává za superadiabatického gradientu teploty vzduchu. Vlečka má hadovitý tvar. Následkem velkých termických vírů se oblak rychle rozptyluje. Při slabém větru mohou občas ojedinělé závany kouře dosáhnout povrchu země v blízkosti komína a způsobit zde značně velké přízemní koncentrace, trvající pouze několik sekund. Z hlediska delšího časového intervalu je rozptyl dobrý a průměrné koncentrace jsou malé.

Vlnění nastává za situace blízké indiferentnímu zvrstvení, je-li teplotní gradient v rozmezí mezi subadiabatickým a izotermním. Vlečka má tvar kužele s horizontální osou a Země se dotkne ve větší vzdálenosti než při přemítání. Příznivá situace pro vznik vlnění nastává obvykle při oblačnosti, větru a to jak ve dne, tak i v noci. V mírném klimatickém pásmu je toto nejčastěji se vyskytující forma kouřové vlečky.

Čeření (vějířová vlečka) vzniká při výrazně stabilní atmosféře za inverzních situací. Vlečka se ve vertikálním směru téměř nerozptyluje. Při pohledu shora ji lze přirovnat k pomalu se rozšiřujícímu meandrujícímu toku. V závislosti na době trvání stabilní stratifikace a na rychlosti větru může emise z komína urazit mnoho kilometrů bez významného rozptýlení. Tato forma se vyskytuje za inverzních situací v přízemní vrstvě. Obvykle nastává v noci. Vznik čeření podporuje slabý vítr, jasná obloha a sněhová pokrývka. Zvláště v zimním období se může tato forma vyskytovat nepřetržitě po řadu dnů. V době inverze nemají exhaláty tendenci směřovat k povrchu země. Za určitých okolností se však tento tvar vlečky může projevit nežádoucím způsobem. Když je komín nízký ve srovnání s okolními budovami. V případě skupiny několika komínů o různé výšce, se může za stabilní situace vytvořit oblak výškově značně mohutný a v něm se nahromadí značné množství exhalací.

Unášení nastává v případě, kdy nad přízemní inverzí je ovzduší labilně zvrstvené v takové výšce, že se vlečka vytvoří až nad ním. Z hlediska přízemního znečištění je tento tvar vlečky nepříjemnější. Inverze zabraňuje vnikání exhalací k zemi. Exhalace mohou být dobře rozptýleny ve větší výšce. Pouze větší částičky o větší spádové rychlosti pronikají inverzí.

Zadýmování je forma typická pro ranní nebo večerní situace, kdy se vytvoří inverze nízko nad úrovní komína. Spodní vrstva inverze je plochou, která jako strop zamezí výstupu vlečky do větších výšek a naopak odráží ji směrem k zemi. Konventní proudění ve spodní vrstvě způsobuje víry, kterými je vlečka rozptylována v přízemní vrstvě. Udržují se zde značně velké imisní koncentrace, největší ve srovnání s ostatními tvary vleček. Někdy bývá pro jednu z variant tohoto typu používán název odrážení.

K základním charakteristickým tvarům kouřových vleček je možné přidat ještě jeden, dosti řídký případ, který nastává za bezvětří a v atmosféře indiferentní nebo labilního typu. Kouř stoupá svisle vzhůru a ve velké výšce se roztéká na všechny strany. Při horizontálním pohledu se jeví jako velký hřib s plochou širokou hlavou. K roztékání do stran dochází v úrovni

teplotního vyrovnání kouřových plynů s okolním vzduchem nebo částečně na spodní ploše výškové inverze.

Snižování škodlivin technickými prostředky

Z ekologického hlediska neúčinnější způsob snižování škodlivin v ovzduší umožňují technické prostředky. Podle druhu škodliviny jde buď o odlučovací zařízení na plynné exhaláty, nebo odlučovací zařízení pro zachycování tuhých exhalátů. Oba typy zařízení dokážou dokonale vyčistit kouřové plyny od nežádoucích škodlivin. Jejich nevýhodou je, že čím je požadovaná větší čistota, tím více narůstají ekonomické náklady na pořízení odlučovacích zařízení.

Zařízení na omezování emisí škodlivin

Odlučování plynných příměsí

Plynné příměsí lze odlučovat a zneškodňovat pomocí různých fyzikálních a chemických principů. Jaká metoda má být použita, závisí na druhu škodliviny. V případech, kdy je koncentrace příměsí v emisních plynech velmi nízká (z hlediska odlučovací metody), nelze příslušnou metodu použít přímo. V některých případech je třeba projektovat a konstruovat jednoúčelová zařízení. Pro některé látky (např. uhlovodíky) lze použít více metod odlučování. Volbu metody ovlivňují i investiční a provozní náklady. Základní principy odlučování jsou:

- adsorpce (difúzní děj, při němž dochází k vydělování a zachycování plynné i kapalně příměsí na povrchu tuhé látky – adsorbentu),
- absorpce (difúzní děj, při němž je plynná příměs pohlcována vhodnou kapalinou),
- kondenzace (proces, při kterém se páry škodlivých příměsí ve vzduchu ochlazují pod teplotu rosného bodu dané směsi a kondenzují na kapalnou fázi),
- oxidace (slučování látek s kyslíkem), redukce (odnímání kyslíku látkám),
- ozařování elektrony (přidáním amonia do kouřového plynu a ozáření svazkem elektronů je možné vyvolat reakci konvertující SO_2 a NO_x na amoniumsulfát $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ a amoniumsulfat-nitrát $(\text{NH}_4)\text{SO}_4\text{NH}_4\text{NO}_3$,
- biofiltrace (zneškodňování organických plynných příměsí pomocí biologického rozkladu aerobními bakteriemi).

Adsorpční zařízení (s možností recyklace) se používají při likvidaci příměsí o nízkých koncentracích v případech, kdy se zachycená příměs dá jinak využít. Jako adsorbent se používá aktivní uhlí, molekulová síta (krystalické zeolity) aj. Plynná příměs se z adsorbentu získává desorpcí. Pro účinnou adsorpci je nutná dostatečně velká styčná plocha mezi plynem a kapalinami. To se zajišťuje rozstřikováním kapaliny nebo jejím stékáním po členitém povrchu (sypané náplně) absorbéru. Odstraňování plynné příměsí z absorbující kapaliny se provádí kontinuálně desorpcí. Kondenzace se používá k odstraňování vlhkosti ze vzduchu, v chemických technologiích např. k oddělování rozpouštědel.

Oxidaci (spalováním) lze zneškodňovat zejména uhlovodíky. Výsledným produktem je oxid uhličitý a voda. Redukcí oxidů dusíku NO_x pomocí redukčního plynu NH_3 lze získat konečné neškodné produkty a to dusík a vodu. Oxidace i redukce se uplatňuje nejčastěji ve spojení s katalytickými metodami (katalyzátor ovlivňuje rychlost chemické reakce. Sám do reakce nevstupuje). Katalyzátory jsou nejčastěji kovy v elementární formě, nebo jejich soli nanesené na inertním nosiči (platina, palladium, železo, chróm, kobalt aj.).

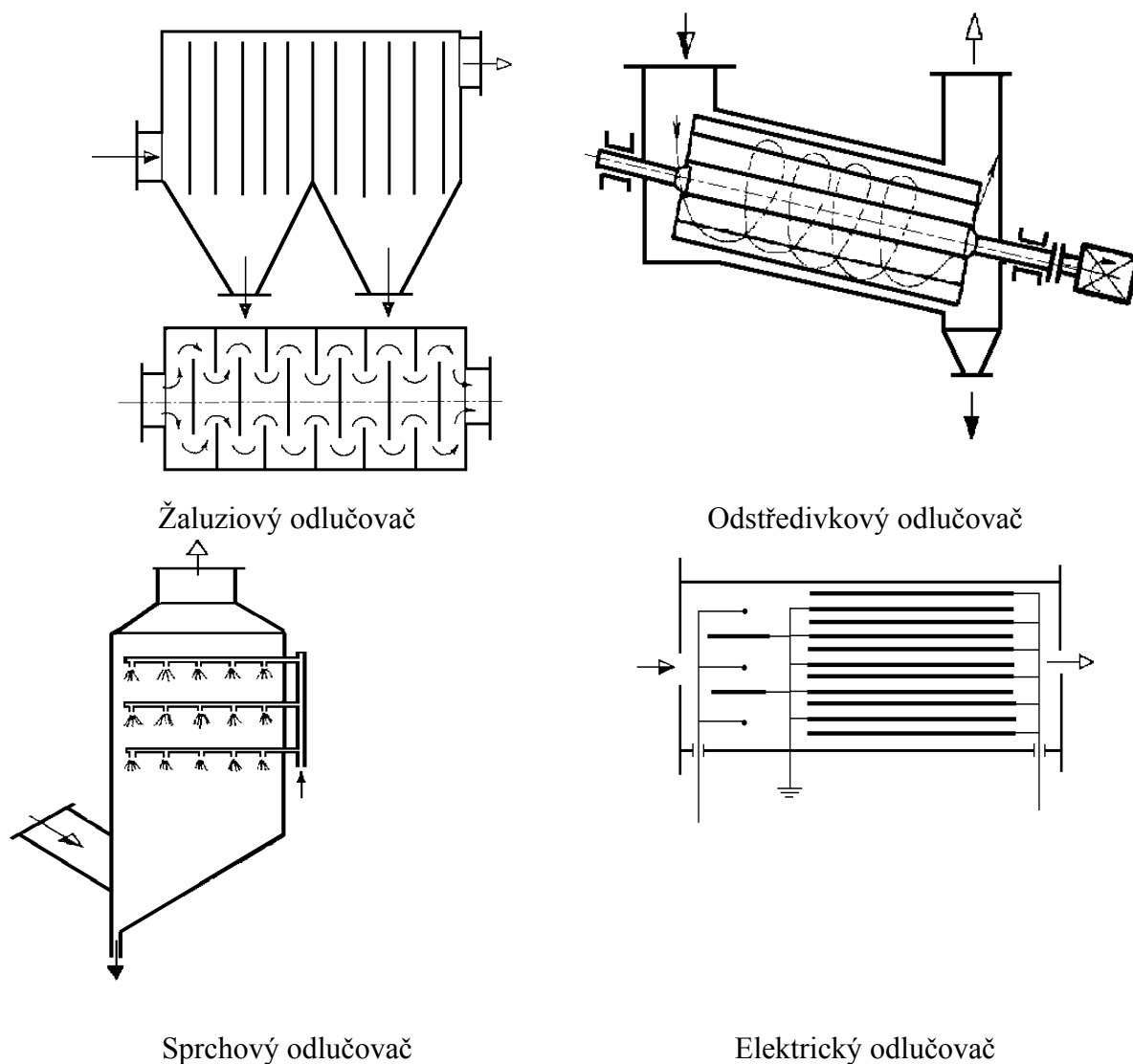
Ozařování elektrony je perspektivní proces, který s velkou účinností odstraňuje současně SO_2 a NO_x . Je snadno regulovatelný, škodlivé příměsí se přeměňují na využitelné hnojivo. Jeho předností je i to, že je to proces suchý.

Odlučování tuhých emisí

Odlučování tuhých částic se provádí ve třech fázích. První fází je vydělení částic z nosného plynu (spalin, vzduchu) na odlučovací plochu. Druhou fází je odstranění odloučených částic z odlučovacích ploch a třetí fáze zahrnuje přesun odloučených částic do zásobníku a posléze jejich skládkování nebo další zpracování.

K první fázi se využívá různých fyzikálních principů, podle kterých se rozlišují i typy odlučovačů. Základní odlučovací principy jsou:

- gravitační (částice při poklesu rychlosti proudu vzdušniny v rozšířeném průřezu odlučovače klesají vlivem gravitace do sběrné komory),
- setrvačný (částice unášené proudem vzdušniny nesledují při změnách směru proudění přesně proudnice, ale vlivem své setrvačnosti se od nich odchyľují k odlučovacím plochám),
- odstředivý (pohyb částic v odlučovacím prostoru je ovlivňován působením odstředivé síly),
- difúzní (na odlučovacích plochách je vytvořeno difúzní pole, ve kterém jsou částice menší než 1 μm vyděleny nosného plynu,



Obr. 12 Příklady základních odlučovačů

- intercepční (malé částice sledujících proudnice jsou na odlučovacích plochách zachycovány filtry),
- elektrický (v odlučovacím prostoru je vytvořeno elektrické pole, ve kterém částice se záporným nábojem putují ke kladně nabitým odlučovacím plochám).

Základní typy odlučovačů jsou (obr.12):

- suché mechanické odlučovače (usazovací komora, žaluziový odlučovač, odstředivkový odlučovač, vírový odlučovač),
- mokré mechanické odlučovače (sprchové věže, hladinové odlučovače, mokré vírové odlučovače, pěnové odlučovače, proudové odlučovače),
- elektrické odlučovače (pro čištění spalin, průmyslových emisí i větracího vzduchu od atmosférického prachu),
- filtry atmosférického prachu (rohože ze syntetických vláken, materiály vytvořené papírenskou technologií z mikronových nebo submikronových celulóзовých, skleněných, syntetických vláken pro technologicky náročné čisté prostory),
- filtry pro průmyslovou filtraci emisí (filtrační materiál je tvořen filtračními textiliemi, zrnitými vrstvami a porézními hmotami).

Snižování škodlivin z elektrárenských provozů

Snižování emisí SO₂

Odsiřovací procesy se dělí na regenerační a neregenerační. Regenerační procesy jsou takové, v nichž se aktivní látka po reakci s oxidem siřičitým regeneruje a vrací zpět do procesu. V neregeneračních procesech aktivní látka váže SO₂ a odchází z odsiřovacího procesu jako odpad nebo jako použitelná druhotná surovina.

Jedním z regeneračních procesů je vypírání SO₂ suspenzí, která obsahuje oxid hořečnatý MgO. Chemickou reakcí vznikne siřičitan hořečnatý (MgSO₃ x 6H₂O), který se odvodní, usuší a tepelně rozloží na MgO a plyn s obsahem SO₂. Ten se dále zpracovává na kyselinu sírovou. MgO se vrací zpět do procesu. Výhodou tohoto postupu je, že je to téměř bezodpadový proces.

V neregeneračních postupech se používá vápno nebo vápenec v mokrých, polosuchých nebo suchých procesech. V polosuchých postupech se aktivní látka ve formě vodní suspenze rozstříkuje do proudu horkých spalin, kapalina se odpaří a vzniklý produkt reakce odchází z procesu jako tuhá látka. V suchých metodách SO₂ reaguje s aktivní látkou v suchém stavu. Reakce probíhá při teplotě spalin a výsledným produktem reakce je zase tuhá látka. Postupů s mokrou vypírkou je několik druhů.

Odsiřovací postup vápno-kal

Oxid siřičitý se vypírá vodní suspenzí CaO. Vzniklý nerozpustný kal obsahuje sádrovec – dihydrát síranu vápenatého (CaSO₄ x 2H₂O), hemihydrát siřičitanu (CaSO₃ x 1/2H₂O), siřičitan vápenatý (CaSO₃) a nezreagovaný podíl vápna. Kal se částečně odvodní a uskladní na skládce. Účinnost tohoto procesu je 70 až 90 %.

Odsiřovací postup vápno-sádra

Předchozí odsiřovací postup není chemicky stabilní a klade velké nároky na skladování. Lepší výsledky poskytuje proces, při kterém se SO₂ odstraňuje postupně ve dvou stupních. Napřed vznikne CaSO₃ x 1/2H₂O. Kyselinou sírovou se upraví pH suspenze. V oxidačním reaktoru se vzduchem suspenze zoxiduje. Výsledkem je sádrovec.

Odsiřovací postup vápenec-sádra

Tato metoda je nejrozšířenější. Podstatou je mokrá vypírka spalin jemně mletým přírodním vápencem (uhličitanem vápenatým) o čistotě 90 až 97 %. Reakcí SO_2 s vápencem vzniká siřičitan, který v kyselém prostředí oxiduje na síran, čímž vznikne po vypálení v kalcinační peci sádra. Účinnost odsíření je kolem 95 %.

Mokré vápencové vypírky předpokládají, že se spaliny napřed zbaví prachových částic (popílku) a potom se provede odsíření. Při polosuché metodě využívající hydroxidu vápenatého, přicházejí spaliny do rozprašovací sušárny včetně popílku. Oxid siřičitý se vypírá suspenzí hydroxidu vápenatého. V procesu vzniká tuhý produkt, který obsahuje téměř 70 % popílku. Zbývajících 30 % objemu je složeno z 20 % dihydrátu síranu vápenatého, 60 % siřičitanu a zbytek tvoří malé množství oxidu vápenatého. Přidávané vápno se využívá z 50 až 90 % a účinnost odsíření je 60 až 90 %.

Snižování emisí NO_x

Snižování oxidů dusíku je technologie mnohem složitější v případě síry. Především proto, že se dusík v kouřových plynech vyskytuje v několika chemických formách. Oxidy dusíku ve spalinách pocházejí jak z paliva, tak ze vzduchu. V palivu je vázán organický dusík v různém množství podle druhu paliva. Černé uhlí mívá v hořlavině okolo 1 % dusíku. Mletím paliva a dokonalostí spalování se dá řídit, jaké množství dusíku se uvolní do spalin. Termický dusík se dostává do spalin oxidací atmosférického dusíku. Kolik NO_x vznikne z atmosférického dusíku, závisí na obsahu kyslíku v ohništi a na teplotě v zóně hoření. Při spalování uhlí v granulacích kotlech vzniká až 95 % oxidu dusnatého a 5 % chemicky stabilního oxidu dusičitého. Když je ale v kotli teplota nad 1000 °C, vzniká víc NO , popřípadě NO_2 . Při teplotě pod 900 °C vzniká další oxid dusíku – oxid dusný (N_2O). Metody snižování emisí NO_x jsou v zásadě dvojího druhu.

Primární metody zabráňují vzniku NO_x . Jsou založeny na řízení a průběhu spalovacího procesu. Oxidu dusíku vznikne méně, když se zavede např. vícestupňové spalování, upraví se konstrukce hořáků, přesně se dávkuje spalovací vzduch, spaliny se recyklují, plamen se chladí vzduchem z přídavných trubíc nad práškovým hořákem (tím vzniká méně takzvaného promptního NO) apod. Proti běžným způsobům spalování se těmito způsoby sníží emise NO_x o 40 až 60 %.

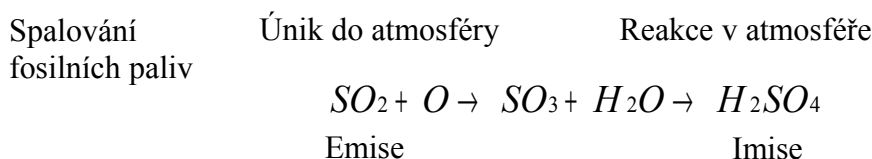
Sekundárními metodami se likvidují již vzniklé oxidy dusíku. Používané procesy jsou katalytické, nebo selektivně nekatalytické. Selektivně nekatalytická redukce probíhá při teplotě 860 až 1050 °C. Redukční činidlo obsahuje amoniak nebo močovinu a vstříkují se do spalin. Tam redukuje NO_x za vzniku elementárního dusíku a vodní páry. Při dodržení všech parametrů procesu se sníží množství NO_x ve spalinách o 40 až 60 %. Selektivně katalytická redukce probíhá ve speciálním katalyzátorovém reaktoru. Katalyzátorem bývají oxidy vanadu, molibdenu, wolframu nebo jejich kombinace na nosiči z oxidu titaničitého. Do spalin se před reaktorem vstříkují amoniak. Směs se vede do reaktoru na katalyzátor, který se používá ve formě pelet, kuliček (pokud spaliny obsahují méně než 50 $\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$ prachu) nebo voštin (když je prachu více). Reakcí NO a NO_2 s amoniakem vzniká elementární dusík a voda. Tímto způsobem lze snížit obsah NO_x ve spalinách o 80 až 90 %.

2.1.4 Důsledky znečištěné atmosféry

Korozní znehodnocování

Tuhé i plynné látky v ovzduší mají negativní dopad nejen na životní prostředí, ale podílí se i na korozním znehodnocování technických zařízení. Exhalace, které byly emitovány do ovzduší a nevstoupily do chemické reakce, se nazývají emise. Jakmile v atmosféře zareagují,

dojde k jejich kvalitativní změně (mění se na *imise*). Schématicky lze tento pochod znázornit na výskytu oxidů síry v ovzduší:



Dominantním mechanismem korozních dějů je chemické a fyzikálně chemické působení prostředí na materiál. Takto pojmáný degradační děj lze vztáhnout na všechny druhy materiálů (kovy, plastické hmoty, textil apod.) reagujících s prostředím. Korozním dějům v atmosféře jsou nejvíce vystaveny kovy.

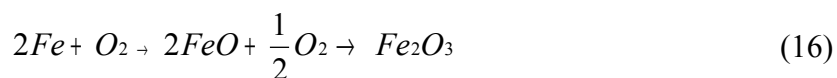
Mechanismus koroze

Při výkladu příčin a průběhu korozních pochodů se vychází z toho, že kov má snahu se přeměnit na některou stabilnější sloučeninu, v níž se vyskytuje v přírodě. Projevuje se to jako samovolný děj, při kterém má materiál tendenci přecházet z formy kovu do stabilnější formy oxidů, hydroxidů, solí. Každý kovový povrch má větší nebo menší schopnost vstupovat do reakce se složkami prostředí.

To dovoluje členit korozní děje podle toho, dojde-li k reakci přímým spojením dvou atomů, či dochází-li k reakci prostřednictvím iontů reagujících složek korozního děje. Typickým představitelem prvního druhu korozního pochodu je chemická koroze. Tato reakce probíhá u většiny kovů samovolně. Na povrchu kovu se vytváří velmi tenké povrchové (oxidové) vrstvy, které se v běžné technické praxi nepokládají za vrstvy korozních produktů. Jedná se o korozní mechanismus sice významný, ale nikoliv rozhodující. V daleko větší míře mají význam korozní děje spojené s elektrochemickými pochody, kdy korodující systém představuje soustavu galvanických článků. Elektrodotový systém tvoří obvykle korodující kov a korozní prostředí je původcem elektrolytu. Tento druh korozního děje se nazývá *elektrochemická koroze*.

Chemická koroze

Chemickou korozi označujeme korozní děj v elektricky nevodivých prostředích, kterými jsou některé plyny a nevodivé kapaliny. Nejčastějším případem chemické koroze je oxidace. Ve zjednodušeném schématu lze např. oxidaci železa vzdušným kyslíkem popsat rovnicí:



Vzniklá korozní vrstva je velmi tenká. Při zvýšení teploty, nebo při zvýšených tlacích kyslíku (i jiných plynů) může docházet k reakci pronikající i do větších hloubek. Tak např. vznikají na železe okuje. Charakteristickým rysem chemické koroze je, že při ní nastává mezi reagujícími složkami přeskupování elektronů. Souvislá korozní vrstva nedovoluje přímý přístup korozního média k povrchu kovu. Jestliže ke styku kovu s korozním prostředím dochází pouze difúzí oxidickou vrstvou, korozní děj se postupně zpomaluje – vrstva má ochranný charakter (např. Al_2O_3 na hliníku). Nesouvislá, porézní nebo odpadávající vrstva kov nechrání. Má-li vzniknout ochranná vrstva, musí být objem zplodin koroze větší než objem oxidujícího kovu. Poměr molekulového objemu korozní zplodiny V_m ku atomovému objemu kovu V_a vyjadřuje Pilling-Bedworthovo číslo (PBC):

$$PBC = \frac{V_m}{V_a} \quad (17)$$

Je-li:

- $PBC < 1$ vzniklá vrstva nemá ochranný charakter,
- $PBC \geq 1$ vrstva má ochranný charakter,
- $PBC \gg 1$ vlivem vnitřního pnutí se celistvost vrstvy narušuje a ochranná účinnost klesá.

Hodnoty PBC pro vybrané kovy jsou v tab. 8.

Kov	K	Al	Pb	Zn	Cu	Ni	Fe		Cr
Oxid	K ₂ O	Al ₂ O ₃	PbO	ZnO	CuO ₂	NiO	FeO	Fe ₂ O ₃	Cr ₂ O ₃
PBC	0,45	1,28	1,31	1,55	1,64	1,65	1,8	2,14	2,07

Tab. 8 Pilling-Bedworthovo číslo pro vybrané kovy

Elektrochemická koroze

Elektrochemickou korozi rozumíme korozi ve vodivém prostředí – kapalném elektrolytu. Tento typ koroze je důsledkem elektrochemických dějů, obdobných dějům v galvanickém článku. Pro zjednodušení výkladu je třeba ujasnit některé pojmy.

Nechť je kov ponořen do roztoku, obsahující ionty tohoto kovu. U povrchových atomů kovu nastane uvolňování valenčních elektronů. Vzniklé ionty začnou přecházet do roztoku a naopak ionty z roztoku přecházejí na kov. Je-li elektrolytický rozpouštěcí tlak větší než osmotický tlak, přecházejí kladné ionty kovu do roztoku a kov se nabíjí na záporný potenciál. Je-li naopak větší osmotický tlak než tlak rozpouštěcí, nabíjí se kov na kladný potenciál.

Na rozhraní mezi kovem a elektrolytem se začne vytvářet *elektrická dvojvrstva*. Po čase se ustaví dynamická rovnováha, při níž se počet iontů uvolněných kovem rovná počtu iontů dopadajících na povrch kovu.

Pro každý kov má takto vytvořený potenciálový rozdíl na rozhraní kov-elektrolyt určitou hodnotu, která se nazývá absolutním (rovnovážným) elektrodovým potenciálem. Jeho velikost nelze přímo změřit, nemá-li dojít k porušení rovnovážného stavu. Proto se zjišťují relativní potenciály, tj. potenciály mezi jednotlivými elektrodami. Aby bylo možné srovnání elektrod, byla zavedena jako standard vodíková elektroda, jejíž potenciál se pokládá za nulový. Pro jednotlivé kovy se potom určuje tzv. standardní potenciál, definovaný jako relativní potenciál daného kovu, ponořeného do roztoku jeho soli o jednotkové aktivitě při teplotě 18 °C, měřený proti standardní vodíkové elektrodě. Standardní potenciály některých kovů jsou v tab. 9. Zanedbáme-li zatím ostatní faktory ovlivňující korozi, je možno říci, že čím zápornější je standardní potenciál kovu (čím je kov méně ušlechtilý), tím pravděpodobnější je jeho napadení elektrochemickou korozi.

Vznik elektrodového potenciálu je základem elektrochemických korozních dějů. Ten se ale může projevit jen tehdy, je-li rovnováha na elektrodě porušována. K tomu dochází, nastává-li depolarizace. Kdyby tomu tak nebylo, přešla by část iontů z kovu do roztoku a po ustavení rovnováhy by se další rozpouštění zastavilo – elektroda by se polarizovala.

Nejčastějšími depolarizátory při korozních procesech jsou vzdušný kyslík, hydroxionové ionty a molekuly vody. Při kyslíkové depolarizaci probíhají sumární reakce takto:

kyselé prostředí



zásadité prostředí



Vodíkovou depolarizaci lze popsat následujícím způsobem:

zásadité prostředí



kyselé prostředí



Při vlastní elektrochemické korozi se na povrchu kovu průběžně uskutečňují obě dílčí, místně oddělené reakce:

anodická – vedoucí k oxidaci (ztrátě elektronu)



katodická – vedoucí k redukci (přijímání elektronu a porušení rovnováhy ustanovené na anodě)



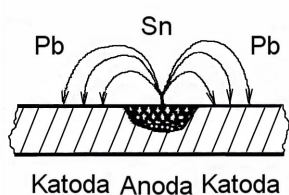
Au	Pt	Ag	Cu	Pb	Sn	Ni	Co
1,50	1,19	0,86	0,34	-0,13	-0,14	-0,25	-0,28
Cd	Fe	Zn	Cr	Al	Mg	Na	K
-0,40	-0,44	-0,76	-0,91	-1,66	-2,34	-2,71	-2,92

Tab. 9 Standardní elektrodové potenciály kovů [41]

Místo, kde dochází k rozpouštění kovu nazýváme *anodou*, místo na kterém dochází k neutralizaci přebytečných elektronů, *katodou*. Prostorové rozdělení anodového a katodového procesu není nutnou podmínkou pro vznik a rozvoj elektrochemických korozních dějů. Pokud však existuje, urychluje to průběh anodových a katodových reakcí. Elektrochemickou korozi lze tedy definovat jako děj, při němž dochází současně k oxidaci materiálu a redukci některých ze složek roztoku. Soustava, ve které probíhají takovéto děje, tvoří tzv. *redox systém*.

Vlastní korozní proces probíhá tak, že kov přechází ve formě iontu do roztoku a některé složky roztoku se redukují elektrony, které po oxidaci zůstaly v kovu. Výsledkem tohoto procesu je vznik korozních produktů, které se hromadí v těsné blízkosti povrchu kovu.

Korozní články

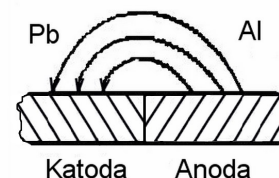


Obr.13 Princip korozního mikročlánku

(např. oceli) povlakem kovu ušlechtilejšího (nikl, měď apod.) v místě porušení povlaku póru (obr.15). Základní kov na dně póru vytváří malou anodu a okolní povlak velkou katodu.

Podobné reakce vznikají při bodové korozi a dalších typech lokální koroze pasivních kovů. Jako katoda pracuje celý povrch pasivního kovu, zatímco anodická reakce se soustřeďuje do malé plochy aktivního důlku, štěrbinu nebo dna trhliny Kombinace dvou kovů může být nepříznivá i tím, že korozní

V praxi dochází k elektrochemické korozi vlivem *korozních (galvanických) článků*. Vznikají buď kontaktem dvou různých kovů (*makročlánek*), nebo kontaktem strukturních složek jednoho materiálu (*mikročlánek*) obr.13. Při spojení ušlechtilého a méně ušlechtilého kovu se anodická reakce soustředí na méně ušlechtilý kov a katodická probíhá na obou (obr.14.). Je-li anoda relativně malá proti katodě, bude korodovat podstatně intenzivněji. To může nastat při ochraně méně ušlechtilého základního materiálu

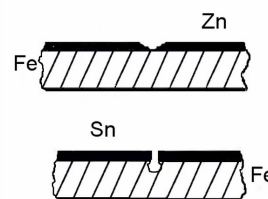


Obr.14 Princip korozního makročlánku

produkty jednoho kovu znečistí prostředí a zhorší tak korozní podmínky pro druhý kov. Jde o tzv. *kontaminaci*. Např. kontaminace hliníku sloučeninami těžkých kovů podstatně snižuje ochranné vlastnosti jeho pasivní vrstvy.

Korozní činitelé

V předcházejících úvahách jsme nepředpokládali, že by na rozvoj korozního děje mohly mít vliv vedle kovu a korozního prostředí (roztoku) i jiné faktory. V reálných podmínkách průběh korozního děje (korozní rychlost) závisí na mnoha dalších činitelích, které mohou nejrůznějším způsobem ovlivňovat průběh korozních reakcí. Tyto činitele můžeme rozdělit na korozní činitele vnitřní, související s korodovaným materiálem a korozní činitele vnější, závislé převážně na chemickém složení a fyzikálních vlastnostech korozního prostředí.



Obr. 15 Korozní povlakového systému

Z *vnitřních činitelů* je to v první řadě čistota kovu. Korozní odolnost čistého kovu je dána jeho vlastnostmi, vyplývajícími z jeho polohy v periodické soustavě. Různé nečistoty, vměstky i nehomogenity struktury mohou značně zrychlit rozvoj koroze. Průběh koroze výrazně ovlivňuje samotná korozní zplodina. Chemické složení i struktura korozních zplodin závisí na charakteru korozního prostředí a reakčním mechanismu jejich vzniku. Výsledkem mohou být rozpustné korozní produkty, které jsou difúzí transportovány od povrchu kovu dovnitř roztoku. Na povrchu kovu vzniká vrstvička jiného složení, než je složení roztoku (sraženina).

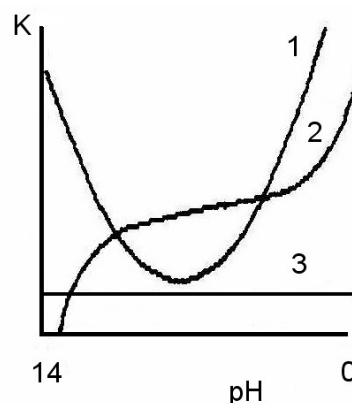
Vytváří-li se během korozního procesu na povrchu kovu homogenní neporézní vrstva, poklesne koroze na minimum (kov se stává korozně méně aktivní). Aktivita respektive pasivita kovu souvisí s redox potenciálem. V korozním prostředí s vysokým redox potenciálem způsobuje nerozpustná vrstva pasivitu kovu. Při dalším velmi značném zvýšení redox potenciálu dochází ale k opětovnému růstu koroze (transpasivní koroze).

Charakter koroze závisí i na tom, jak a kde se usazují korozní zplodiny. Usazují-li se jen na určitých místech, vede to k nerovnoměrnému koroznímu rozrušení povrchu.

Stav povrchu korodujícího kovu je dalším z vnitřních činitelů ovlivňujících charakter a průběh koroze. Obecně platí, že jemné opracování povrchu zvyšuje korozní odolnost. U materiálu hrubě opracovaného je korozně aktivní plocha zvětšená a takovýto materiál vykazuje větší náchylnost ke korozi.

Z *vnějších činitelů* urychluje korozi rozhodujícím způsobem složení korozního prostředí a mechanické namáhání, kterému je materiál vystaven. Základním stimulem koroze je korozně agresivní složka prostředí – stimulem koroze (síra, chlór, čpavek, dusík a další). Vedle tohoto stimulem to jsou parametry prostředí (teplota, vlhkost, pH atp.).

Vliv pH na průběh koroze souvisí s druhem kovu. U drahých kovů je zanedbatelný (obr. 16-3), u kovů jako např. Zn, Pb nebo Al se zvyšuje koroze jak v zásaditém tak i v kyselém prostředí (obr. 16-1). U železa, niklu a dalších kovů probíhá při vysoké a nízké hodnotě pH vodíková depolarizace a koroze roste, kdežto v neutrálních prostředích je koroze pomalejší (obr. 16-2).



Obr. 16 Závislost korozní rychlosti vybraných kovů na pH prostředí

Korozní rychlost

Pro technickou praxi je potřeba korozi kvantifikovat. Časový průběh koroze se vyjadřuje tzv. *korozní rychlostí* K , která udává u rovnoměrné koroze buď změnu hmotnosti m , nebo hloubku průniku koroze h za jednotku času:

$$K = \frac{\Delta m}{\tau} \quad (24)$$

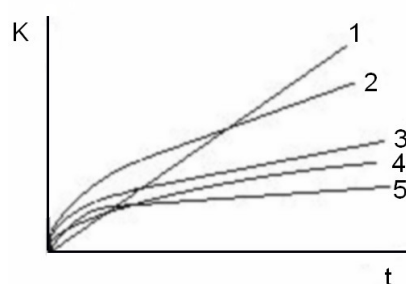
nebo

$$K = \frac{h}{\tau} \quad (25)$$

U oceli lze pro přibližný přepočítání korozního úbytku v μm na úbytek v $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}$ použít vztah:

$$m = 7,68h$$

Množství a různorodost faktorů ovlivňujících korozi znemožňuje jednoznačné stanovení korozní rychlosti. Obecně lze časovou závislost koroze vyjádřit některou z křivek uvedených na obr. 17. Lineární průběh (1) je typický pro vznik neutrálních rozpustných zplodin, parabolický průběh pro vznik zplodin se stimulačním účinkem. Korozní rychlosti s průběhem kubickým, logaritmickým nebo recipročně-logaritmickým (3, 4, 5) jsou charakteristické pro korozi provázenou vznikem korozních zplodin s ochrannými vlastnostmi. Dochází-li během korozního namáhání k periodickému odprýskávání korozních zplodin, má průběh koroze tvar znázorněný na obr. 18.



Obr. 17 Obecný tvar křivek časové závislosti koroze

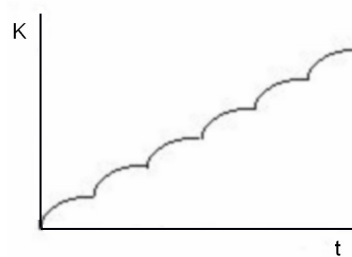
Korozní napadení

Korozní napadení kovu je možné posuzovat buď z hlediska typu napadení, nebo podle charakteru napadení, kdy je důraz kladen na aktivitu agresivního prostředí.

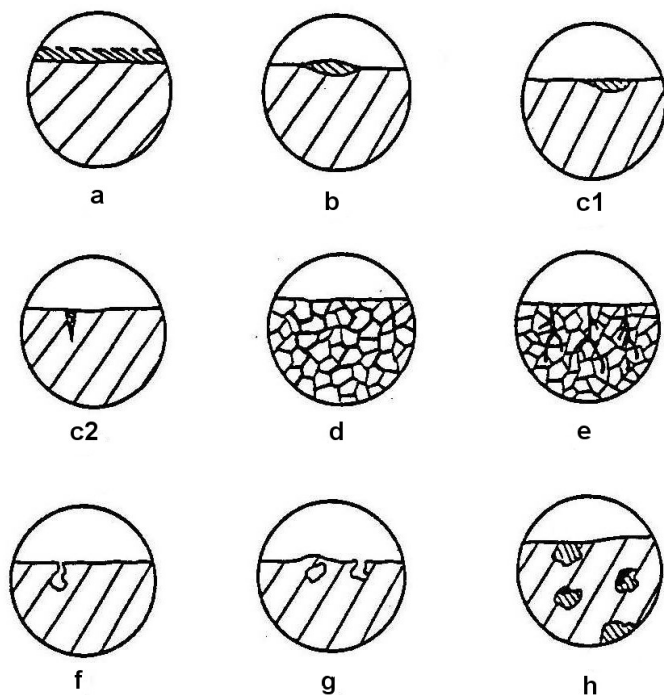
Hodnocení korozního napadení z hlediska typu

Koroze může napadat celou hmotu kovu nebo slitiny. Někdy se může projevit jen na povrchu, nebo může porušovat některé složky struktury. Jde o následující typy korozního napadení:

Rovnoměrná koroze se rozvíjí více méně stejnou rychlostí na celém povrchu vystaveném působení korozního prostředí (obr. 19-a). Začíná se nejdříve projevovat na zvláště aktivních místech (korozních centrech). Aktivita těchto míst je určována korozními podmínkami, přičemž počet korozních center je závislý na reaktivitě kovu za daných podmínek. Při velké vzájemné reaktivitě kovu a korozního prostředí a většinou i při vzniku rozpustných korozních zplodin, které dovolují přístup prostředí k povrchu kovu, je počet korozních center značný. Výsledkem je, že povrch je postupně rovnoměrně napadán. Rovnoměrná koroze je nejpříznivějším typem korozního napadení. Stříbro, měď, ocel a zinek jsou kovy, které jsou obvykle napadány rovnoměrně. Často jsou proto užívány jako referenční materiály pro klasifikaci korozní agresivity různých typů prostředí.



Obr. 18 Průběh koroze při periodickém odpadávání korozních vrstev



Obr. 19 Základní druhy korozního napadení

nerovnoměrné. Příčinou nerovnoměrné koroze bývají i koncentrační články (nerovnoměrné provzdušnění), styk korozně odlišných kovů a teplotní rozdíly.

Důlková a bodová koroze se nejčastěji vyskytuje u pasivovaných kovů (obr.19-c). Porušením pasivní vrstvy vznikají aktivní korozní centra. Korozně zasažena je sice jen malá část povrchu, a však napadení proniká hluboko do materiálu (pitting). Rychlost, s níž probíhá koroze na pasivním povrchu a v bodech, je značně rozdílná. Konečným výsledkem může být až prokorodování materiálu. Vznik těchto napadení je podmíněn strukturální nehomogenitou povrchu kovu (vměstky), přítomností nečistot na povrchu, lokálním porušením pasivní ochranné vrstvy. Vliv má samozřejmě i korozní prostředí a vlastnosti korozních produktů. K bodové a důlkové korozi dochází především v roztocích obsahujících chlór, brom nebo jód a jejich soli (zejména halogenidy těžkých kovů nebo chlórany). Napadány jsou takto všechny kovy, zvláště nebezpečný je tento druh korozního napadení pro hliník a jeho slitiny a pro korozivzdorné oceli.

Mezikrystalová koroze se projevuje větší rychlostí koroze po hranách zrn koroze vlastního zrna (obr. 19-d). Protože probíhá výhradně podél rozhraní zrn a proniká do značné hloubky popř. i celým průřezem, je doprovázena výrazným zhoršením mechanických vlastností kovů. Postupné porušování soudržnosti postižených zrn se projevuje tím, že slitina ztrácí pevnosti houževnatost a pozbývá kovového zvuku při úderu. V krajním případě ji lze rozetřít na prášek (jednotlivá zrna). Mezikrystalovou korozi je ohrožena zejména korozivzdorná ocel, niklové a hliníkové slitiny. Lze jí čelit vhodným složením slitiny.

Transkrystalová koroze (stress cracking) na rozdíl od předcházejícího typu probíhá v samotných zrnech (obr.19-e). V materiálu se tak vytváří síť značně rozvětvených trhlinek. Na rozvoji transkrystalového korozního napadení se podílí vnitřní pnutí a korozní prostředí. Tomuto koroznímu napadení podléhá mosaz v parách amoniaku nebo austenitické oceli vlivem chloridů. Transkrystalové korozní napadení stejně jako mezikrystalová koroze je

Nerovnoměrná a skvrnitá koroze se projevuje jen na určitých místech povrchu kovu (obr.19-b). Začíná opět v korozních centrech. Těch je ale mnohem méně než v předcházejícím případě. Jsou-li tato místa z povrchu odstraněna, nebo je-li koroze na této části povrchu zpomalena (zmenšením aktivity korozního prostředí nebo nižší aktivitou kovu), rozšiřuje se korozní napadení do stran (skvrnitá koroze). Jednotlivé skvrny se postupně spojují a přecházejí na napadení rovnoměrné. Vlivem rozdílných vlastností kovu, složení korozního prostředí a korozních zplodin jakož i různého transportu korozního prostředí po povrchu, přechází skvrnitá napadení v

značně nebezpečná, protože uniká běžnému vizuálnímu pozorování.

Podpovrchová koroze je charakteristická tím, že porušením vnitřku kov ubývá rozsáhleji než porušení povrchu. Vzniklé korozní produkty mohou být spojeny s povrchem kovu, nebo mohou tvořit podpovrchové pásmo bez zjevného spojení s povrchem. Korozní napadení zobrazené na obr.19-f vzniká na povrchu v místech nejmenší korozní odolnosti. Povrchem se rozšiřuje do prostorné dutiny. S korozním napadením tohoto typu se setkáváme u korozivzdorných ocelí, hliníku a olova. Napadení na obr. 19-g je charakteristické vznikem puchýřků pod povrchem kovů. Stěna puchýřků pod povrchem může prokorodovat, zaplnit se korozním prostředím. Korozní proces pak může probíhat na povrchu. Tento typ korozního napadení se vyskytuje u hliníku, hořčíku a jejich slitin ve vodě za vysoké teploty.

Selektivní napadení se vyskytuje u slitin s dvou a více fázovými strukturami (obr.19-h). Korozní napadení se v tomto případě soustřeďuje jen na jednu fázi. Jestliže korodující fáze tvoří převážnou část struktury, bývá obvykle korozní napadení rovnoměrné. V případě, že korodující fáze je ve struktuře přítomná v menším množství, vzniká napadení selektivní. Aby došlo k selektivní korozi, musí mít korozní prostředí schopnost pronikat úzkými štěrbinami do kovu nebo pronikat méně napadanou fází. Selektivně mohou korodovat i fáze pod povrchem. Nejznámějším případem selektivní koroze je koroze probíhající u slitin mědi, nebo koroze konstrukčních ocelí v prostředí amoniaku.

Extrakční napadení je obdoba předcházejícího napadení. Při tomto napadení však dochází ke korozi jen jediné chemické složky slitiny. Napadení může být rovnoměrné, nebo může rovnoměrně pronikat do materiálu. Místně mohou vznikat i důlky. Nejznámější případ ekstrakčního napadení je odzinkování mosazi.

Hodnocení korozního napadení podle charakteru

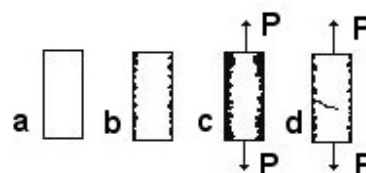
Rozvoj korozních dějů je podmíněn reaktivitou vlastního kovu a korozního prostředí. Velmi často mohou být určující při rozvoji korozního procesu určité podmínky korozního prostředí nebo speciální materiálové kombinace.

Koroze a mechanické namáhání

V některých případech je korozní napadení v daném prostředí urychlováno mechanickým namáháním. Jde o kombinovaný proces vzájemného působení dvou degradačních činitelů, který zahrnuje dva základní mechanismy:

Koroze za napětí (obr. 20-c) je kombinovaný vliv koroze a napětí na rychlost korozního procesu. Vlivem pnutí v materiálu je koroze urychlována, ale probíhala by i bez jeho přítomnosti, avšak s nižší rychlostí.

Korozní praskání se vyskytuje u některých materiálech, speciálně slitin, vystavených mechanickému namáhání (např. napětí v tahu) a působení korozního prostředí (tab. 10). Korozního praskání se vysvětluje buď na základě elektrochemické teorie (vznik místního korozního článku v materiálu) nebo napětově sorpční teorií, která připouští oslabení kohezních vazeb mezi atomy na povrchu a tím snazší pronikání složek korozního prostředí do materiálu. Ke koroznímu praskání dochází u uhlíkových ocelí nebo slitin mědi exponovaných v prostředí s obsahem amoniaku. Poměrně často je korozní praskání pozorováno u kovaru. Ke koroznímu praskání kovarových vývodů elektronických součástek může docházet vlivem špatné tepelné úpravy nebo kontaminací těchto vývodů chloridovými ionty (např. z pájecích prostředků). Korozní praskání lze odstranit výběrem vhodného materiálu. Není-li to možné, je nutné snížit namáhání vhodným tepelným zpracováním.



Obr. 20 Koroze a mechanické namáhání

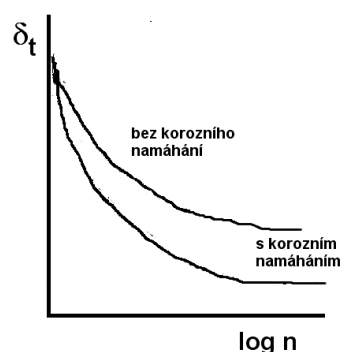
Slitina	Prostředí
Hliníku	roztoky NaCl, mořská voda
Mědi	roztoky a páry čpavku
Zlata	solné roztoky, kyselina octová
Hofčíku	venkovská a přímořská atmosféra
ocel uhlíková	mořská voda, čpavek

Tab. 10 Typická prostředí vyvolávající korozní praskání některých slitin

Korozní únava nastává, jestliže je materiál vystaven střídavému mechanickému namáhání a současně koroznímu prostředí. Rozdíl mezi korozním praskáním a korozní únavou spočívá v tom, že při korozní únavě je materiál vystaven střídavému napětí. Se stoupajícím počtem cyklů únavová křivka materiálu klesá, a k lomu může dojít i pod mezí únavy (obr.21). Trhlinky vznikající při korozní únavě jsou obvykle transkrystalové a mohou se větvit.

Ostatní formy kombinovaného korozního namáhání jsou odvozeny od předchozích základních typů a patří sem:

Vibrační koroze (frettingová) nastává, jestliže dva povrchy jsou vystaveny oscilaci při nízké amplitudě. Mechanismus tohoto znehodnocení v sobě zahrnuje jak složku chemickou tak mechanickou. Předpokládá se, že v místě styku ploch vznikají studené sváry, které se při kmitání porušují. Tím se styková místa ohřívají, což vyvolává oxidaci kovu. Odlišnost vibrační koroze od opotřebení (vyvolaného jednosměrným třením) je v relativně malé dráze pohybu a stálém vzájemném styku třecích ploch. Častým místem vibrační koroze jsou např. šroubové, nýtované a čepové spoje u leteckých konstrukcí. Výraznou měrou se na vibrační korozi podílí vlhkost. Její zvýšení způsobí zpravidla snížení vibrační koroze. Vysvětluje se to vznikem mazacího filmu vytvořeného adsorbovanou vodou. Vibrační namáhání se může uplatnit v korozním procesu i jiným způsobem. Např. u kontaktů v důsledku vibračního pohybu dochází k otírání povlaku kontaktu. Obnažené části tak mohou v korozním prostředí snadno oxidovat. Časem se oxidační produkty akumulují do periferii mikroskopických smykových zón, kde narůstají a vyvolávají tak změnu kontaktního odporu.

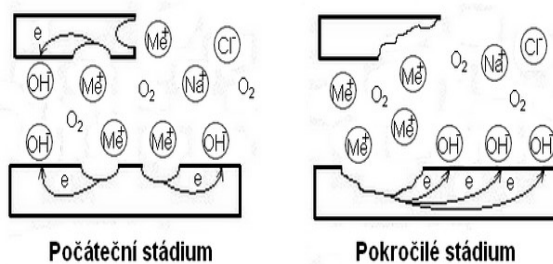


Obr. 21 Křivky korozní únavy

Kavitace je děj na přechodu mezi korozi a čistě mechanickým opotřebením. Příčinou kavitace je tvorba a zánik plyných nebo parních bublin v souvisle proudící kapalině. Vlastnímu kavitačnímu opotřebení předchází určitá inkubační doba, na kterou má vliv elektrochemická koroze. Určujícím činitelem kavitačního napadení je opakující se mechanický ráz při zániku bublin.

Koroze za speciálních podmínek

Štěrbínová koroze nastává v místech rozdílné koncentrace korozního prostředí jako jsou např. přírubové spoje, místa nýtování apod. Příčinou štěrbinové koroze mohou být i depozity usazené na povrchu. Vlivem zhoršeného pohybu korozního prostředí dochází k tomu, že ve štěrbině je rozdílná koncentrace iontů v elektrolytu, nebo že je rozdílný obsah kyslíku ve štěrbině a mimo štěrbinu. To vede ke vzniku koncentračních



Obr. 22 Mechanismus štěrbinové koroze

článků. Mechanismus štěrbinové koroze je zřejmý z obr.22. V počátečním stadiu je kov v provzdušněné části oxidován např. Cl^- ionty na Me^+ a kyslík redukován OH^- . V dalším stadiu narůstá v místě štěrbinové koncentrace chloridových a vodíkových iontů. Ve štěrbině se začne měnit pH a koroze začne narůstat. Se štěrbinovou korozi se setkáváme u většiny kovů, ale častější se vyskytuje u kovů, které jsou chráněny přirozenou oxidovou vrstvou jako např. nerez ocel, hliník a nikl. Výrazně štěrbinovou korozi urychluje chlorid sodný.

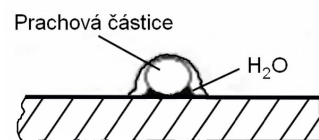
Nitková koroze má obdobný mechanismus jako štěrbinová koroze. Setkáváme se s ní ponejvíce u kovů chráněných organickými povlaky. Pórem v povlaku proniká korozní prostředí ke kovu. Je-li v tomto místě menší adhezní síla mezi povlakem a povrchem kovu, začne se korozní prostředí hromadit a vytvářet korozní produkty. Jestliže je průnik korozního prostředí do takto vzniklého puchýře intenzivnější, korozní produkty narůstají a vlivem velkého tlaku povlak praská. Jednotlivé nitky narůstají do šíře a napadení přechází na nerovnoměrné.

Bimetalická koroze (galvanická) vzniká při těsném kontaktu dvou rozdílných kovů. Ve vlhkých podmínkách mohou tvořit tyto kovy galvanický článek, kde méně ušlechtilý kov bude korodovat. Bimetalická koroze může probíhat také mezi kovem a jiným elektricky vodivým materiálem, např. grafitem. Korozní napadení během bimetalické koroze závisí na mnoha faktorech. Jestliže je rozdíl potenciálů mezi kovy malý, bude i koroze malá. Jako příklad lze uvést systém měď – nikl. Dalším faktorem který má vliv na bimetalickou korozi je velikost exponované plochy. Jestliže je plocha méně ušlechtilého kovu v porovnání s ušlechtilým kovem malá, bude relativní úbytek korozně napadnutého materiálu značný. Třetí faktor ovlivňující bimetalickou korozi je tenká vrstva vlhkosti, soustředěná do oblasti kontaktu mezi kovy.

Koroze v pórech a trhlinkách je speciálním případem bimetalické koroze u kovových povlakových systémů. Póry, které představují místní přerušeni celistvosti povlaku jsou nebezpečné zejména tehdy, zasahují-li až k podkladovému materiálu. Agresivní prostředí může v takovémto případě působit na podklad a iniciovat vznik galvanických článků. Výsledkem tohoto procesu jsou korozní produkty, které nejdříve zaplní póry a postupně se dostanou až na povrch. Důležitou roli v rozvoji tohoto korozního děje hraje relativní vlhkost a materiál podkladu. Při relativních vlhkostech pod 50 % oxidy podkladu (např. Cu_2O , NiO) obvykle již nereagují na sirníky a do jisté míry pór pasivují. Naopak při vyšších relativních vlhkostech může docházet za určitých okolností ke vzniku galvanických mikročlánků přímo na povrchu a korozní rozrušení ochranného povlaku může být urychleno. U povlaků z drahých kovů jako je např. Au, Rh a Ru je koroze v pórech a trhlinkách dominantním degradačním procesem. Počet pórů a jejich velikost závisí na tloušťce povlaku, drsnosti povlaku, jakosti předběžných úprav, režimu pokovení.

Plížení korozních produktů po povrchu je korozní děj charakteristický pro některé korozní produkty, především Ag_2S a Cu_2S . Na nepokovených místech mají tyto produkty schopnost při určité relativní vlhkosti přelézat z místa vzniku na povlaky ušlechtilých kovů. Rychlost plížení korozních produktů závisí na složení korozní atmosféry. Tak např. korozní produkty CuSn_6 mohou v prostředí s $\text{H}_2\text{S} + \text{Cl}_2$ překonat vzdálenost 0,5 mm k Au za 10 h, kdežto v agresivním prostředí pouze s H_2S to trvá až 500 h.

Koroze vyvolaná malými částicemi prachu je zvláštní případ koroze, kdy koncentrace škodlivých plynů je nízká a přesto může probíhat např. na povrchu povlaku významný korozní proces. Hlavní roli zde hrají prachové částice, které mohou absorbovat vlhkost ze vzduchu, rozpouštět se a vytvářet na povrchu koncentrované roztoky agresivních elektrolytů (obr. 23).



Obr. 23 Vliv prachu na rozvoj korozního procesu

Nerozpustné částice naopak mohou část povrchu stínit a tak iniciovat vznik korozních článků s diferenční aerací.

Korozní prostředí

Podle prostředí můžeme korozní děje rozdělit na:

Koroze v technologických prostředích

Koroze v technologických prostředích představuje širokou oblast korozních procesů. Vysvětleny budou jen základní mechanismy. Pro lepší orientaci budou technologická prostředí rozdělena na prostředí elektricky nevodivá a elektricky vodivá.

Koroze v elektricky nevodivých prostředích

Jedná se o korozi, ke které dochází v plynech s oxidační nebo redukční povahou. Mohou to být ale i bezvodé organické nebo anorganické kapaliny.

Koroze v oxidujících plynech

Za zvýšených teplot dochází v plynech s oxidačním účinkem (O_2 , CO_2 , SO_2) u kovů ke vzniku korozních zplodin. Rychlost koroze je ovlivňována vlastnostmi vznikajících korozních produktů. Vytváří-li se souvislá homogenní vrstva, pak je působení korozního prostředí omezováno vrstvou oxidů, která rychlost koroze snižuje. U nehomogenní vrstvy (nebo silně porézní) může být povrch kovu v přímém kontaktu s korozním prostředím a koroze proto probíhá výrazněji. Předpokladem pro vznik homogenní oxidické vrstvy je Pilling-Bedworthovo číslo > 1 .

Koroze v redukujících plynech

Velmi nebezpečným korozním napadením kovu v redukujícím prostředí je *vodíková koroze*. Dochází k ní v důsledku malé velikosti vodíkového atomu. Vlivem reakčních podmínek (teploty, tlaku, katalyzátoru) i samotného povrchu kovu může být vodík aktivován do atomárního stavu.

Elektrony se stávají součástí elektronového mraku kovu. Kationy pronikají do materiálu. Jsou-li v materiálu póry nebo úzké trhlinky, dochází na jejich povrchu k přeměně atomárního vodíku v molekulární. Vzniklý molekulární vodík již není schopen difundovat kovem vně. Hromadí se v místě poruch a zvyšuje zde tlak až na hodnoty 107 až 1013 kPa. Tak vysoký tlak rozrušuje materiál, dochází k jeho zkřehnutí a praskání. Pronikání vodíku do kovu je závislé na adsorpci vodíku na povrchu, difúzi vodíku kovem a rozpustnosti vodíku v kovu. Vodík rozpuštěný v kovu způsobuje *vodíkovou křehkost*. Dochází k ní za normálních a nízkých teplot. Za těchto podmínek sice může vodík pronikat do oceli, ale vlivem nízké teploty nemůže reagovat s uhlíkem.

Koroze v nevodivých kapalinách

Ke korozním reakcím dochází i v nevodivých kapalinách anorganického nebo organického původu. Řada těchto kapalin má polární charakter nebo může být za určitých podmínek polarizovaná. Vzniknou tak solvatované ionty. Podmínkou pro rozpuštění kovu v nevodivém kapalném prostředí je rozdíl ionizační a solvatační energie. To určuje vzájemnou afinitu kovu a kapaliny, která může mít za následek vznik elektrodového potenciálu podobně jako u kovů proti normální vodíkové elektrodě. Tak např. uhlovodíky běžně nepodporují korozi. Obsahují-li kyslík, mohou přecházet na kyslíkové agresivní produkty.

Koroze v elektricky vodivých prostředích

Koroze v elektricky vodivém prostředí je umožněna existencí iontů vzniklých disociací korozního prostředí. Korozní mechanismy jsou proto obdobné ať již se jedná o korozi

v tavenině nebo elektrolytu. Při korozní reakci probíhají obě dílčí korozní reakce – anodická a katodická. Při anodické dochází k oxidaci kovu a při katodické k redukci některých složek korozního prostředí.

Půdní koroze

Koroze v půdě má vlivem rozmanitých a specifických vlastností půdy celou řadu zvláštností. Představu o korozní agresivitě půdního prostředí v závislosti na její vodivosti podává tab. 11. Půda je tvořena fází tuhou, plynnou a kapalnou. Z korozního hlediska má základní význam kapalná fáze, představovaná roztokem elektrolytu s různým množstvím rozpuštěných plynů. Ve své podstatě je půdní koroze koroze ve vodě o různém složení.

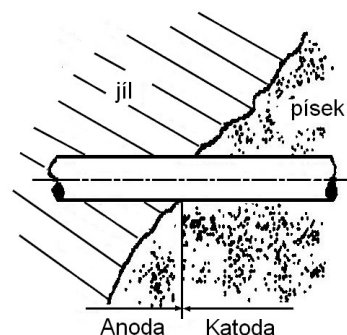
Měrná vodivost (S.m ⁻¹)	Korozní účinek
10 ⁻⁴	velmi silně agresivní
10 ⁻⁴ až 3,3 · 10 ⁻⁴	silně agresivní
3,3 · 10 ⁻⁴ až 2,0 · 10 ⁻⁴	agresivní
2,0 · 10 ⁻⁴ až 1,0 · 10 ⁻⁴	málo agresivní
1,0 · 10 ⁻⁴ až 5,0 · 10 ⁻⁵	slabě agresivní
5,0 · 10 ⁻⁵	neagresivní

Tab. 11 Vodivost a agresivita půdního prostředí [44].

Plynná fáze půdní atmosféry je tvořena mikrobiální činností a má často omezený styk s vnějším ovzduším. Má zpravidla vyšší obsah dusíku a oxidu uhličitého. Vlivem nižší propustnosti půdy klesá se vzrůstající hloubkou obsah plynů v půdě. Sama půda má různé chemické složení, což spolu s její strukturou významně ovlivňuje vlhkost půdy. Nerovnoměrný průnik plynů půdou se projevuje tím, že voda obsahuje místně vyšší či nižší koncentraci plynu, což má za následek vznik *koncentračních článků s diferenční aerací* (obr. 24).

Korozní agresivita půdního prostředí je ovlivňována pH. Nízké hodnoty pH korozi podporují. Naproti tomu přítomnost uhličitanu v půdě snižuje nebezpečí koroze. Písčité půdy, kde je málo rozpustných a agresivních látek, jsou korozně méně nebezpečné než půdy humózní a kyselé.

Půdní korozi značně zvětšují *bludné proudy*. V půdě může dojít ke korozi bludnými proudy především v blízkosti drah elektrizovaných stejnosměrným proudem a využívajících koleje pro zpětné vodiče. Z kolejí uniká část trakčního proudu a jako vodiče využívá půdní elektrolyt. Úložná zařízení (kabely, potrubí apod.), která přetínají gradient elektrického pole vzniklého v půdě, mohou jako lepší vodič soustředit značnou část takto vzniklého proudu. V místě, kde vstupuje kov z půdního elektrolytu na kov úložného zařízení se stává rozhodujícím činitelem katodické reakce a v místě, kde se vrací, je rozhodujícím činitelem anodické reakce. Korozní proces na rozhraní kov - půdní elektrolyt je výrazně urychlován. Bludný proud o hodnotě 1 A dokáže za jeden rok rozpustit 10 kg Fe nebo 37 kg Pb [44].



Obr. 24 Mechanismus koroze v půdě

Koroze v atmosféře

Předcházející prostředí představovala jen dílčí části korozního prostředí, i když ne nevýznamnou. Větší část technických výrobků je ale vystavena působení vnější atmosféry, ve které dochází k atmosférické korozi.

Atmosférická koroze je korozi elektrochemickou. Její specifčnost je ale v tom, že elektrochemický děj probíhá pouze v tenké vrstvě elektrolytu na rozdíl od případů elektrochemické koroze, při níž je korodující kov ponořen do agresivního elektrolytu. Malá tloušťka elektrolytu a stálý styk s nadbytkem vzdušného kyslíku vytváří předpoklad pro to, aby katodické dílčí reakce probíhaly převážně s kyslíkovou depolarizací. Malý objem elektrolytu způsobuje jeho rychlé nasycení korozními zplodinami, což může zpomalovat průběh atmosférické koroze. Převážně neutrální, nebo mírně kyselá reakce elektrolytu je příčinou vzniku tuhých korozních zplodin.

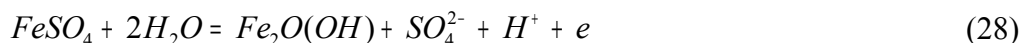
Mechanismus atmosférické koroze

Základní podmínkou pro průběh elektrochemických dějů v atmosféře je existence vrstvičky elektrolytu na povrchu kovu. V reálných podmínkách má atmosféra vždy určitý obsah vlhkosti. Ta může adsorbovat na povrchu kovu. Aby měla charakter elektrolytu, musí být v kapalně fázi, nikoliv ve formě adsorbovaného plynu. Na ideálně rovném povrch k tomu dojde až po nasycení atmosféry vodní parou. Skutečný povrch není nikdy ideálně rovný. V trhlinkách, nerovnostech nebo vlivem tuhých nečistot dochází ke kapilární kondenzaci a tak k vytvoření jedné ze základních podmínek pro rozvoj atmosférické koroze. Voda v kapalně fázi se může na povrchu kovu objevit i jiným mechanismem, např. vlivem deště, orosení, mlhy apod. Pro atmosférickou korozi je však určující vzdušná vlhkost. Minimální hodnota relativní vlhkosti, při níž dojde na povrchu k vytvoření vrstvičky vod, se nazývá *kritická vlhkost*.

Mezní hodnotou, při níž se již mohou vytvořit podmínky pro rozvoj atmosférické koroze, je relativní vlhkost $> 80 \%$. Tloušťka vrstvičky vody závisí na mechanismu vzniku. Vrstvička sorpčního původu je obvykle nesouvislá a dosahuje tloušťky $10 \mu\text{m}$. Vrstvy vzniklé orosením při teplotách pod rosným bodem mají tloušťku do $100 \mu\text{m}$ a vrstvy vzniklé srážkami jsou silné až $0,4 \text{ mm}$.

Reálná atmosféra je znečištěna plynnými a rozpustnými tuhými nečistotami. Znečištění atmosféry se do průběhu korozního děje aktivně zapojuje. Již velmi malá koncentrace agresivních látek může zvýšit korozi deset i vícekrát. Za nejvýznamnější korozní složky atmosféry jsou pokládány SO_2 , NO_x , H_2S , Cl_2 , $\text{NH}_3 + \text{NH}_4^+$, Cl^- a saze.

Nejrozšířenější agresivní složkou je oxid siřičitý. Mechanismus jeho korozního působení na železo lze popsat následujícími rovnicemi:



Způsob vzniku roztoku elektrolytu na povrchu kovu ovlivňuje charakter atmosférické koroze. Velmi tenké, nestékající vrstvičky vytvářejí značně koncentrované roztoky, v nichž zejména síranové a chloridové ionty vyvolávají nerovnoměrné formy korozního napadení (*síranová aglomerační hnízda*). Pro tlustší, stékající vrstvy tím, že smývají rozpustné agresivní složky a hygroscopické nečistoty, je charakteristické snížení agresivity.

Další z činitelů ovlivňující průběh atmosférické koroze je teplota. Dalo by se předpokládat, že jako u každého jiného elektrochemického děje se bude rychlost atmosférické koroze se stoupající teplotou velmi silně zvyšovat. V reálných atmosférách se tato obecná zákonitost jednoznačně neuplatňuje. Souvisí to s vlhkostí. Zvýší-li se teplota, může vlhkost atmosféry klesnout pod kritickou hodnotu a korozní děj se může zpomalit a postupně zastavit. Relativně studené atmosféry mohou být proto agresivnější než teplé atmosféry, kde nedochází ke kolísání teploty. Rozporné jsou názory na průběh atmosférické koroze při velmi nízkých

teplotách. Předpokládá se, že když voda zmrzne, proces atmosférické koroze se zastavuje. Vliv teploty a vlhkosti na průběh atmosférické koroze vystihuje tzv. *vlhkostně-teplotní komplex*, který se zjišťuje pro jednotlivé reálné atmosféry.

Kinetika atmosférické koroze

Atmosférická koroze probíhá v relativně komplikovaném systému:



Ke korozi může docházet jen v periodách ovlhčení, přičemž doby existence roztoku elektrolytu na povrchu kovu jsou závislé na klimatologických, meteorologických a aerochemických charakteristikách atmosférického prostředí. V reálné atmosféře jsou podmínky pro rozvoj atmosférické koroze značně proměnné. Přerušovaný průběh atmosférické koroze lze popsat vztahem:

$$K_t = \int_0^t v_k \cdot \tau \quad (29)$$

Uvedený vztah vyjadřuje skutečnost, že projevy koroze se sčítají. Délka jednotlivých period ovlhčení τ závisí na okamžitých hodnotách teplotně-vlhkostního komplexu. Rychlost koroze v_k je závislá na druhu korodujícího kovu, aktivitě vody v roztoku elektrolytu (a_{H_2O}) aktivitě korozních stimulatorů (a_z) a na teplotě:

$$v_k = f(Me, a_{H_2O}, a_z, T) \quad (30)$$

Zvláštní význam má v tomto vztahu druh korodujícího kovu. Z hlediska kinetiky koroze dělíme kovy do čtyř skupin:

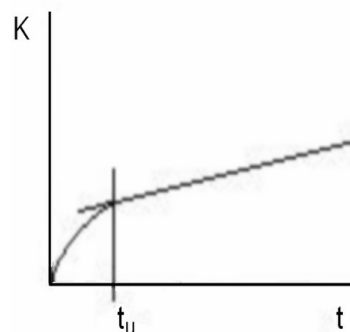
- Kovy schopné plně a opakovaně reagovat se stimulatory koroze (železné kovy, ocel a litina s nízkým obsahem přísad).
- Kovy schopné se stimulatory koroze vytvářet stabilní sole nebo hydrosole (zinek, měď, olovo, kadmium).
- Kovy vykazující v atmosférických podmínkách pasivitu (korozivzdorné oceli, titan, hliník).
- Kovy v atmosférických podmínkách korozně imunní (zlato, platina, rhodium, paladium).

Kovy první skupiny korodují za stejných podmínek o jeden řád rychleji než kovy skupiny druhé. Třetí skupina kovů se v méně agresivních atmosférách vyznačuje téměř korozní stálostí. Kovy čtvrté skupiny nekorodují ani v extrémně agresivních atmosférách.

Na základě znalosti chování jednotlivých kovů v agresivní atmosféře je možné stanovit střední roční ustálenou rychlost koroze ze vztahu:

$$v_k = k \cdot \tau^n \cdot z^m \quad (31)$$

kde konstanty k, n, m charakterizující jednotlivé kovy se získávají regresní analýzou v_k pro uhlíkovou ocel, zinek, měď a hliník po dlouhodobých expozicích v prostředí s časově proměnným znečištěním atmosféry z .



Obr. 25 Střední ustálená korozní rychlost

Pojem střední ustálená rychlost koroze vyjadřuje skutečnost, že průběh atmosférické koroze probíhá v počátečním stadiu tak, jak je to znázorněno na obr. 25. V počáteční fázi korozního procesu je potřeba uvažovat neustálený korozní stav, který je u jednotlivých skupin kovů různý. U kovů první skupiny k ustálení korozního procesu v atmosféře dochází po několika týdnech až rocích, zejména u patinujících ocelí. U neželezných kovů se naopak neustálená počáteční perioda koroze zanedbává.

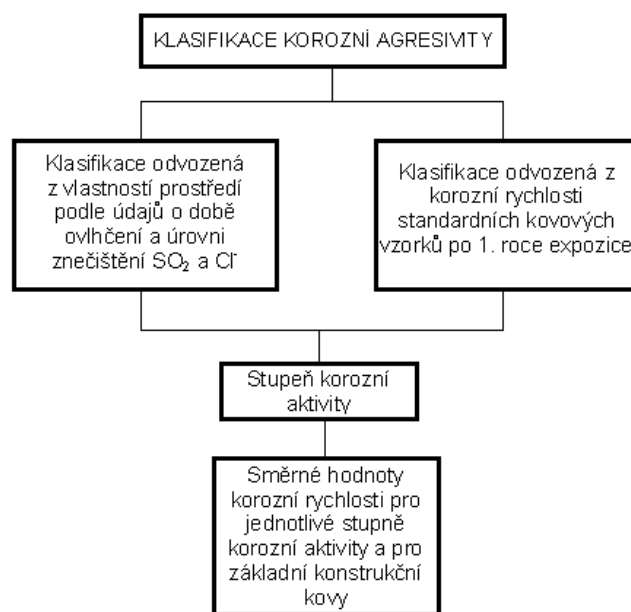
Klasifikace korozní agresivity

Průběh atmosférické koroze závisí na stimulech koroze, úrovni relativní vlhkosti, teplotě a vlastnostech znehodnocovaném kovu. Klasifikační systém vychází ze všech těchto faktorů. Při klasifikaci je ale nutné rozlišovat, jedná-li se o prostředí vnější, nebo prostředí vnitřní (např. uvnitř budov)

Klasifikační systém korozní agresivity vnějších prostředí podle ISO 9223 (obr. 26) je založen na dvou rovnocenných postupech, a to na:

- klasifikaci odvozené z vlastností prostředí podle údajů o době ovlhčení a úrovni znečištění,
- klasifikaci založené na stanovení korozní rychlosti standardních kovových vzorků po 1. roce expozice

Z obou systémů lze odvodit stupeň korozní agresivity prostředí.



Obr.26 Klasifikace korozní agresivity vnějších prostředí podle ČSN ISO 9223

Klasifikace doby ovlhčení

Doba ovlhčení je definována jako období, během kterého je povrch kovu pokryt adsorpční nebo kapalnou vrstvou elektrolytu, který je schopný vyvolat atmosférickou korozi. Vedle toho se můžeme setkat s pojmem vypočtená doba ovlhčení. Podle ČSN ISO 9223 to je doba ovlhčení, stanovená z teplotně vlhkostního komplexu. Je tím myšleno období, za které v průběhu roku nepoklesne teplota pod 0 °C a relativní vlhkost pod 80 %. Tato definice doby ovlhčení neodpovídá plně skutečnosti, protože ovlhčení je ovlivňováno celou řadou faktorů, jako je např. druh kovu, jeho hmotnost, stavem povrchu, množstvím korozních zplodin apod.

Klasifikovaný interval	Doba ovlhčení		Příklad výskytu
	(h.rok ⁻¹)	(% v roce)	
τ_1	$\tau \leq 10$	$\tau \leq 0,1$	Vnitřní mikroklimata s řízenými klimatickými podmínkami
τ_2	$10 < \tau \leq 20$	$0,1 < \tau \leq 3$	Vnitřní mikroklimata bez řízených klimatických podmínek
τ_3	$250 < \tau \leq 2500$	$3 < \tau \leq 30$	Venkovní atmosféry v suchých a chladných klimatech; účinně provětrávané přístřešky
τ_4	$2500 < \tau \leq 5500$	$30 < \tau \leq 60$	Venkovní atmosféra ve všech klimatických oblastech; provětrávané přístřešky ve vlhkých podmínkách; nevětrané přístřešky v mírném klimatu
τ_5	$5500 < \tau$	$60 < \tau$	Vlhké klima; nevětrané přístřešky ve vlhkých podmínkách

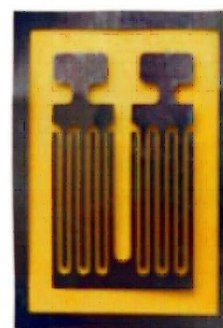
Tab. 12 Klasifikace doby ovlhčení podle ČSN ISO 9223

Tyto faktory mohou skutečnou dobu ovlhčení jak snižovat, tak zvyšovat. Vhodnost aplikace vypočtené doby ovlhčení klesá i se stupněm krytí výrobku. Doba ovlhčení ve smyslu uvedené definice závisí na makroklimatické oblasti a kategorii umístění⁹. Klasifikace doby ovlhčení v různých atmosférách je v tab.12. V intervalu doby ovlhčení τ_1 se nepředpokládá kondenzace vodní páry. Pro doby ovlhčení z intervalu τ_1 a τ_2 je pravděpodobnost koroze vyšší u zaprášených povrchů. V dobách ovlhčení v intervalech τ_3 až τ_5 se může vyskytovat kondenzace se srážkami.

Indikace přítomnosti vody v kapalně fázi na povrchu kovu je principiálně zjistitelná přímým nebo nepřímým způsobem. Nepřímé stanovení doby ovlhčení vychází ze znalostí průběhu teploty a relativní vlhkosti ovzduší a dalších údajů jako je např. množství srážek, výskyt rosy, mlhy spadu sněhu apod. Vzhledem k předcházejícím podmínkám má tento způsob stanovení doby ovlhčení pouze pravděpodobnostní charakter. Přesnější informaci o četnosti ovlhčení povrchu poskytují přímé měření doby ovlhčení.

Metody přímého měření ovlhčení jsou založeny na indikaci iontově vodivého vodného roztoku na povrchu v době ovlhčení. Rozhodující úlohu u tohoto způsobu indikace hraje snímač, který musí zachytit kondenzační děje na povrchu a nesmí je svou přítomností ovlivnit. Snímač je např. vyroben jako systém dvou nebo více kovových elektrod, které pracují v aktivním nebo pasivním stavu (obr. 27).

Základní konstrukční částí tohoto snímače je 0,05 mm sklolaminátová fólie o rozměrech 24 x 36 mm s napařeným elektrodovým systémem (velikost štěrbin 400 až 450 μm). Nepatrná tloušťka snímače dovoluje sledovat po instalaci na povrch teplotu povrchu. To umožňuje okamžitou indikaci stavu ovlhčení různě hmotných vzorků. Vyhodnocování se



Obr. 27 Snímač ovlhčení

⁹ Vypočtenou dobu ovlhčení lze s určitým omezením vztáhnout i na vnitřní prostory. Je však nutné mít na zřeteli, že místní teplotní změny mohou vyvolávat lokální kondenzace na chladnějších místech či ve štěrbinách. Např. vzduch při teplotě 20 °C a relativní vlhkosti 50 % může způsobit na povrchu o teplotě 10 °C již významnou kondenzaci vodní páry.

provádí kontinuálním měřením proudu tekoucího elektrodovým systémem. Protože sledovaný proces má stochastický charakter, je účelné sledovat dobu orosení několika snímači současně.

Klasifikace úrovně znečištění

Klasifikace úrovně znečištění je založena na hodnocení koncentrace dvou základních složek agresivní atmosféry - oxidu siřičitého a chloridových iontů. Tyto dva druhy znečištění jsou rozhodující pro venkovské, městské, průmyslové a přímořské atmosféry.

Jiné druhy znečištění (oxidy dusíku, průmyslový prach a specifická technologická znečištění - Cl₂, H₂S, organické kyseliny) vyvolávající korozní jevy, jsou ve smyslu této klasifikace pokládány za znečištění doprovodná nebo specifická (NO_x).

Úrovně znečištění rozhodujících korozních činitelů se klasifikují samostatně pro znečištění oxidem siřičitým a vzdušnou salinitou. Pro každý z těchto stimulátorů koroze se stanovují čtyři intervaly úrovně znečištění. Klasifikace úrovně znečištění SO₂ pro standardní atmosféry je v tab.13.

Depoziční rychlost SO ₂ (mg.m ⁻² .d ⁻¹)	Koncentrace SO ₂ (μg.m ³)	Klasifikovaný interval úrovně znečištění
$P_d \leq 10$	$P_c \leq 12$	P ₀
$10 < P_d \leq 35$	$12 < P_c \leq 40$	P ₁
$35 < P_d \leq 80$	$40 < P_c \leq 90$	P ₂
$80 < P_d \leq 200$	$90 < P_c \leq 250$	P ₃

Tab. 13 Klasifikace úrovně znečištění oxidem siřičitým podle ČSN ISO 9223

Hodnoty oxidu siřičitého se stanovují depozičními (P_d) a objemovými (P_c) metodami. Depoziční rychlost a koncentrace SO₂ se zjišťuje z měření prováděných po dobu alespoň jednoho roku. Pro účely klasifikace korozní agresivity jsou takto stanovené hodnoty rovnocenné. Vztah mezi hodnotami naměřenými uvedenými metodami lze přibližně vyjádřit rovnicí:

$$P_d = 0,8P_c \quad (32)$$

Koncentrace oxidu siřičitého v klasifikačním intervalu P₀ se považuje za koncentraci pozadí, které není významné z hlediska korozního napadení. Znečištění nad klasifikační interval P₃ je považováno za extrémní znečištění.

V tab.14 je uvedena klasifikace znečištění Cl⁻, vztahující se k vnějším atmosférám, které jsou znečištěny vzdušnou salinitou.

Depoziční rychlost Cl ⁻ (mg.m ⁻² .d ⁻¹)	Klasifikovaný interval úrovně znečištění
$S \leq 3$	S ₀
$3 < S \leq 60$	S ₁
$60 < S \leq 300$	S ₂
$300 < S \leq 1500$	S ₃

Tab. 14 Klasifikace úrovně znečištění vzdušnou salinitou podle ČSN ISO 9223

Depoziční rychlost chloridů může být měřena různými postupy. Obvykle se depoziční rychlost chloridů vyjadřuje jako roční průměr. Výsledky krátkodobých měření jsou totiž velmi závislé na počasí. Tak jako pro oxid siřičitý klasifikovaný interval S₀ představuje koncentraci pozadí.

Stupně korozní agresivity prostředí

Korozní agresivita prostředí se hodnotí v pěti stupních vyjadřujících korozní agresivitu prostředí (tab.15).

Stupeň korozní agresivity	Charakter korozní agresivity
C1	velmi nízká
C2	nízká
C3	střední
C4	vysoká
C5	velmi vysoká

Tab. 15 Stupně korozní agresivity

V tab.16 je přiřazena jednotlivým stupňům korozní agresivity pravděpodobná korozní rychlosti standardních vzorků. Odvozené stupně korozní agresivity vycházející z doby ovhlnění a úrovně znečištění pro Zn, Al a Cu jsou zpracovány v tab.15.

Kov	Rychlost koroze pro první rok expozice									
	(g.m ² .a ⁻¹)					(μm.a ⁻¹)				
	Stupeň korozní agresivity					Stupeň korozní agresivity				
	C1	C2	C3	C4	C5	C1	C2	C3	C4	C5
Zn	≤ 0,7	≤ 5	≤ 15	≤ 30	≤ 60	≤ 0,1	≤ 0,7	≤ 2,1	≤ 4,2	≤ 8,4
Cu	≤ 0,9	≤ 5	≤ 12	≤ 25	≤ 50	≤ 0,1	≤ 0,6	≤ 1,3	≤ 2,8	≤ 5,6
Al	*	≤ 0,6	≤ 2	≤ 5	≤ 10	-	-	-	-	-

Tab.16 Rychlost koroze pro jednotlivé stupně korozní agresivity podle ČSN ISO 9223

Korozní rychlosti uvedené v tabulce jsou stanoveny pro rovnoměrnou korozi. U hliníku v prostředí klasifikovaném stupněm C1 je obvykle zjištěná koroze zanedbatelná. Místní koroze, pozorovaná u hliníku po prvním roce expozice, nemůže být z principiálních důvodů vyhodnocována jako korozní poškození.

	τ ₁			τ ₂			τ ₃			τ ₄			τ ₅			
	S ₀ -S ₁	S ₂	S ₃	S ₀ -S ₁	S ₂	S ₃	S ₀ -S ₁	S ₂	S ₃	S ₀ -S ₁	S ₂	S ₃	S ₀ -S ₁	S ₂	S ₃	
P ₀ -P ₁	C1	C1	C1	C1	C1/C2	C3	C3	C3	C3/C4	C3/C4	C4	C5	C3/C4	C5	C5	Cu/Zn
P ₂	C1	C1	C1/C2	C1/C2	C2	C3	C3	C3/C4	C4	C3/C4	C4	C5	C4/C5	C5	C5	
P ₃	C1	C1/C2	C2	C2	C3	C3/C4	C3	C3/C4	C4	C4/C5	C5	C5	C5	C5	C5	
P ₀ -P ₁	C1	C2	C2	C1	C2/C3	C4	C3	C3/C4	C4	C3	C3/C4	C5	C4	C5	C5	Al
P ₂	C1	C2	C2/C3	C1/C2	C3/C4	C4	C3	C4	C4/C5	C3/C4	C4	C5	C4/C5	C5	C5	
P ₃	C1	C2/C3	C3	C3/C4	C4	C4	C3/C4	C4/C5	C5	C4/C5	C5	C5	C5	C5	C5	

Tab.17 Odvozené stupně korozní agresivity atmosfér podle ČSN ISO 9223

Klasifikace korozní agresivity vnitřních prostředí

Rozvoj elektroniky, zvýšená péče o muzeální exponáty a kulturní památky vůbec vytváří nutnost klasifikovat i korozní agresivitu vnitřních prostředí. Klasifikační systém korozní agresivity vnitřních prostředí musí respektovat určité odlišnosti tohoto prostředí. Jednak to jsou nízké hodnoty koroze a jednak odlišný časový průběh koroze ve vnitřním prostředí.

Pro odvození stupňů korozní agresivity v málo agresivních vnitřních prostředích (místa expozice elektronických systémů, náročných technických výrobků, uměleckých a historických předmětů či objektů) je třeba zvolit citlivější metody a postupy. Pro určité oblasti výskytu nízkoagresivních atmosfér pak má zásadní význam i to, že se na korozním procesu nepodílí jako stimulátor pouze klasický oxid siřičitý, ale i jiné polutanty v ovzduší.

Pro elektrotechniku má uplatnění klasifikační ANSI/ISA. V rámci ISO existuje pro vnitřní prostředí klasifikační systém, který je založen na obdobném principu jako ISO 9223.

Klasifikační systém ANSI/ISA

Klasifikační systém ANSI/ISA - S 71.04-1985¹⁰ specifikuje tři typy znečištění vnitřních prostředí:

- kapalná,
- pevná,
- plynná.

Pro plynná znečištění je klasifikace korozní agresivity vnitřních prostředí založena na korozní rychlosti vysoce čisté mědi. Měď je použita proto, že je nejběžnější a nejčastěji používaný kov v elektrotechnice a také proto, že korozní chování mědi je obdobné jako chování mnoha dalších kovových materiálů ve vnitřním prostředí. V některých případech je měď nahrazována stříbrem (prostředí se sirníky) nebo ocelí či zinkem (prostředí skladů). Klasifikované úrovně plynných prostředí podle ANSI/ISA jsou uvedeny v tab. 18.

Úroveň znečištění			
G1	G2	G3	GX
nízká	Střední	vysoká	velmi vysoká
< 30	< 100	< 200	≥ 200
Korozní přírůstek Cu za 30 dní (nm)			

Tab. 18 Klasifikace korozní aktivity vnitřních prostředí

Vliv korozního prostředí je v tomto systému vztažen i na spolehlivost elektronických zařízení (tab. 19). Z tabulky vyplývá, že pro úroveň znečištění GX je nutné používat průmyslové provedení elektronického zařízení.

G1	G2	G3	GX
nízká	střední	vysoká	velmi vysoká
bez korozního napadení	po více jak 5 letech projevy korozního napadení	do 5 let projevy korozního napadení	spolehlivost ovlivněna korozním napadením

Tab. 19 Korozní agresivita vnitřních prostředí

Korozní působení vybraných polutantů vnitřního prostředí, vztažené k této klasifikaci je v tab. 20. Údaje v tabulce jsou rozděleny do dvou částí. Horní obsahuje plyny se synergickými účinky, spodní bez synergických účinků.

Polutant	Úroveň znečištění			
	G1	G2	G3	GX
H ₂ S	< 3	< 10	< 50	≥ 50
SO ₂ , SO _x	< 10	< 100	< 300	≥ 300
Cl ₂	< 1	< 2	< 10	≥ 10
NO _x	< 50	< 125	< 1250	≥ 1250
NH ₃	< 500	< 10 000	< 25 000	≥ 25 000
O ₃	< 2	< 25	< 100	≥ 100
Koncentrace plynu (ppb)				

Tab. 20 Vliv vybraných polutantů na úroveň korozního znečištění vnitřního prostředí

Klasifikační systém ISO

Klasifikační systém ISO pro vnitřní prostředí je založen na obdobných principech jako u vnější atmosféry, má však určité metodické odlišnosti. Korozní agresivita prostředí se hodnotí v pěti stupních IC1 až IC5 obdobně jako v ISO 9223 (tab. 21).

¹⁰ „Environmental Conditions for Process Measurement and Control Systems: Airborne Contaminants“. Tato metodika byla v roce 1987 převzata IEC jako IEC 654-4 Operating conditions for industrial process measurement and control equipment.

Stupeň korozní agresivity	Typové prostředí	
	Vytápěné	Nevytápěné
IC 1	s kontrolovanou rel. vlhkostí (< 40 %), bez rizik vzniku kondenzace, nízká úroveň znečištění, žádná specifická znečištění . (např. výpočetní střediska, muzea s kontrolou podmínek)	s vysoušením, nízká úroveň znečištění, žádné specifické znečištění. (např. sklady vojenské techniky)
IC 2	s nízkou rel. vlhkostí (<50%), s jistou fluktuací rel. vlhkostí, bez rizika kondenzace , nízká úroveň znečištění bez specifických složek znečištění. (např. muzea, veliny)	s plynulými změnami teploty a rel. vlhkostí, bez rizika kondenzace, nízká úroveň znečištění. (např. sklady s malou frekvencí teplotních změn)
IC 3	s rizikem fluktuace teploty a rel. vlhkosti, střední úroveň znečištění s rizikem specifických znečištění. (např. rozvodny v energetice)	se zvýšenou rel. vlhkostí (50 – 70 %) s periodickou fluktuací rel. vlhkosti, bez rizika kondenzace, zvýšená úroveň znečištění, nízké riziko specifických znečištění . (např. kostely v čistých oblastech, telekomunikační boxy ve venkovských prostředích)
IC 4	s fluktuací teploty a rel. vlhkosti, zvýšená úroveň znečištění včetně specifických znečištění. (např. elektrárenské rozvodny v průmyslových areálech)	s vysokou rel. vlhkostí (nad 70 %) s rizikem kondenzace, střední úroveň znečištění, možné vlivy specifických znečištění. (např. kostely v znečištěných oblastech, vnější telekomunikační boxy ve znečištěných oblastech)
IC 5	s omezeným vlivem rel. vlhkosti, vyšší úroveň znečištění včetně specifických znečištění . (např. rozvodny a energetická centra bez účinné kontroly znečištění)	s vysokou rel. vlhkostí a rizikem kondenzací, střední a vyšší úroveň znečištění. (např. sklady ve znečištěných oblastech)

Tab. 21 Charakterizace vnitřních prostředí podle připravovaného návrhu ISO

Ovlhčení klasifikuje systém ISO ve čtyřech úrovních změn relativní vlhkosti (tab. 22).

Úroveň	Relativní vlhkost (%)	Rozsah změn (%)
I	$RV < 40$	do 10
II	$40 \leq RV < 50$	≤ 10 $RV < 20$
III	$50 \leq RV < 70$	≤ 10 $RV < 30 - 40$
IV	$RV \geq 70$	< 40

Tab. 22 Kategorizace úrovní relativní vlhkosti pro vnitřní prostředí

Klasifikační systém ISO pro vnitřní prostředí počítá rovněž s celou řadou plynných znečištění, jako např. oxid siřičitý, oxidy dusíku, plyny obsahující chlor, amoniak, ozonu, organické látky apod. Úrovně vybraných plynných znečištění podle návrhu jsou uvedeny v tab. 23.

Úroveň	SO ₂	NO ₂	O ₃	NH ₃
I	c < 1	c < 1	c < 1	c < 5
II	1 ≤ c < 5	1 ≤ c < 5	1 ≤ c < 5	5 ≤ c < 10
III	5 ≤ c < 10	5 ≤ c < 10	5 ≤ c < 10	10 ≤ c < 20
IV	c ≥ 10	c ≥ 10	c ≥ 10	c ≥ 20
Úroveň plynných znečištění (μg.m ⁻³)				

Tab.23 Úrovně plynných znečištění podle návrhu ISO

Norma ISO důsledně rozlišuje stanovení korozní agresivity na základě proměřených parametrů prostředí a podle korozního napadení (hmotnostní úbytky, hmotnostní přírůstky).

Zjišťování korozních přírůstků je kumulativní postup, zahrnující jak korozní produkty na exponovaném povrchu tak množství prašného spadu. Hodnocení korozní agresivity vnitřních prostředí na základě hmotnostních úbytků (po odstranění korozních produktů mořením) je poněkud problematická metoda vzhledem k velmi malému rozsahu napadení zkušebních vzorků ve vnitřním prostředí.

Kvantifikované údaje hmotnostních úbytků pro vnitřní prostředí jsou v tab. 24 a přírůstků v tab. 25. Rychlosti koroze stanovené z hmotnostního úbytku vzorků jsou přednostně aplikovány pro vyšší stupně korozní agresivity¹¹.

Stupeň korozní agresivity	Ocel	Zinek	Měď	Stříbro
IC 1	r _{cor} ≤ 70	r _{cor} ≤ 50	r _{cor} ≤ 50	r _{cor} ≤ 170
IC 2	70 < r _{cor} ≤ 1000	50 < r _{cor} ≤ 250	50 < r _{cor} ≤ 200	170 < r _{cor} ≤ 670
IC 3	1000 < r _{cor} ≤ 10000	250 < r _{cor} ≤ 700	200 < r _{cor} ≤ 900	670 < r _{cor} ≤ 3000
IC 4	10000 < r _{cor} ≤ 70000	700 < r _{cor} ≤ 2500	900 < r _{cor} ≤ 2000	3000 < r _{cor} ≤ 6700
IC 5	70000 < r _{cor} ≤ 200000	2500 < r _{cor} ≤ 5000	2000 < r _{cor} ≤ 5000	6700 < r _{cor} ≤ 16700
Hmotnostní úbytek r _{cor} (mg.m ⁻² .rok ⁻¹)				

Tab. 24 Klasifikace korozní agresivity vnitřních prostředí založená na rychlosti hmotnostního úbytku podle návrhu ISO

Stupeň korozní agresivity	Ocel	Zinek	Měď	Stříbro
IC 1	r _{cor} ≤ 70	r _{mi} ≤ 50	r _{mi} ≤ 25	r _{mi} ≤ 25
IC 2	70 < r _{mi} ≤ 700	50 < r _{mi} ≤ 250	25 < r _{mi} ≤ 100	25 < r _{mi} ≤ 100
IC 3	700 < r _{mi} ≤ 7000	250 < r _{mi} ≤ 700	100 < r _{mi} ≤ 450	100 < r _{mi} ≤ 450
IC 4	7000 < r _{mi} ≤ 50000	700 < r _{mi} ≤ 2500	450 < r _{mi} ≤ 1000	450 < r _{mi} ≤ 1000
IC 5	50000 < r _{mi} ≤ 150 000	2500 < r _{mi} ≤ 5000	1000 < r _{mi} ≤ 2500	1000 < r _{mi} ≤ 2500
Hmotnostní přírůstek r _{mi} (mg.m ⁻² .rok ⁻¹)				

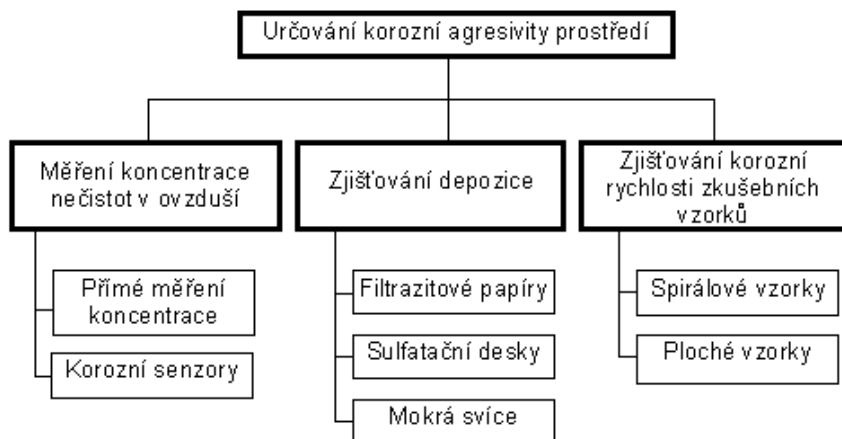
Tab. 25 Klasifikace korozní agresivity vnitřních prostředí založená na rychlosti hmotnostního přírůstku podle návrhu ISO

Určování korozní agresivity prostředí

Základní metody určování korozní agresivity prostředí jsou uvedeny na obr. 28. K přímému měření plynných nečistot v ovzduší se používají přístroje užívané ke kontrole kvality ovzduší. Měřicí přístroje jsou založeny na mikroprocesorové technologii, která umožňuje jednoduchou

¹¹ Horní hranice stupně korozní agresivity IC 3 v zásadě koresponduje s horní hranicí stupně korozní agresivity C 1 podle ČSN ISO 9223. Horní hranice stupně korozní agresivity IC 5 v zásadě koresponduje s horní hranicí stupně korozní agresivity C 2 podle ČSN ISO 9223

obsahuje s vysokou přesností. Je možné naprogramovat výstražné meze a ukládat údaje do paměti. Většinou je systém proveden tak, že k základnímu přístroji se připojují příslušné snímací moduly, které obsahují inteligentní senzory, eliminující problémy s kalibrací (tab. 26).



Obr. 28 Metody zjišťování korozní agresivity prostředí

Korozní agresivitu prostředí lze přímo stanovit pomocí korozních senzorů. Principiálně se jedná o čidlo podobné snímači doby ovlhčení. Senzor z mědi, stříbra, niklu nebo železa má na izolační podložce vytvořen meandr o tloušťce kolem $2,5 \cdot 10^{-7}$ m.

Měření je založeno na impedanční metodě. Přístroje jsou schopny detekovat nárůst korozní vrstvy kolem 10^{-9} m. Výsledky mohou být zpracovány ve formě kumulovaného korozního přírůstku, nebo korozního úbytku vztaženého k času. Protože hlavní uplatnění korozních senzorů je při monitorování nízkoagresivních atmosfér, je na přístroji obvykle možné nastavit ISA úroveň G1, G2, G3 a GX. Překročení 70 % nastavené hladiny je automaticky signalizováno.

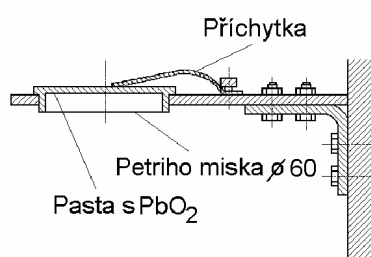
Klasickými postupy určování korozní agresivity jsou metody založené na měření korozní rychlosti zkušebních vzorků a měření depozice korozních škodlivin (stimulátorů koroze). Prvá skupina metod, měření korozní rychlosti je využitelná jak ve vnějším tak i vnitřním prostředí. Vzhledem k vlastnostem korozního procesu ve vnitřním prostředí musí být ale zkušební postup přizpůsoben charakteru a množství korozních zplodin. Měření depozice se využívá převážně ve vnějším prostředí.

Pro měření depoziční rychlosti znečištění ve vnějším prostředí jsou normalizovány následující postupy:

- měření depoziční rychlosti oxidu siřičitého na sulfatačních deskách s oxidem olovičitým,
- měření depoziční rychlosti oxidu siřičitého na alkalickém povrchu,
- měření rychlosti depozice chloridů metodou mokré svíce.

Měřený plyn	Rozsah měření	Princip
Oxid uhelnatý CO	0 - 10/500 ppm	Elektrochemický Infračervená absorpce
Oxid siřičitý SO ₂	0 - 50/500 ppm	Elektrochemický UV fluorescence Spektrofotometrie
Oxidy dusíku NO _x	0 - 100/1000 ppm	Elektrochemický Chemiluminiscence za sníženého tlaku
Sirovodík H ₂ S, amoniak NH ₃	0 – 50/ppm	Elektrochemický
Metan CH ₄ obdobné plyny	0 - 5 %	Plazmově ionizační detekce Infračervená absorpce

Tab. 26 Principy přímého měření koncentrace plyných exhalátů



Obr. 29 Držák desky s PbO₂

Podstatou metody stanovení oxidu siřičitého na sulfatačních deskách je reakce SO₂ s PbO₂ za vzniku síranu olovnatého. K tomuto účelu se definovaným postupem připraví speciální sulfatační desky¹². Minimálně tři takto připravené desky se umístí na zkušebních stojanech po dobu 30 dnů na zkušebním místě. Držáky musí být provedeny tak, aby směs s oxidem olovičitým směřovala k zemi a musí být zajištěn normální přístup a proudění vzduchu k povrchu zkušebních desek (obr. 29). Držáky s deskami mají být umístěny, pokud to je možné, na nejnižší a nejvyšší

úrovni exponovaných vzorků.

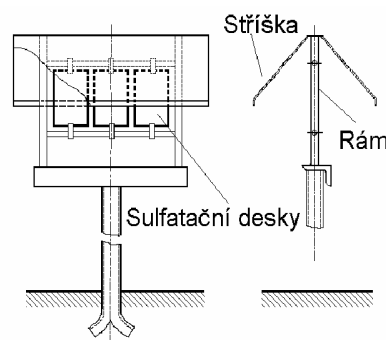
Po ukončení expozice se zjišťuje některou z kvantitativních analytických metod obsah síranů v sulfatačních deskách. Množství síranů, získané analýzou, se převede na čisté množství. Depoziční rychlost oxidu siřičitého v (mg·m⁻²·d⁻¹) se stanoví ze vzorce:

$$R_{SO_2} = 16,67 \cdot 10^{-3} \frac{(m_1 - m_0)}{S \cdot t} \quad (33)$$

Metoda stanovení *depoziční rychlosti oxidu siřičitého na alkalickém povrchu* je založena na principu, že oxidy síry a další sírné sloučeniny kyselé povahy se kumulují na alkalickém povrchu filtrační desky, nasycené roztokem uhličitanu sodného nebo draselného¹³. Zkušební desky se umístí ve vertikální poloze na zkušební stojan tak, aby jejich povrch byl ve směru převládajícího proudění vzduchu (obr. 30).

Normální doba expozice zkušebních desek je 30 dnů. Vyžaduje-li to charakter korozní zkoušky, nebo úroveň znečištění, může se doba expozice desek prodloužit na 60 nebo až 90 dní.

Po expozici se desky sejmou ze stojanu a analytickým postupem (např. gravimetrickou nebo titrační metodou) se provede analýza síranů.



Obr. 30 Držák filtračních desek

¹² 80 ks filtračního papíru o průměru 50 mm nebo 55 ks o průměru 60 mm se umístí do Petriho misky a napustí se směsí obsahující klovatinu a předepsané množství oxidu olovičitého.

¹³ Zkušební desky z filtračního papíru o rozměrech 150 x 100 x 3 mm jsou napuštěny roztokem uhličitanu sodného, nebo draselného o koncentraci 70 g.l⁻¹

Při použití gravimetrické metody se depoziční rychlost oxidu siřičitého v ($\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$) vypočte ze vztahu:

$$R_{\text{SO}_2} = \frac{m}{S \cdot t} \quad (34)$$

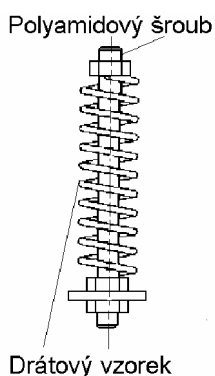
Třetí normalizovaná metoda pro stanovení korozní agresivity atmosfér je depozice chloridů metodou mokré svíce (obr. 31). Mokrý svíce je textilní knot, vložený ve speciální zátce do láhve, která obsahuje 200 ml speciálního roztoku¹⁴. Láhev (vzorkovač) se předepsaným způsobem umístí na zkušební místě a po zakončení expozice se provede analýza chloridů v roztoku, zachycených povrchem knotu. Množství zachycených chloridů se zjišťuje titrační metodou a výsledek se vyjadřuje jako depoziční rychlost Cl^- v ($\text{mg}\cdot\text{m}^2\cdot\text{d}^{-1}$):

$$R_{\text{Cl}^-} = \frac{m}{S \cdot t} \quad (35)$$

Popsané metody byly založeny na přímém měření základních korozních stimulátorů (SO_2 a Cl^-). Korozní agresivita může být odvozena i ze stanovení *korozní rychlosti standardních vzorků* vystavených po dobu jednoho roku v testované atmosféře. Pro přípravu standardních vzorků se používají čtyři základní materiály z běžné výroby:

- nelegovaná uhlíková ocel (0,03 až 0,10 % Cu, méně než 0,07 % P),
- zinek (min. 98,5 %),
- měď (min. 99,5 %),

Pro zkoušky se používají dva typy vzorků, a to vzorky ploché a spirálové. Ploché vzorky jsou obdélníkové destičky o rozměrech 100 x 150 mm



Obr. 32 Spirálový vzorek

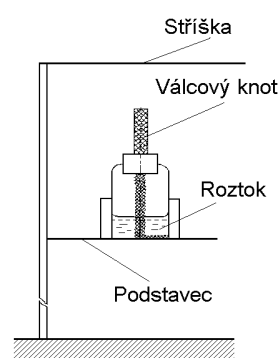
o tloušťce přibližně 1 mm. Otevřené spirálové vzorky jsou z drátu o průměru 2 až 3 mm. Tvar spirálových vzorků je na obr. 32. Tento typ vzorků se používá z důvodu snadnějšího vyhodnocování korozního přírůstku, výsledky se ale mohou výrazně lišit od zkoušek provedených na plochých vzorcích.

V měřené lokalitě se na počátku nejvíce korozně agresivního období exponují po dobu jednoho roku minimálně tři vzorky příslušného typu. Před expozicí se vzorky zváží s přesností na 0,1 mg. Po skončení expozice se ze vzorků odstraní vzniklé korozní zplodiny¹⁵ a provede nové vážení. Rychlost koroze vyjádřená v ($\text{d}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$) se vypočte z rovnice:

$$r = \frac{\Delta m}{S \cdot t} \quad (36)$$

nebo vyjádřená v ($\text{m}\cdot\text{a}^{-1}$) ze vztahu:

$$r = \frac{\Delta m}{S \cdot t \cdot \rho} \quad (37)$$



Obr. 31 vzorkovač pro metodu mokré svíce

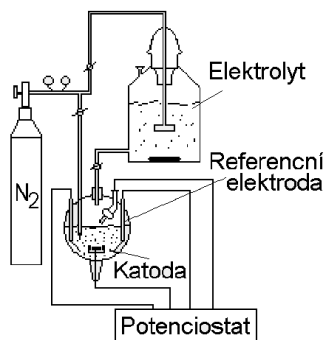
¹⁴ Roztok se skládá z glycerolu a vody s přidavkem kyseliny oktanové jako fungicidní přísada proti plísním.

¹⁵ Odstraňování korozních zplodin se provádí předepsaným způsobem podle ISO 8407

U otevřených spirálových vzorků se korozní rychlost za rok spočítá z rovnice:

$$r = 0,25 \frac{\Delta m.d}{m.t} \quad (38)$$

Na základě takto stanovené korozní rychlosti zkušebních vzorků se dá s využitím údajů v tab.23 a 24 určit korozní agresivita prostředí.



Obr. 33 Laboratorní uspořádání pro katodickou redukci

Zjišťování korozní agresivity ve vnitřních prostředích má proti určování korozní agresivity vnějšího prostředí určité odlišnosti. Podle IEC 654-4 se korozní agresivita hodnotí na základě přírůstku korozní vrstvy na kupónech z Ag nebo Cu. Zkušební kupony mají rozměr 10 x 50 mm. Povrch vzorků se vyběrou brusným metalografickým papírem. Potom se omyje acetonem a propylalkoholem. Po 28 až 30 dnech expozice vzorků na hodnoceném místě se stanoví tloušťka vrstvy korozních produktů a korozní agresivita se určí podle tab.17.

Tloušťka korozních produktů na kupónech se zjišťuje metodou katodické redukce. Vzorky se umístí do zkušební nádoby, kde kupon je katodou a jako anody se používají dvě Pt spirály (obr. 33). Vzorek je ve zkušební nádobce upevněn do speciálního držáku, tak aby se zajistila po celou dobu redukční periody definovaná plocha katody (0,5 cm²).

Potenciál na katodě, vyvolaný elektrochemickým pochodem, je registrován na zapisovači jako funkce času. Výpočet tloušťky korozní vrstvy vychází z Faradayova zákona. V upraveném vzorci pro stanovení množství elektrochemicky reagujících molů látky v závislosti na prošlém náboji:

$$h = \frac{I.t.M}{z.S.F} \quad (39)$$

se dosadí za reakční plochu $S = 0,5 \text{ cm}^2$ a proud I v mA. Výsledný vzorec pro výpočet tloušťky h v (nm) má potom tvar:

$$h = 0,207 \cdot \frac{I.t.M}{z} \quad (40)$$

Pro elektrotechniku je zajímavý postup, založený na vizuálním hodnocení barevných změn na povrchu mědi a stříbra po dlouhodobé expozici ve vnitřním prostředí (tab. 27).

stupeň korozní agresivity	stříbro		měď	
IC 1 – IC 2	2 - 6 měsíců 8 -13 měsíců	světlý zlatohnědý film, světlý kovově modrý film	žádné viditelné změny	
IC 3	3 - 4 měsíce 6 - 8 měsíců	světlý kovově modrý povrch (sirníky, nízké chloridy), šedý film (chloridy , nízké sirníky)	4 – 6 měsíců 12 měsíců	světle zlatohnědý, zlatohnědý, pomalé změny s časem
IC 4	3 - 4 měsíce	modročerný	2 – 3 měsíce	modročerný
IC 5	1 - 3 týdny	černý	1 – 3 týdny 3 – 6 měsíců	černý, vločkovitý film

Tab. 27 Hodnocení korozní agresivity vnitřních prostředí na základě změny barvy Cu a Ag

Fotochemická degradace

V atmosférickém prostředí nedochází jen ke znehodnocování kovových materiálů. Degradaci působení prostředí se projevuje i na plastech. Znehodnocování těchto materiálů je komplex degradčních procesů, z nichž nejvýznamnější jsou oxidace, fotodegradace a termodegradace polymerů.

Oxidaci podléhají nejvíce nenasycené polymery jako např. přírodní kaučuk a většina syntetických kaučuků. Je to dáno citlivostí dvojité vazby mezi dvěma uhlíky na reakci s kyslíkem. V konečné formě se oxidace projevuje jako tvrdnutí a praskání povrchu, vznik povrchových trhlin, odlupování nebo změna barvy. Od důsledků oxidace se velmi těžko odlišují důsledky působení slunečního záření (*fotodegradace*). Vliv slunečního záření se projevuje i zasiťováním polymerů.

Termická degradace vyvolaná infračervenou složkou slunečního záření a teplotou okolního vzduchu je stejný degradační proces jako degradace vyvolaná vysokou teplotou. Při posuzování tohoto procesu je ale nutné mít neustále na zřeteli, že tento děj probíhá současně s fotodegradací, což způsobuje, že někdy výsledky termodegradace nekorespondují s "čistým teplotním stárnutím". Prvním pozorovatelným účinkem slunečního záření na plastickou hmotu je její změna vzhledu (zejména barvy). Vlivem slunečního záření však dochází i ke znehodnocování mechanických a elektrických vlastností plastických hmot.

Charakteristika slunečního záření

Fotochemická a termooxidační degradace je úzce svázána se slunečním zářením, které se skládá z paprsků různých délek a různých intenzit. Z celkové energie slunečního záření, dopadajícího na zemský povrch, připadá 5 až 7 % na ultrafialovou část spektra, 45 % na viditelné světlo a zbývajících 50 % připadá na infračervenou oblast spektra.

Maximum záření je v rozsahu vlnových délek viditelných okem, tj. při 0,5 μm . Kdyby neměla Země vzdušný obal a byla by její plocha kolmá na sluneční záření, pak při střední vzdálenosti Slunce od Země by byl povrch ozařován teplem $I_0 = 1,35 \text{ kW}\cdot\text{m}^2$. Toto množství vyzářené sluneční energie nazýváme *solární konstantou*.

Intenzita slunečního záření se průchodem paprsků atmosférou zmenšuje. Dochází jednak k rozptylu paprsků odrazem o molekuly plynů a částičky prachu ve vzduchu, jednak k absorpci záření víceatomovými plyny (vodní párou H_2O , oxidem uhličitým CO_2 a ozónem O_3) obsaženými ve vzduchu. Ozón vyskytující se ve výškách 20 až 50 km nad zemským povrchem pohlcuje ultrafialovou složku slunečního záření. Proto se paprsky s vlnovou délkou 0,29 μm prakticky na zemský povrch nedostanou. Oxid uhličitý pohlcuje paprsky s vlnovými délkami 2 až 2,8 μm ; 4,2 až 4,4 μm a 13 až 17 μm . Obsah vodní páry v atmosféře je velmi proměnlivý. To se projevuje ve velkých výkyvech v pohlcování slunečních paprsků vodní parou. Nejvíce jsou pohlcovány paprsky s vlnovými délkami 0,72; 0,93; 1,1; 1,4; 1,8; 2,3 až 2,5; 4,4 až 8,5 a 12 až 60 μm .

Intenzita slunečního záření

Intenzita přímého slunečního záření dopadající na plochu kolmou ke směru paprsků I_{Pn} je poněkud menší, než je intenzita na povrchu atmosféry I_0 . V atmosféře dochází k rozptylu záření. Část rozptýleného záření se v atmosféře odráží a dopadá na povrch Země jako difúzní záření.

Intenzitu záření snižuje i oblačnost, která je rozdílná v různých zemských pásmech a různých místech v těchto pásmech jako jsou např. hory, vodní plochy, městské aglomerace. Největší intenzity záření v kolmém směru byly zjištěny:

- na horách $1,047 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-2}$
- na venkově $0,930 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-2}$
- ve velkoměstech $0,814 \text{ kW}\cdot\text{m}^{-2}$

Mírou zmenšení intenzity slunečního záření je tzv. *součinitel znečištění* (zakalení) atmosféry Z , který závisí na obsahu příměsí ve vzduchu a na atmosférickém tlaku (na nadmořské výšce). Součinitel znečištění atmosféry je dán Linkeho vztahem:

$$Z = \frac{\ln I_o - \ln I_n}{\ln I_o - \ln I_c} \quad (41)$$

kde I_n je intenzita záření na plochu kolmou ke slunečním paprskům při daném znečištění ovzduší a I_c je intenzita záření na plochu kolmou ke slunečním paprskům při dokonale čistém ovzduší.

Protože je velmi obtížné stanovit intenzitu záření I_c , určí se součinitel Z zpravidla odhadem podle čistoty ovzduší a s přihlédnutím k nadmořské výšce. Na venkově, kde je čistý vzduch, je součinitel Z menší než ve městech se značnou koncentrací exhalací. Také s přibývajícím nadmořskou výškou se součinitel Z zmenšuje. Nejmenší hodnoty byly zjištěny na vrcholcích velehor ($Z = 2$), největší naopak v průmyslových městech ($Z = 5$ až 6 , krátkodobě až 8). Za normálních okolností lze počítat s průměrnými hodnotami:

$Z = 3$ pro venkov bez průmyslových exhalací,
 $Z = 4$ pro města a průmyslová střediska.

Pro vysoko položená místa (v nadmořské výšce nad 1000) lze počítat s hodnotou menší než tři, například s hodnotou:

$Z = 2,5$ pro místa nad 1000 m n.m. ,
 $Z = 2,0$ pro místa nad 2000 m n.m.

Součinitel znečištění atmosféry Z nemá v daném místě vždy stálou hodnotu. V menších mezích se hodnota Z periodicky mění s denní a roční dobou. Větší krátkodobé výkyvy pak mohou nastat v souvislosti s výskytem exhalací a vlivem počasí (popřípadě souhrou obou těchto faktorů).

Přímé sluneční záření

Zmenšení intenzity slunečního záření průchodem paprsků atmosférou závisí na součiniteli znečištění atmosféry Z a na tloušťce vrstvy atmosféry, kterou musí paprsky pronikat. Intenzita přímého záření dopadající na plochu kolmou ke směru paprsků I_{pn} je dána vztahem:

$$I_{pn} = I_o \cdot k^{-z} \quad (42)$$

kde k je součinitel, který závisí na výšce slunce nad obzorem.

Intenzita přímého slunečního záření na obecně položenou plochu je pak dána vztahem (obr.34):

$$I_p = I_{pn} \cdot \cos\varphi \quad (43)$$

kde φ je úhel dopadu paprsků na vodorovnou plochu zemského povrchu.

Roční součty tepla přímého slunečního záření horizontální plochy se výrazně mění se zeměpisnou šířkou [36].

Difúzní sluneční záření

Záření, které se v atmosféře rozptýlilo odrazem od molekul plynů ve vzduchu, částec prachu a mraků, proniká zčásti k povrchu země jako difúzní záření. Při tomto rozptylu se

vlnová délka paprsků nemění, takže u difúzního záření je stejná jako u záření přímého. Intenzita difúzního záření I_D je dána vztahem:

$$I_D = \frac{1 - \cos\alpha}{2} I_{p_h} + \frac{1 + \cos\alpha}{2} r \cdot (I_{p_h} - I_{o_h}) \quad (44)$$

kde

- α je úhel sklonu oslněné plochy od vodorovné roviny,
- r je reflexní schopnost okolních ploch pro sluneční paprsky, tzv. albedo (koeficient odrazivosti povrchu v intervalu krátkovlnného slunečního záření). Povrch, který odráží sluneční paprsky rovnoměrně na všechny strany je označován jako ideálně drsný. Hodnota je v rozsahu 0,15 až 0,25, (nejčastěji $r = 0,20$),
- I_{p_h} je intenzita přímého slunečního záření na vodorovnou plochu,
- I_{D_h} je intenzita difúzního slunečního záření na vodorovnou plochu.

Pro intenzity záření I_{p_h} a I_{D_h} z rovnice platí vztahy:

$$I_{p_h} = I_{p_n} \sin\varphi \quad (45)$$

a

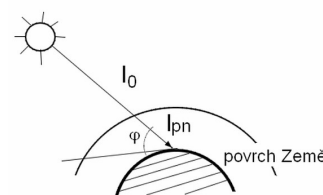
$$I_{D_h} = 0,33(I_0 - I_{p_n}) \cdot \sin\varphi \quad (46)$$

Celkové sluneční záření

Celkové sluneční záření se skládá ze záření přímého a difúzního. Intenzita celkového záření je tedy:

$$I_c = I_p + I_D \quad (47)$$

Intenzita difúzního slunečního záření zpravidla nepřevyšuje hodnotu $100 \text{ W}\cdot\text{m}^{-2}$ při $Z = 3$. To je z intenzity celkového záření přibližně jen 10 až 15 %. Difúzní záření je tím intenzivnější, čím větší je součinitel znečištění atmosféry Z . Výsledná intenzita celkového záření však při tom klesá, neboť s rostoucím znečištěním atmosféry se intenzita I_p zmenšuje rychleji, než se zvětšuje intenzita I_D .



Obr.34 Intenzita slunečního záření na povrchu země

Pro podmínky severní zeměpisné šířky se dá intenzita slunečního záření zjistit z empirického vztahu:

$$I_c = a \cdot t + b \quad (48)$$

kde t je trvání slunečního svitu ($\text{h}\cdot\text{d}^{-1}$) a a, b jsou empirické konstanty závislé na ročním období a zeměpisné šířce místa měření.

Mechanismus fotochemické degradace

Světelné záření opadlé na polymer může být z části odraženo, rozptýleno, propuštěno nebo absorbováno. Fotochemické změny vyvolává pouze absorbovaná část záření. Absorpce světelného záření se zvětší energie makromolekuly, která setím dostane do nového, vyššího energetického stavu. Nejvyšší část absorbované energie se spotřebuje na převod elektronového systému do vyššího kvantového stavu. Excitací přechází elektron z obsazeného orbitalu v základním stavu molekuly na orbital neobsazený (obr. 35). Většina molekul organických sloučenin má sudý počet elektronů, které jsou v základním stavu všechny spinově spárovány. Takovéto molekulové útvary mají nulový spinový rotační moment a nazývají se *singlety* S_0 . Když dojde účinkem světla k vyzdvižení elektronu na neobsazený orbital, stanou se dva elektrony orbitalově nepárovými. Molekulový útvar přechází ze

základního singletového stavu S_0 do vzbuzeného singletového stavu S_n . Ve většině elektronových konfigurací nemusí zůstat spiny elektronů spárované (Pauliho vylučovací princip) a často dochází k inverzi spinu. Inverzí spinu se vytváří excitovaný stav. Vzniklý útvar se nazývá *triplet* T_n a jeho spinový rotační moment je 1. Tripletový stav představuje nižší stupeň excitace a má o několik řádů delší životnost než excitované stavy singletové.

Poněvadž obecně platí, že čím déle se molekula udrží v excitovaném stavu, tím větší je pravděpodobnost, že bude reagovat s jinými molekulami, jsou tripletové stavy významným faktorem, který podmiňuje fotochemické reakce. Excitovaný elektron může nezářivě přejít do jiných excitovaných stavů, než se nakonec vrátí do stavu základního nebo než vyvolá chemickou reakci.

Velmi důležitá, zejména pro fotochemické procesy polymerů, je možnost přenosu energetické excitace z jedné molekuly na druhou, která pak může podlehnout fotochemické reakci nebo může docházet k přenosu excitace podél řetězce.

Vedle nezářivého přechodu excitovaného elektronu do původního stavu dochází i k přechodům, které jsou provázány emisí světla – fluorescencí nebo fosforescencí.

Při popisu procesu absorpce světelného záření molekulou, je nutné si uvědomit, že v molekule dochází kromě pohybu elektronů také k pohybu molekuly kolem jejího těžiště a její atomy vykonávají vibrační pohyb kolem určitých poloh. Energie, kterou při absorpci světelného záření molekula získává, můžeme tedy rozdělit na tři složky:

$$E = E_e + E_v + E_r \quad (49)$$

kde

E_e - energie excitace elektronů,

E_v - energie vibrace atomů,

E_r - energie rotace molekuly.

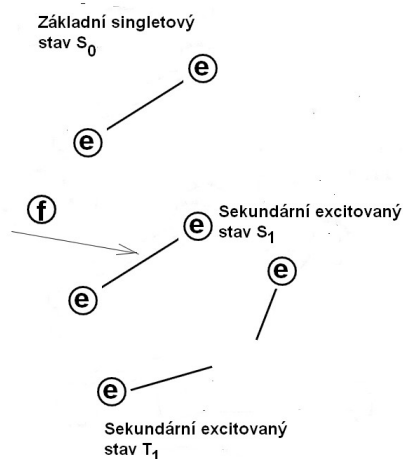
Největší část energie absorbované molekulou se spotřebuje na převod elektronového systému do vyššího kvantového stavu. Zbytek se využije ke změnám vibračních a rotačních stavů. Při absorbování větší vibrační energie než je disociační práce molekuly, může dojít k jejímu rozpadu.

Chemické působení světla lze vysvětlit za předpokladu, že světlo je složeno z fotonů. Jeden absorbovaný foton vyvolá vždy pouze aktivaci jedné molekuly, takže počet aktivovaných molekul se rovná počtu absorbovaných fotonů (Einsteinův zákon fotochemické ekvivalence). Absorpce světla ozařovaným systémem tedy probíhá v celých fotonech. Počet aktivovaných molekul n , které vzniknou absorpcí záření o energii E je dána vztahem:

$$n = \frac{E}{h\nu} \quad (50)$$

Je-li počet aktivovaných molekul roven Avogadrově konstantě, lze energii E definovat jako jeden einstein. Absorpce jednoho einsteinu vyvolává tedy aktivaci N_A molekulách. Energie jednoho einsteinu je závislá na vlnové délce záření a je dána vztahem:

$$E = \frac{N_A \cdot h \cdot c}{\lambda} \quad (51)$$



Obr.35 Mechanismus fotodegradace

Pro výpočet energie jednoho einsteinu platí vztah:

$$E = \frac{1,197 \cdot 10^8}{\lambda} \quad (52)$$

Hodnoty energie jednoho einsteinu pro různé vlnové délky světelného záření jsou uvedeny v tab. 28.

Vlnová délka záření (nm)	E (kJ.mol ⁻¹)
200	598,50
290	414,40
295	405,62
300	398,83
310	386,00
320	373,92
350	341,85
400	299,27

Tab.28 Energie jednoho einsteinu pro různé vlnové délky [38]

Velikost absorbované energie rozhoduje o tom, zda v daném polymeru dojde k rozštěpení vazeb a následné degradaci polymeru. Absorbuje-li materiál jeden einstein záření o vlnové délce 300 nm, vzroste jeho energie o 399 kJ, což je např. energie větší než disociační energie vazby mezi uhlíkem a chlórem (tab. 29). Může proto dojít k fotolýze tohoto systému. Na druhé straně karbonylová vazba C = O (s disociační energií 728 kJ.mol⁻¹) absorbuje záření o vlnové délce 310 nm. Tím se zvýší energie systému o 386 kJ.mol⁻¹. Tato energie ale není dostatečná pro rozštěpení vazby. Absorbovaná energie tedy nemusí vždy vyvolat štěpnou reakci vlastního řetězce. Reakce může být ale vedena podél řetězce a ke štěpení může dojít na jiném slabším místě systému.

O tom, zda a v jaké míře bude světlo makromolekulární látkou absorbováno, rozhoduje spektrální složení slunečního záření a složení ozařovaného polymerního materiálu. Pro každou látku existuje v závislosti na jejím složení oblast vlnových délek záření, způsobujících degradaci jednotlivých polymerů. Empiricky nalezené hodnoty těchto účinných vlnových délek světelného záření, pro vybrané polymery jsou v tab. 30.

Hodnoty účinných vlnových délek pro jednotlivé polymery jsou pouze přibližné, neboť se mohou měnit vlivem různých faktorů (např. přítomností nečistot, způsobem zpracování nebo složením přísad). Některé látky přítomné v polymeru (např. příměsi a nečistoty) mohou působit jako *fotosenzibilizátory*, tj. jako látky, které absorbují světlo a přijatou energii předávají molekulám jiné látky, jež potom vstupuje do reakce. Za těchto okolností může být fotodegradace polymeru iniciována molekulami nečistot nebo přísad v oboru vlnových délek, které jsou pro čistý polymer fotochemicky neúčinné.

Vazba	Disociační energie vazby (kJ.mol ⁻¹)
C = C	837,36
C = O	728,5
C - C aromatická	540,1
C - F	498,2
C - H	410,3
C - O	364,2
C - C alifatická	334,9
C - Cl	326,6
Si - O	314,0
C - N	222,0

Tab.29 Disociační energie některých vazeb [38]

V polymeru však mohou být naopak přítomny látky, které absorbují aktivní záření a přeměňují je na jiný druh energie, nebo vyzařují v jiných vlnových délkách, které nejsou pro polymery nebezpečné. Takové látky chrání polymer před fotodegradací, nazýváme je *stabilizátory* (případně absorbéry).

Polymer	Účinná vlnová délka světelného záření (nm)
polyestery	315
polystyren	318 a 340
polyetylen	300
polypropylen tepelně nestabilizovaný	370 (280)
polyvinylchlorid	310 a 370
kopolymer vinylchlorid-vinylacetát	327 a 364
polyvinylacetát	280
polykarbonát	280 až 305 a 330 až 360
acetát celulózy	295 až 298
nitrát celulózy	310
polyamid	250 až 310

Tab. 30 Hodnoty účinných vlnových délek [38]

Kvantový výtěžek fotochemické degradace

U fotochemických reakcí na rozdíl od normálních chemických reakcí přísně nerozlišujeme primární a sekundární pochody. Primární fotochemický děj je vyvoláván přímým účinkem světla absorbovaného molekulou. Sekundární procesy jsou reakce molekul, atomů a radikálů vzniklých primárním procesem. Sekundární procesy mohou probíhat i za nepřístupu světla (v temnu). Výsledný počet molekul, které se při fotochemické reakci přeměnily, nemusí souhlasit s počtem molekul, které pohltily po jednom světelném kvantu, jak by se dalo očekávat podle Einsteinova zákona fotochemické ekvivalence. Tento zákon platí pouze pro primární fotochemické děje a nepřihlíží k sekundárním následným reakcím, jež primární děj vyvolává. Proto se zavádí poměr počtu chemicky přeměněných molekul k počtu absorbovaných kvant a nazývá se *kvantový výtěžek reakce*:

$$\Phi = \frac{\text{pocet_premenenych_molekul}}{\text{pocet_absorbovanych_kvant}} \quad (53)$$

Kvantový výtěžek je důležitým parametrem pro charakterizaci fotochemických reakcí. Hodnoty kvantového výtěžku se mohou pohybovat v rozmezí od 10^{-4} do 10^6 . Když se při fotochemické reakci uplatňují sekundární a následné reakce, liší se hodnota kvantového výtěžku od 1. Kvantové výtěžky menší než jedna, jsou typické pro stavy, kdy část aktivovaných molekul ztratila energii (např. přeměnou v teplo) dříve, než mohla chemicky reagovat, nebo když sekundárními reakcemi vznikly produkty primární reakce. Velké kvantové výtěžky větší než jedna jsou naopak způsobeny reakcemi řetězového charakteru, které zahájila aktivní molekula.

Hodnoty kvantových výtěžků dávají možnost srovnat odolnost jednotlivých polymerů proti účinkům záření dané vlnové délky, či stanovit závislost degradace jednotlivých látek na vlnové délce působícího záření. Pro některé polymery a různé vlnové délky jsou hodnoty kvantových výtěžků v tab. 30. Z tabulky vyplývají některé zajímavé závěry. Záření o vlnové délce 254 nm vyvolává větší rozrušení acetátu celulózy než záření o vlnové délce 360 nm. Sluneční světlo dopadající na zemský povrch však neobsahuje záření o vlnové délce 254 nm. Kvantový výtěžek fotochemické degradace polyetylenu při 254 nm je menší než kvantový výtěžek v celé oblasti až do 350 nm. Tento rozdíl lze vysvětlit tím, že v polyetylenu jsou přítomné kyslíkaté skupiny, které absorbují světelné záření v oblasti 310 až 330 nm, kdežto záření o vlnové délce 245 nm neabsorbují.

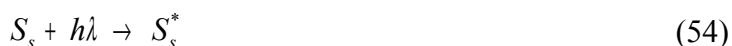
Polymer	Vlnová délka záření (nm)	Kvantový výtěžek
polyetylentereftalát	280 - 360	$5 \cdot 10^{-4}$
kaučuk přírodní	250 - 400	$4 \cdot 10^{-4}$
celulóza (čistá)	254	$1 \cdot 10^{-3}$
acetát celulózy	254	1
polymetylmetakrylát	254	220
polyetylen	250 – 350	0,1

Tab. 31 Kvantové výtěžky pro vybrané polymery [38]

Kinetika fotochemické degradace

U většiny polymerů je možnost pronikání aktivního světelného záření do materiálu omezená. K významným degradačním změnám dochází proto převážně jen v povrchových vrstvách. Z kinetického hlediska může proces fotodegradace probíhat v několika stadiích, z nichž každé má svou vlastní rychlostní konstantu. Reakce mohou probíhat buď postupně, nebo paralelně. Při paralelním průběhu si mohou některé reakce konkurovat, ale některá z nich nakonec bude dominující.

Prvním krokem při fotochemické degradaci je iniciace, kterou lze obecně vystihnout vztahem:



kde S_s je makromolekula obsahující skupinu, která absorbuje světlo v základním (singletovém) stavu. Tato molekula ve vybuzeném singletovém stavu je označena symbolem S_s^* .

Druhým krokem je některá z těchto možností:

- přechod do původního stavu po vyzáření pohlcené světelné energie



- přechod ze singletového stavu do vybuzeného tripletového stav (není provázen disociací)



- přechod do výchozího stavu s přenosem energie



kde A je akceptor energie.

Projevy fotochemické degradace

Při působení světelného záření na polymery dochází ke:

- štěpení řetězců
- zesíťování řetězců
- tvorbě monerů nebo jiné formy nízkomolekulárních látek
- přeměně, nebo ke tvorbě nových funkčních skupin.

Nahodilé štěpení polymerních řetězců je vždy charakterizováno ostrým poklesem jejich délky a je doprovázeno vznikem zanedbatelného množství monomeru nebo velmi krátkých řetězců. V důsledku štěpení řetězců ztrácí látka mechanické vlastnosti (příkladem může být PVC). Nahodilé štěpení řetězců lze popsat formálním vztahem:

$$\frac{1}{P_t} - \frac{1}{P_0} = k\tau \quad (58)$$

kde P_0 je stupeň polymerace na začátku reakce a P_t je stupeň polymerace po čase τ .

Rychlost štěpení hlavních vazeb polymerního řetězce při fotodegradaci je dána vztahem:

$$-\frac{dn}{d\tau} = \Phi K \quad (59)$$

kde n je počet hlavních vazeb řetězce a Φ je střední počet absorbovaných kvant.

Sítování se projevuje zpočátku zvyšováním střední molekulové hmotnosti a v pozdějším stadiu, kdy hodnota sítování už je velká, polymer se stává nerozpustný a v rozpouštědlech pouze bobtná. Provázáním struktury se zhoršuje plasticita a tažnost materiálu. Hustota sítování se udává jako podíl monomerních jednotek, které jsou zesíťené k celkovému počtu monomerních jednotek. Pro monodisperzní systém lze hustotu sítování vyjádřit vztahem:

$$\frac{1}{P_0 - 1} = \frac{1}{P_0} \quad (60)$$

Vlivy působící v průběhu fotodegradace

Vliv tepla

V důsledku slunečního záření dochází u polymerních materiálů k ohřevu jejich povrchu. Teplota jen ve výjimečných případech přesahuje 100 °C. Při těchto teplotách nedochází ještě k tepelné degradaci polymerů. Z hlediska atmosférického stárnutí jsou významnější fyzikální vlivy tepla na polymery. Kolísání teploty, ke kterému dochází ve venkovních klimatických podmínkách, se projevuje rozměrovými změnami. Když výrobek nemůže tyto změny vyrovnávat (např. při nevhodném tvaru nebo upevnění na materiál s rozdílnou tepelnou roztažností), vzniká v materiálu mechanické pnutí, které bývá příčinou vzniku trhlinek a praskání materiálu.

Vliv kyslíku

V provozních podmínkách jsou polymerní materiály vždy vystaveny působení vzdušného kyslíku, který má rozhodující vliv na atmosférické stárnutí. Projevuje se zvláště ve spojitosti s působením světla a katalyzátorů mechanického namáhání. I mírná oxidace polymeru působí jeho poškození, protože pro polymery je charakteristické, že i nepatrné změny chemického složení způsobují významné změny mechanických vlastností.

Vliv ozonu

U nasycených polymerů působí ozon iniciací oxidace, která probíhá podle reakce:



Vzniklé radikály se účastní dalších reakcí. Při tom se pravděpodobně ozon zúčastňuje reakce ve formě aktivního atomárního kyslíku. Daleko významnější úlohu má ozon při atmosférickém stárnutí nenasycených polymerů, zejména kaučuků a pryží. Účinek ozonu na kaučuky a pryže závisí na tom, zda jsou současně vystaveny statickému nebo dynamickému namáhání. Když není pryž mechanicky namáhána, vytvoří se na povrchu tlustá, ozonizovaná vrstvička, která brání dalšímu pronikání ozonu do hmoty a tím zpomaluje degradační reakce.

Vliv vody

Při atmosférickém stárnutí polymerních materiálů má důležitou úlohu voda, ať již ve formě vzdušné vlhkosti, deště, sněhu resp. ledu. Její účinky na polymerní materiály lze rozdělit na chemické, fyzikálně chemické a mechanické.

Chemický účinek vody se projevuje zejména u polymerů obsahujících hydrolyzovatelné skupiny (např. amidové, esterové, nitridové aj.). Jsou-li tyto vazby uzlovými body sítě

v trojrozměrném polymeru, jejich hydrolyza nevlivní vlastnosti materiálu tolik, jako v případě hydrolyzy hlavního řetězce v lineárním polymeru.

Fyzikálně chemický účinek vody na polymery se projevuje bobtnáním, změnou krystalinity polymeru, vyluhováním změkčovadel, plniv, stabilizátorů apod. Některé polymery jsou velmi citlivé k působení vody a vzdušné vlhkosti. Absorbovaná voda může v polymerech plnit funkci změkčovadla a tak významně ovlivnit jejich mechanické vlastnosti. Některé druhy polyamidu dosahují optimálních mechanických vlastností při určitém obsahu vody.

Vliv plynných exhalátů

Bylo zjištěno, že v polymerech se snadno rozpouštějí aromatické uhlovodíky ze znečištěného ovzduší, které působí přímo nebo po fotochemické přeměně jako účinné fotosensibilizátory degradace. Z ostatních plynných exhalátů se na degradaci plastů významně podílí:

Oxid siřičitý je jednou z nejdůležitějších plynných nečistot v ovzduší, která výrazně ovlivňuje degradaci některých polymerů při stárnutí v atmosférických podmínkách. V přítomnosti UV záření reaguje oxid siřičitý s nasycenými i nenasycenými uhlovodíky. Působením slunečního záření dochází k fotolýze oxidu siřičitého za vzniku peroxidického SO_4 , jehož přeměnou vzniká oxid sírový, který se vzdušnou vlhkostí vytváří kyselinu sírovou.

Při současném působení oxidu dusičitého, kyslíku a UV záření dochází u polyetylén k mírnému vzrůstu viskozity. U polypropyleny dochází za stejných podmínek hlavně ke štěpení řetězce a v menší míře k zesílení. U polymetylmetakrylátu bylo zjištěno pouze štěpení řetězce. Polyamid reaguje s NO_2 i ve tmě, přičemž klesá jeho relativní hmotnost, reakce je zrychlená přítomností kyslíku a UV zářením.

U polystyrenu současné působení NO_2 kyslíku a UV záření vede ke štěpení řetězce zesílení a vázání nitroskupin na terciární uhlík. Praskání mechanicky namáhaných pryží a kaučuků při ozařování UV světlem v nepřítomnosti kyslíku je vysvětlováno katalytickým působením NO_2 . Rychlost tvorby trhlin je závislá na koncentraci NO_2 . V přítomnosti vody vznikají kyseliny dusitá a dusičná, které mohou vyvolávat hydrolytické štěpení polyesterů a polyamidů.

Vliv tuhých nečistot

Pokud prach nepůsobí na polymerní materiály v kombinaci s jinými faktory, např. vlhkostí, je jeho účinek zanedbatelný. Mnohem významnější je mechanické působení, které se projevuje abrazí povrchu a tím i ztrátou lesku, optických vlastností a zdrsněním povrchu. Porušení povrchu vede ke zvýšení absorpce vlhkosti a usazování nečistot, které mohou být živnou půdou pro růst mikroorganismů. Ovzduší znečištěná tuhými exhaláty působí jako světelný filtr pro sluneční záření a může někdy výrazně snižovat intenzitu i speciální složení světla dopadajícího na zemský povrch. Nečistoty pevně ulpělé na povrchu plastů mohou v některých případech chránit polymer před účinky slunečního záření. Tak např. u zkušebních těles měkčeného polyvinylchloridu umístěných v prašném prostředí, které se za krátkou dobu pokryly vrstvou sazí a prachu, nedošlo ani po 3 letech ke změně mechanických vlastností, kdežto u zkušebních těles pravidelně čištěných se zhoršily mechanické vlastnosti již za několik měsíců.

Degradace vyvolaná prachem

Vedle plynných exhalátů je prach druhou složkou ovzduší, která působí degradačně na technická zařízení. K poškozování prachem a pískem dochází ve všech podnebních oblastech a provozních prostředích. Účinky prachu na technická zařízení jsou jednak *primární* (např. zhoršený odvod tepla ze zaprášeného povrchu) a jednak *sekundární* (např. rozpustný prach zvyšuje povrchovou vodivost). Degradační působení prachu je do značné míry dáno

vlastnostmi prachu a podmínkami, za kterých ke zvýšené prašnosti dochází.

Prachu a prašnost prostředí

V přírodě vzniká prach při drobení, rozměňování a rozpadu organických a anorganických tuhých látek přírodními pochody fyzikální, chemické, biochemické, vulkanické nebo jiné povahy. Je to zejména eroze, zvětrávání, drobení, mráz a žár, vysychání, tlení a hnití, hoření, pyrogenetické rozpady apod. Velkým zdrojem prachu je záměrná technická činnost (trhání, tříštění, drcení, mletí, řezání, vrtání, broušení, leštění, pražení, tavení, spalování tuhých látek apod.). Podle vzniku rozeznáváme prach *přírodní* a *technický*. Zvláštním druhem prachu je interplanetární kosmický prach, který se v měřitelném množství dostává i na naši planetu.

Definice prachu

Jednoznačná definice prachu neexistuje. Význam slova prach je chápán jinak ve smyslu technickém a jinak v hygienickém. Obvykle se za prach pokládají částice rozmělněných tuhých látek, které jsou tak malé, že se dají unášet proudem vzdušiny a ve vzduchu jsou schopny se vznášet, i když příčina zviřením pominula. Charakteristickou vlastností prachu je, že je schopný vytvářet se vzdušinami *dvousložkový disperzní systém*, v němž jedna složka (vzdušina) je disperzním prostředím a druhá (prach) je dispergovanou látkou, disperzoidem. Prach lze tedy definovat jako malé částice tuhých látek, které po rozptýlení v klidném disperzním systému (klidném vzduchu) mají podstatně menší pádovou rychlost, než odpovídá zákonům volného pádu tuhých těles.

Taková definice prachu je sice výstižná z hlediska vnějšího projevu prachových částic, neříká však nic o tom, o kolik musí být pádová rychlost menší ve srovnání s pádovou rychlostí těles ve vzdušinách, aby mohly být částice označeny za prach. Vzdušiny tvořící disperzní prostředí, které se pohybují většími rychlostmi, jako např. spaliny v topných tazích kotlů, vysokopecní plyn při výrobě a čištění a jiné průmyslové vzdušiny, mohou unášet částky tuhých látek velikosti třeba až 1000 μm . V pracovních prostředích, jakými jsou např. dílny bez nadměrného průvanu, se mohou vznášet ve vzduchu delší dobu částice prachu menší než 20 μm .

Ani spodní rozměrová hranice částic tuhých látek, které označujeme jako prach, není určitá. Částice, jejíž velikost je menší než 1 μm , se nejen neřídí zákony volného pádu, avšak ani těmi zákony, které aspoň do určité míry platí pro pád větších prachových částic. Čím jsou částice prachu menší než 1 μm , tím více se uplatňuje Brownův pohyb, tj. v disperzním prostředí částice nesedimentují (neusazují se) a jsou zmitány z různých stran přicházejícími nárazy druhých stejně malých částic. Pohybují se obdobně jako molekuly plynů tak dlouho, dokud se neshluknou (nekoagulují).

Doba usazování různě velkých prachových částic závisí na velikosti částic, na rychlosti pohybu vzdušiny a na vlastnostech prostředí (relativní vlhkosti). Orientační doby usazování různě velkých prachových částic jsou v tab. 32.

Velikost částice (μm)	Doba usazování
100	180 s
10	360 s
1	9 h
0,1	900 h
0,05	neusadí se ani po 75 dnech

Tab.32 Doby usazování různě velkých prachových částic [68]

Důležitou charakteristikou prachu, vedle velikosti, je jeho množství v ovzduší. Množství prachových částic v ovzduší závisí na rychlosti pohybu vzdušiny a zdroji prachu. Mění se

s nadmořskou výškou i s oblastí. Představu o množství částic prachu ve vzduchu je možné si učinit z tab. 33

Z hlediska degradačního působení budeme za prach pokládat částice hmoty o rozměrech od 1 do 150 μm , zatímco částice o rozměrech od 150 do 1000 μm budeme pokládat za písek.

Prašnost prostředí

Prach se dostává do ovzduší jednak kinetickou energií svých částic, kterou získaly při tříštění, lámání, drcení, mletí apod., nebo zvířením a unášením přirozeným nebo vyvolaným pohybem vzdušiny. Rozptýlí-li se prach homogenně ve vzdušnině, vytvoří s ní disperzní systém, který jako celek má vlastnosti plynu (prachový mrak, oblak). Takový systém nazýváme prašný aerosol a hovoříme o prašnosti (prašném ovzduší, prašném vzduchu apod.). V přeneseném slova smyslu o prašných místech, prašném provozu, závodu, městě a krajině, oblasti. Aerosoly mohou mít různou koncentraci prachu ve vzdušnině.

Prostředí	Počet částic v 1 cm^3 vzduchu
nad 5 000 m n.m.	$10^1 - 10^2$
do 2 000 m n.m. v horách	$10^1 - 10^3$
nad mořem	$10^2 - 10^4$
nad pevninou	$10^3 - 10^5$
nad městem	$10^4 - 10^6$

Tab.33 Přibližné množství prachových částic ve vzduchu [68]

Koncentraci prachu v prašném aerosolu vyjadřujeme buď gravimetricky (vážkově) hmotnostním podílem prachu v objemové jednotce vzdušiny ($\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$), nebo konimetricky tj. počtem prachových částic v objemové jednotce (počet částic v m^3). Vztah mezi gravimetrickým a konimetrickým údajem není zcela jednoznačný. Závisí na měrné hmotnosti, velikosti a tvaru prachových částic. K přepočtu gravimetrických údajů na konimetrické může posloužit vzorec:

$$n = 238,7 \frac{N}{\left(\frac{d}{2}\right)^3 \rho_{pc}} \quad (62)$$

kde n je konimetrický údaj prašnosti a N je gravimetrický údaj prašnosti.

Zhruba lze počítat, že u minerálního prachu s rozměrem menším než 5 μm a měrnou hmotností $\rho = 2$ až 2,5 $\text{g}\cdot\text{m}^{-3}$ připadá na jeden mg gravimetricky zjištěného množství prachu 25 až 30 částic. Jde-li o částice prachu organického původu s nižší měrnou hmotností je tento poměr zcela odlišný. Na jeden mg gravimetricky zjištěného množství může připadat až 90 i více částic v cm^3 .

Příčiny prašnosti jsou podle původu vzniku buď prvotní (místo vzniku prachových částic), nebo druhotné (místo, odkud se prach dostává zvířováním při dopravě prášivých materiálů, proudem vzduchu z hromad těchto materiálů, vířením usazeného prachu apod.). Úroveň prašnosti v různých prostředích může být proto velmi rozdílná. Orientační hodnoty prašnosti ve vybraných prostředích jsou v tab. 34.

Prostředí	Prašnost ($\text{mg}\cdot\text{m}^3$)
venkov bez průmyslu	0,002
městská ulice s bezprašnou vozovkou	1 – 3
papírna	25
slévárny železa	20 – 50
cementárny	100 – 400

Tab.34 Prašnost ve vybraných prostředích [40]

Stupeň prašnosti je dán velikostí zdroje prachu. Emise prachu ze zdroje se udává obvykle v $\text{kg}\cdot\text{h}^{-1}$, $\text{t}\cdot\text{h}^{-1}$ nebo $\text{t}\cdot\text{d}^{-1}$. Když ztrácejí částice prachu v ovzduší svou kinetickou energii, postupně se usazují a jejich množství na jednotce plochy se nazývá *prašný spad*. Spad je frakcionovaný. Nejdříve se usazují částice nejhrubší a s největší měrnou hmotností. Nejdále se v ovzduší udrží částice nejjemnější a s nejmenší měrnou hmotností. Toto rozčlenění prachové směsi se nazývá rozptyl (rozsev) prachu.

Vlastnosti prachu

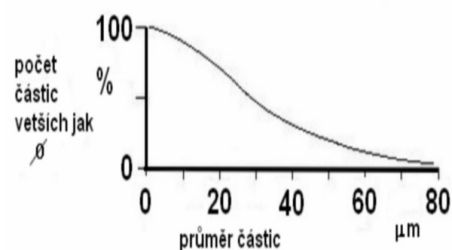
Prach má různé vlastnosti, které jsou určovány způsobem vzniku, chemickým složením, měrnou hmotností, tvarem částic a jinými okolnostmi. Podle chemického složení rozeznáváme organický prach (rostlinný, živočišný, syntetický např. ze dřeva uhlí, vlny, umělých hmot) a anorganický prach (např. z vápna, cementu, křemene, kovů, rud). Z technického hlediska je důležité rozlišení prachu na *prach homogenní*, v němž jsou všechny částice stejného látkového složení (chemického, mineralogického). Dále *prach nehomogenní*, heterogenní, v němž se vyskytují částice různého látkového složení (např. částice rudy, vápence, koksů, různých oxidů atd.) a tedy i různé měrné váhy. S chemickým složením prachu souvisí, je-li rozpustný nebo nerozpustný, vodivý či nevodivý.

Chemické složení prachu

Přírodní prach v ovzduší obsahuje nejrozmanitější látky, které se v přírodě vyskytují. Složení technického prachu je dáno mechanismem vzniku prachových částic. Obvykle je složení technického prachu méně rozmanité než přírodního. Převládají v něm většinou částice vzniklé rozmělněním při určitém druhu technické činnosti. O to víc je ale nutné znát jeho chemické složení, neboť původ (podstata) prachu může být jednou z příčin degradačního působení. Prach z ovzduší v průmyslových oblastech obsahuje asi 50 až 70 % SiO_2 , 10 až 30 % Fe_2O_3 , Al_2O_3 , CaO , MgO . Složení je samozřejmě závislé na druhu výroby, druhu paliva a způsobu spalování a jiných okolnostech. V průmyslovém prachu se mohou vyskytovat tuhé částice anorganického původu (sloučeniny křemíku) i částice mající organický základ (textilní vlákna), nebo dokonce složky přírodního prachu (zrníčka pylu).

Měrná a sypná hmotnost

Prach má různou měrnou hmotnost, závislou na druhu tuhé látky, z níž vznikl, a různou sypnou hmotnost. Ta závisí jak na původní látce, tak na způsobu vzniku a tvaru prachových částic. U prachu musíme rozlišovat skutečnou měrnou hmotnost a zdánlivou měrnou hmotnost, tj. objemovou hmotnost částic prachu včetně pórů.



Obr. 36 Rozsev prachových částic

Rozsev prachu

Zkoumáme-li nějaké množství prachu, zjistíme, že zpravidla nejde jen o prachové částice stejné velikosti a tvaru, nýbrž o směs částic různé velikosti a tvaru a že frakce částic určité velikosti nejsou v různých druzích prachu stejné. Toto rozvrstvení prachových částic v prašné směsi se nazývá rozsev (zrnění) a zjišťuje se tzv. síťováním. Hmotnostní podíly částic prachu různé velikosti se vynášejí do grafů nazývaných křivkami zrnění prachu (obr.36).

Měrný povrch prachových částic

Jednou z nejvýznamnějších vlastností prachu je velká *rozvinutost povrchu* částic v poměru k jeho vlastní hmotnosti. Tento poměr je tím větší, čím jsou částice prachu jemnější. U koloidálně disperzních a molekulárně disperzních prachů (dýmů, kouřů) dosahuje až

několik řádů. Velká rozvinutost a členitost povrchu se projevují chemickou aktivností některých prachových částic, zejména z hlediska adsorpce plynů nebo urychlování reakcí (katalyzátory), výbušnosti, číření, odbarvování kapalin apod.

S tvarem prachových částic a povahou jejich povrchu (povrchovými silami) souvisí smáčitelnost prachu, která je u různých prachů značně rozdílná. Např. prach z křemene, živce a podobných minerálů o zdánlivé měrné hmotnosti 2 až 3 g·cm³ se smáčí a pohlcuje kapalinou, i když jsou částice menší než 100 μm, kdežto prach z leštěnce olověného, o měrné hmotnosti více než 7 g·cm³ a prachy z jiných rud plavou na hladině při velikosti částic až 2000 μm.

Mechanismus působení prachu

U zařízení v prašném prostředí se vzdušninou v klidu dochází jednak k sedimentaci prachu na povrchu a také k pronikání prachových částic pod kryt zařízení. Je-li vzdušnina v pohybu a mají-li částice větší hmotnost, nastává abrazivní působení prachu.

Sedimentace prachu

Nepatrná hmotnost prachových částic a odpor prostředí (vzduchu) jsou příčinou toho, že prachové částice v klidné vzdušnině padají (usazují se) pod vlivem zemské tíže podstatně pomaleji, než by odpovídalo zákonům volného pádu. Toto usazování (*sedimentace*) probíhá tím pomaleji, čím jsou částice menší, čím je jejich měrná hmotnost menší a čím je odpor prostředí vlivem jeho viskozity větší. Teoreticky i částice prachu padají zpočátku jistým pádovým zrychlením, avšak již po krátké době pádu je odpor prostředí v rovnováze se silou, kterou působí na hmotu částic, a proto dále již padají částice prachu jen rovnoměrnou rychlostí.

Zákony pádu prachových částic v klidném disperzním prostředí odvodili Stokes, Oseen a jiní. Pro rovnoměrnou pádovou rychlost různě velkých částic prachu platí tyto přibližné vzorce:

pro částice 1000 μm až 100 μm

$$v_1 = \sqrt{\frac{7,65d \cdot \rho_{pc}}{\rho_{vz}}} \quad (63)$$

pro částice 100 μm až 10 μm

$$v_2 = \frac{1}{18} \cdot \frac{(\rho_{pc} - \rho_{vz}) \cdot g}{\eta} d^2 \quad (64)$$

pro částice 10 μm až 0,1 μm

$$v_3 = v_2 \cdot \left(1 - \frac{A \cdot \lambda}{d}\right) \quad (65)$$

kde

$$1 - \frac{A \cdot \lambda}{d} \quad (66)$$

je Cunninghamův opravný součinitel. Hodnota A je konstanta (pro vzduch A = 1,68) a λ je volná dráha molekuly. Cunninghamův opravný součinitel pro vzduch a různě velké částice frakcí od 0,05 μm do 7,4 μm má hodnoty uvedené v tab. 35.

Velikost částice(μm)	0,05	0,1	1,0	1,5	2,0	3,0	4,0	7,5
Cunninghamův součinitel	3,934	2,467	1,147	1,098	1,073	1,029	1,029	1,015

Tab.35 Cunninghamův opravný součinitel [40]

Vzorce (63) až (66) platí pro částice kulového tvaru. Poněvadž částice prachu zpravidla nejsou kulové, dosazuje se do vzorců ekvivalentní průměr, tj. průměr takové fiktivní kulové částice, která by měla stejnou pádovou rychlost jako skutečná částice, jejíž tvar a velikost byly zjištěny síťováním, odvíváním, měřením pod mikroskopem, morfologickým rozbořem apod. Ekvivalentní průměr částic různých tvarů (kostek krychlí, osmistěňů, čtyřstěňů, jehlanů, hranolů, tyčinek apod.) se určuje pomocí součinitelů sféricity (např. podle empirických zjištění pro kouli je 1, pro pravidelný osmistěň 0,846, pro krychli 0,806, pro čtyřstěň 0,670 délky hrany).

Výpočtem ze vzorců (63) až (66) lze zjistit, jaký vliv má na pádovou rychlost rozměr částic. Pádové rychlosti částice prachu o zdánlivé měrné hmotnosti $2,65 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$ v klidném vzduchu o teplotě $20 \text{ }^\circ\text{C}$ jsou v tab. 36.

Velikost částice (μm)	Pádová rychlost ($\text{cm}\cdot\text{s}^{-1}$)
100	100
10	0,8
1	0,0095
0,1	0,00024

Tab. 36 Pádové rychlosti částic prachu různé velikosti

K proběhnutí dráhy 1 m při pádu v klidném vzduchu potřebují prachové částice přibližně dobu:

- částice $10 \mu\text{m}$ 125 s
- částice $1 \mu\text{m}$ 3 h
- částice $0,1 \mu\text{m}$ 116 h

Z uvedených čísel je patrné, že velmi malé prachové částice v klidném prostředí sedimentují pomalu. V disperzních systémech, které nejsou zcela v klidu, je sedimentace ještě pomalejší.

Aerace v prašné atmosféře

Z analýzy prachových částic nalezených pod krytem zařízení vyplývá, že nejčastější velikost částic nacházejících se pod krytem, jsou částice o velikosti kolem $20 \mu\text{m}$. Mechanismus pronikání těchto prachových částic štěrbinou pod kryt zařízení může být dvojitý. Předpokládejme nejdříve, že teplota pod krytem T_1 a vně krytu v jeho těsné blízkosti je stejná. Potom s ohledem na stavovou rovnici plynu platí že:

$$p_1 \cdot T_2 = p_2 \cdot T_1 \quad (67)$$

Dojde-li náhle pod krytem ke změně teploty T_2 (např. vlivem provozu zařízení), poruší se rovnost v rovnici (67) a nastane na úkor vnějšího prostředí vyrovnávání tlaků. Prachové částice z vnějšího prostředí jsou nasávány štěrbinou pod kryt do té doby, než dojde k vyrovnání teplot nebo tlaků. Druhý mechanismus je založen na poznatku, že prachový aerosol s částicemi prachu menšími jak $20 \mu\text{m}$ se chová jako plyn. Střední kvadratická rychlost prachové částice aerosolu ve všech směrech je:

$$v = \frac{\alpha}{2\pi} \quad (68)$$

kde

$$v = \sqrt{\frac{3RT}{M}} \quad (69)$$

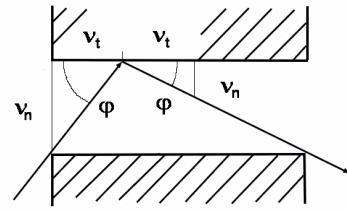
Jestliže se prachová částice octne před štěrbinou (obr.37) o délce l , potom za 1 s projde štěrbinou na jednotku délky přímo:

$$N_p = n_0 \cdot d \cdot v \frac{\alpha}{2\pi} \quad (70)$$

prachových částic, kde n_0 je vnější prašnost.

Částice, které budou vnikat do štěrbin pod větším úhlem α , se budou od stěny štěrbin odrazet. Dopadem částice na stěnu štěrbin se bude měnit její rychlost ($v' < v$). Necht' při dopadu pod úhlem $\varphi = \pi/2$ je podíl těchto rychlostí:

$$\frac{v'}{v} = r \quad (71)$$



Obr. 37 Mechanismus pronikání prachové částice štěrbinou

Při dopadu částice na stěnu štěrbin pod libovolným úhlem se budou tečné složky rychlosti sobě rovnat:

$$v'_t = v_t = v \cdot \cos \varphi \quad (72)$$

a pro normálové složky rychlosti bude platit:

$$v'_n = v_n r = r \cdot \sin \varphi \quad (73)$$

Z obr. 37 zároveň vyplývá, že:

$$\operatorname{tg} \varphi = \frac{v'_n}{v'_t} = r \cdot \operatorname{tg} \varphi \quad (74)$$

tedy:

$$\varphi = r \cdot \varphi$$

Pro počet částic prošlých štěrbinou s jedním odrazem lze napsat vztah:

$$N_0 = (n_0 - N_p) d \cdot v \left(\frac{\varphi}{2\pi} \right) \quad (75)$$

kde φ ' je úhel, při kterém ve vzdálenosti:

$$x = \frac{1}{1+r}$$

dojde ke srážce částice se stěnou štěrbin. Celkový počet částic, které projdou za jednu sekundu jednotkovým průřezem štěrbin je:

$$n = N_p + N_0 = N_p \left(1 + \left(1 - \frac{N_p}{n_0} \right) \cdot (r + r^2) \right) \quad (76)$$

Z výrazu (76) vyplývá, že množství prachových částic, které projde štěrbinou, je závislé na úhlu, pod jakým vstupuje částice do štěrbin. Další skutečnost, která ovlivňuje množství prošlých částic, je stav povrchu štěrbin. Ve skutečnosti nebude docházet jen k pružným odrazům. Část prachových částic bude ulpívat na stěně štěrbin a tím se budou měnit i výchozí předpoklady, na kterých byla tato teoretická úvaha postavena.

Degradační účinky prašné atmosféry

Účinky prachu na elektrotechnická zařízení záleží na druhu prachu, mechanismu jeho působení a doprovodných jevech. V zásadě jsou trojího druhu:

Brusné (abrazivní) účinky

Prachové částice mají nejrůznější tvar. Dostanou-li se tvrdé prachové částice do pohyblivých částí, mohou působit jako brusný prostředek. Jsou-li unášeny větrem, mohou poškozovat povrch nepohyblivých částí zařízení. Tak např. ve stepních oblastech může docházet k otěru ochranných nátěrů na kovových konstrukcích a při změnách teplot, které jsou v těchto oblastech běžné, může docházet ke korozním procesům na odhaleném kovovém povrchu. Jemný prach, který pronikne do měřících přístrojů způsobuje, že přístroje ztrácejí svou

citlivost vlivem zvětšeného tření. Prach může způsobovat poškození hlaviček magnetických záznamových medií, zhoršovat spolehlivost čtení optických medií.

Chemické účinky

Prach je do značné míry hygroskopický a proto udržuje zvýšenou vlhkost na materiálech, na nichž se usazuje. Prachové částice usazené na povrchu mohou být příčinou rozvoje korozních procesů. A to ať již proto, že jsou rozpustné. Prach v oleji způsobuje jeho okysličování tím, že je schopen vázat na svém aktivním povrchu kyslík. V mnoha případech prach přispívá k rozvoji mikrobiálního napadení. Přímou příčinou je, že může být potenciálním nosičem spór, nebo že poskytuje mikroorganismům potřebné živiny a nepřímo svou schopností sorbovat vlhkost.

Sedimentační účinky

Prach usazený na povrchu izolantů a izolátorů přispívá k vytváření vodivých povrchů. Zejména tehdy, dochází-li ke střídání teplot, nebo jsou-li některé složky sedimentované vrstvy prachu rozpustné. Usazený prach je pak příčinou svodů, přeskoků, výbojů a plazivých proudů. U zařízení vn dochází vlivem elektrického pole k shromažďování prachu mezi elektrodami a tím k ovlivnění rozložení gradientu elektrického pole.

Prach usazený na kontaktech relé a spínačů zvětšuje jejich přechodový odpor, což způsobuje ohřívání kontaktů a vznik oblouku. Prach na kontaktech může i porušovat jejich povrchovou ochranu a tím nepřímo vyvolávat korozi kontaktů. Prach sedimentovaný na krytu zařízení ucpává ventilační kanály a zhoršuje odvod tepla. Prach usazený na povrchu svítidla dokáže pohltit až 60 % světla.

2.2 Voda

Druhou významnou složkou životního prostředí je voda. Její koloběh úzce souvisí s procesy v atmosféře. Pohyb vodních mas o různé teplotě je jedním z hnacích kol klimatického stroje. Kromě této zásadní funkce v globálním měřítku, má voda význam také pro funkci živých organismů. Organismy obvykle obsahují okolo 60 %, ale často i 99 % vody.

Největší zásobárnou vody je oceán (tab. 37). V mořské vodě je rozpuštěna řada solí. Mezi prvky, které se ve vodě nejčastěji vyskytují, patří hlavně chlór, sodík, hořčík, síra, draslík a vápník (tab. 38).

Voda na naší planetě se nikde nevyskytuje v čistém stavu. Vždy jsou v ní přítomny různé sloučeniny. Nejčastěji to jsou chloridy, sírany, bromidy a uhličitany (Na^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+} , K^+). Ve vodě jsou rozpuštěny i plyny (CO_2 , O_2).

Zdroj	(%)	Objem (10^3 km^3)
oceány	97,28	1 348 000
ledovce	2,1	29 000
podzemní voda	0,57	8 000
jezera, řeky, organizmy	0,014	200
atmosféra	0,001	13

Tab. 37 Množství vody na Zemi

Zdroje použitelné vody

Více než 97 % vody na Zemi je voda slaná, která je součástí světových oceánů. Teoreticky má člověk k dispozici obrovské množství sladké vody v podzemí, v ledovcích, v jezerech a v řekách. Tato voda je buď obtížně dosažitelná, nebo technicky získatelná.

Z koloběhu vody lze opakovaně použít jen nepatrnou část, asi $40\,000 \text{ km}^3$. Toto množství se nazývá stabilní roční odtok. Kolem $26\,000 \text{ km}^3$ z tohoto množství odečte v podobě přívalových vod po prudkých deštích. Další část odečte řekami a potoky z neobydlených

oblastí. Lidstvo může každoročně využít jen 9 000 km³ vody. Roční spotřeba vody na osobu ve světě se odhaduje mezi 7 až 8 000 m³.

Prvek	Množství prvku (mg.l ⁻¹)
Cl	19 000
Na	10 500
Mg	1 350
S	855
Ca	400
K	380
Br	65

Tab. 38 Obsah nejčastějších prvků ve vodě

Rozdělení zdrojů vody

Srážky, rychlost výparů, zásoby podzemní vody ani odtok nejsou rozprostřeny rovnoměrně. Tato nerovnoměrnost je hlavní příčinou obav o dostatek pitné či užitkové vody pro člověka¹⁶. Z hlediska dostupnosti vody žijí lidé v mnoha oblastech světa v katastrofických podmínkách. Někde může sucho trvat i několik let. Jinde jsou naopak některá území často zaplavována následkem vysokých srážek.

Naše republika nepatří ke srážkově chudým oblastem. Atmosférické srážky jsou naším jediným zdrojem vody. Podle dlouhodobých průměrů se objem vody, získaný ze srážek, pohybuje okolo 52 km³ ročně. Z celkového objemu ročních srážek pouze asi 2,7 % přispívá k obnově podzemních zdrojů vody, 28,8 % (asi 15 km³ ročně) tvoří povrchový odtok a 68,5 % připadá na výpar a půdní vláhu. Přítok vod řekami ze sousedních zemí je zanedbatelný.

Počet obyvatel a dostatek vody

V mnoha oblastech světa, kde rychle roste populace a kde jsou malé zdroje vody, klesá dostupnost vody na osobu s počtem přibývajících obyvatel. Nejde pouze o vodu k pití, ale také o vodu nutnou k zavlažování. Ve světě je 50 až 80 % celkově spotřebované vody použito pro zavlažování.

Odběr vody není závislý pouze na počtu obyvatel, ale také na způsobu jejich života. S rostoucí průmyslovou výrobou vzrůstá i potřeba vody pro průmysl (tab. 39).

2.2.1 Znečištění vody

Podle původu se voda dělí na:

- přírodní (atmosférickou, podzemní, povrchovou),
- odpadní (splachovací, průmyslovou).

Opadní voda je přírodní voda znehodnocená buď antropogenní činností, nebo komunálními faktory. V tomto směru může být zajímavé konstatování, že znečišťování vod (podzemních a povrchových) je z historického hlediska nejdéle znehodnocovanou oblastí životního prostředí.

Účel	Množství
jídlo a pití na osobu (za den)	2 – 3 l
splachovací WC 1x	6 – 10 l
koupání 1x	100 – 200 l
výroba 1 kg papíru	0,8 m ³
vypěstování 1 kg pšenice	0,6 - 1,4 m ³
vypěstování 1 kg rýže	4,5 m ³

¹⁶ Díky vysokým srážkám má např. každý Kanadán možnost využít až 120 000 m³ za rok, naproti tomu obyvatel Malty má k dispozici průměrně asi 70 000 m³ za rok.

vypěstování 1 kg bavlny	16 m ³
produkce 1 kg masa	30 – 60 m ³
výroba automobilu o hmotnosti 1 až 2 t	500 – 800 m ³

Tab. 39 Spotřeba vody pro různé účely

Zvětšující se znečištění povrchových vod splaškovými vodami a průmyslovými odpadními vodami si vynutilo přijetí mezinárodní smlouvy o ochraně moří a oceánů před znečištěním a Evropské vodní charty. Ochrana povrchových a podzemních vod před jejich znečištěním odpadními vodami a škodlivými látkami je v České republice legislativně zajištěna zákonem.

Dříve měla pramenitá i čerpaná podzemní voda dostatečnou kvalitu. Mohla být po mírných úpravách použita jako pitná. V současné době je často situace horší a mnoho přirozených pramenišť a podzemních zásob vody je znečištěno. Nejčastější příčinou znečištění podzemních vod jsou průsaky z půdy, vypouštění odpadních vod z průmyslu nebo havárie nádrží s nebezpečnými kapalinami. Znečištění podzemních vod je dlouhodobé. Voda je zde vázána na horniny a její pohyb a výměna jsou velmi pomalé¹⁷.

Závažným problémem je znečišťování oceánů. Kromě stálého přítoku znečištěné vody řekami, přispívá ke znečištění pobřežních oblastí moří vypouštění odpadů na volném moři, rozptylování kalů z čistíren odpadních vod, ukládání radioaktivních odpadů a vyplachování tankerů dopravujících ropu. Havárie tankerů byly již několikrát příčinou rozsáhlých pobřežních ekologických katastrof.

Znečištěná voda a zdraví člověka

Znečištěná voda působí nepříznivě na zdraví člověka a na živé organizmy. Toxické kovy, pesticidy a polychlorované bifenyly obsažené ve vodě většinou nepůsobí akutní otravy. Mohou se však v tělech rostlin a živočichů kumulovat a přes potravní řetězec se dostat až k člověku. Akutní a chronické otravy rtuť, kadmium a olovem většinou způsobují otravy centrálního nervového systému, jater a ledvin.

Zvýšené množství dusičnanů v pitné vodě poškozuje funkce hemoglobinu u dětí. Červené krvinky nejsou schopny vázat v dostatečném množství kyslík (alimentární methemoglobinémie). Vodou se šíří i řada nakažlivých chorob a parazitů. Znečištěné studně jsou dodnes v některých zemích zdrojem nákazy tyfem a cholerou.

Znehodnocení vody může být způsobeno:

- sníženým obsahem kyslíku ve vodě (v porovnání s obsahem ve vodách čistých),
- výskytem znečišťujících (škodlivých) látek ve vodě,
- tepelným znečištěním vody.

Snížený obsah kyslíku

Množství kyslíku rozpuštěného ve vodě je základní parametr, charakterizující znečištění vod. Minimální doporučené hodnoty se stanovují s ohledem na chov ryb. Pro pstruhy to je 5 až 8 mg.l⁻¹, pro kapry 3 mg.l⁻¹. Maximální koncentrace kyslíku (stav nasycení) závisí na teplotě a obsahu solí ve vodě. Pohybuje se v rozmezí 8 až 15 mg.l⁻¹. Nedostatek kyslíku omezuje rozvoj živých organismů ve vodě. Doprovází ho další jevy jako např. zápach, změna barvy vody apod. Tyto jevy jsou způsobovány organickými odpadními látkami, které ve vodním toku oxidují (splaškové odpadní vody, průmyslové odpadní vody z potravinářského

¹⁷ V České republice byly znečištěny podzemní vody ve velkém rozsahu vlivem těžby uranu u České Lípy. Do zdejšího podzemí byly zvláštními vrty vtačeny statisíce tun kyseliny sírové, dusičné a fluorovodíkové. Uran, obsažený v horninách, se pomocí těchto kyselin vyloužil a roztok byl vypumpovávan zpět na povrch k dalšímu zpracování. Zbytky kyselin však kontaminovaly ohromná množství pro vodu propustných hornin.

a papírenského průmyslu), případně i oxidací některých anorganických odpadních látek.

Nedostatek kyslíku odpovídá organickému znečištění vod, které se vyjadřuje veličinami BSK (biochemická spotřeba kyslíku) a CHSK (chemická spotřeba kyslíku). BSK je množství kyslíku spotřebovaného mikroorganismy na biologické rozložení organických látek za aerobních podmínek bez součinnosti fotosyntetizujících mikroorganismů. Při uvedené metodě se používá heterotrofních bakterií, kterých je v odpadních vodách dostatek. Bakterie využívají, obdobně jako při biologických aerobních čistících procesech, organické látky jako zdroj energie i živin. Organická látka je po určité době zoxidována na CO₂, H₂O a NH₃. Některým průmyslovým vodám je nutné dodat pro stanovení BSK bakteriální osídlení. Oxidace se provádí za tmy (k potlačení fotosyntézy) a trvá 5 dnů (BSK₅). Množství kyslíku potřebného k oxidaci organických, biologicky nerozložitelných odpadních látek ve vodě se vyjadřuje údajem CHSK (CHSK_{Cr} - dichroman draselný, CHSK_{Mn} - manganistan draselný).

Škodlivé látky

Škodlivé látky jsou látky, které při styku s vodou způsobují její kvalitativní znehodnocení a tím i snížení její užitkové hodnoty. Škodlivými látkami rozumíme produkty, suroviny, odpady, přípravky a jiné látky, které se mohou dostat do odpadních vod. Za určitých okolností mohou škodlivé látky znečišťovat nebo úplně znehodnotit povrchové a podzemní vody.

Rozdělení škodlivých látek

Škodlivé látky ovlivňující jakost a zdravotní nezávadnost vody je možné klasifikovat podle místa vzniku, zdroje znečištění, povahy látek. Podle místa vzniku jsou škodlivé látky produkovány:

- obyvatelstvem,
- průmyslem,
- zemědělstvím,
- dopravou.

Zdroj znečištění vody může být:

- bodový
- plošný.

Bodové zdroje znečištění produkují odpadní vody nebo škodlivé látky z některých technologických procesů. Tyto zdroje znečištění jsou označovány jako zdroje se soustředěným odváděním škodlivých látek (výpusť kanalizace, únik ropných látek ze skladu apod.).

Za plošné znečištění považujeme smyvy z polí, pastvin, velkých oblastí městských a průmyslových aglomerací. Plošné znečištění přímo neodvádí škodlivé látky, ale přispívá ke zhoršení jakosti povrchových a podzemních vod. Plošná znečištění jsou označována jako zdroje rozptýlené (eroze, splachy terénu, eutrofizace, znečištění zemědělstvím a rekreací, exhaláty, skládky, srážky, atd.).

Jak u znečištění plošného, tak i bodového můžeme poměrně dobře předvídat složení a koncentraci látek. Látky charakteristické pro oba typy, jsou známé a koncentrace dobře odhadnutelné. Původci bodového znečištění jsou velmi dobře sledovatelní a za vypouštění odpadních vod do vod povrchových platí poplatky, při překročení stanovených limitů i pokuty. Znečištění z plošných zdrojů je obtížněji sledovatelné a je obtížnější přesně určit původce.

Podle povahy se škodlivé látky dělí na látky:

- fyzikální,
- chemické,
- biologické.

Nebezpečnost škodlivých látek ve vodě je posuzována na základě chemického působení látek na živý organizmus. Z hlediska tohoto přístupu mohou škodlivé látky být:

- bez vlivu,
- působit stimulačně,
- působit inhibičně,
- působit toxicky.

Škodlivost látek ve vodě na organizmy se může projevit dvojitým způsobem:

- škodlivost látek se projeví přímo ve vodě, kde se jejich působením narušuje biocenóza,
- škodlivé látky působí přímo na vyšší organizmy (rostliny, živočichy, lidi), kteří vodu přijímají.

Vliv škodlivých látek na biocenózu se určuje pomocí testů prováděných na vybraných vodních organizmech. Na základě těchto testů se stanovuje přípustná koncentrace, při které nedochází ke zjevnému poškození nebo úhynu testovaných organismů. Podstatně složitější a časově náročnější je posuzování škodlivých látek přímo na vyšší organizmy a především na člověka. Zvláštní pozornost při hodnocení škodlivých látek ve vodě vyžadují látky toxické.

Základní skupiny škodlivých látek

Sole

Voda obsahuje různé rozpuštěné částice a soli (kationty sodíku, vápníku, hořčíku a draslíku a anionty chloridů, síranů a hydrogenuhličitanů). Koncentrace veškerých rozpuštěných solí se označuje zkratkou TDS. U sladkých vod je TDS menší než 1 500 mg.l⁻¹, (pitná voda cca 500 mg.l⁻¹), u slaných vod je TDS větší než 5 000 mg.l⁻¹ (mořská voda má TDS 30 000 až 34 000 mg.l⁻¹). Na zvyšování obsahu solí se podílí některé technologické procesy. Ke zvýšenému nárůstu obsahu solí dochází při používání vody k zavlažování, kdy odpařováním vody narůstá ve zbylé vodě koncentrace solí.

Těžké kovy

Rozpustné nebo nerozpustné sloučeniny některých kovů (jako jsou Hg, Pb, Zn, Cd, Cu, Cr, Ni, As) se dostávají do vod z různých technologických procesů. Častým zdrojem těžkých kovů jsou kaly z čistíren odpadních vod, které obsahují kadmium z komunálních odpadů, fosforečných hnojiv, olovo (z průmyslových hnojiv a zprostředkovaně, přes imise ze spalovaného olovnatého benzínu), rtuť (z moření osiv rtuťnatými mořidly), chróm (z průmyslových imisí, spalování fosilních paliv, ocelářských vápenatých strusek a koželužských odpadů), měď (z metalurgických provozů, měďnatých přípravků k ochraně rostlin). Často jsou těžké kovy součástí nerozpustných částic, které se usazují v řekách a jezerech.

Radioaktivita

Při těžbě a zpracování uranové rudy se do vody dostává řada radioaktivních látek. V ČR jde hlavně o Labe, Vltavu a Ohři, do nichž proniká radium, thorium, popř. uran. Voda může být po haváriích jaderných elektráren kontaminována cesiem. Přirozeně může do vody pronikat z hornin radon.

Kyselé srážky

Oxidy síry a dusíku, vznikající při spalování, se rozpouštějí ve srážkové vodě a vyvábí slabé kyseliny. S deštěm nebo sněhem se dostávají do vodního prostředí a způsobují okyselení (acidifikaci) vod pramenů a jezer. Kyselost pH 5 nevyhovuje planktonu a některým druhům ryb. V některých vodách nejsou vzácností hodnoty pH 4 i méně, což je hodnota, která představuje pro řadu organismů příliš kyselé prostředí. Navíc jsou okyselenou vodou uvolňovány z geologického podloží a půdy některé sloučeniny či prvky, které mohou být i toxické. Kyselost srážek i povrchových vod se v posledních letech mírně snižuje především snížením produkce oxidu siřičitého.

Pevné látky ve vodě

Vlivem eroze, zvířením usazenin, smyvů z prašných povrchů, ale také přímým vypouštěním kalů se mohou do vody dostat toxické i netoxické částičky pevných látek. Mohou se na nich uchytit i choroboplodné zárodky. Z fyzikálního hlediska mohou tyto částičky značně omezovat prostupnost vody pro světlo, a tak nepříznivě ovlivňovat fotosyntézu v hlubší vodě. Částičky přenášené vodou se nakonec usazují v rybnících, přehradních nádržích i přírodních jezerech a způsobují jejich zanášení.

Organické látky

Při zpracování ropy, uhlí, při výrobě barev a laků i při produkci a aplikaci pesticidů přecházejí do vody různé organické látky. Jsou většinou ve vodě nerozpustné nebo rozpustné jen v malém množství. Patří sem polychlorované bifenyly, polyaromatické uhlovodíky, ropné látky, DDT a další pesticidy, organická rozpouštědla atd. Toxicita některých látek nemusí být vysoká. Látky ale mohou svým zápachem či zabarvením omezit použití vody. Často jde o tak nízké koncentrace organických látek, že jejich detekce je velmi obtížná. Z organických látek, které se mohou vyskytovat ve vodě jsou zvláště nebezpečné pesticidy¹⁸.

Zvýšený obsah živin

Živiny jsou chemické látky (dusík, fosfor, uhlík, síra, vápník, draslík, železo, mangan, bór, kobalt) nutné pro růst živých organismů. Jako znečišťující látky ve vodě je pokládáme v tom případě, když jejich koncentrace umožňuje nadměrný růst vodních rostlin, zvláště řas. To způsobuje znehodnocení vody pro pití i pro život jiných organismů. Po odumření ochuzují rozkládající se řasy oxidací vodu o kyslík. Uvedený proces se označuje eutrofizace a je zvláště závažný pro vodní nádrže.

V první fázi dochází ve vodách s nadměrným obsahem živin k nárůstu fytoplanktonu (fotosyntetizujících řas a sinic) a dalších vodních rostlin. Následuje pomnožení zooplanktonu (drobných vodních heterotrofních organismů), které se řasami živí. Vzrůstá spotřeba kyslíku potřebného k dýchání pomnožených organismů a k rozkladu odumírajících těl těchto organismů. Takto znečištěné vody mají často podobný osud, jako vody znečištěné nejedovatými organickými látkami. Přebytkem množství jinak potřebných živin tak může díky nedostatku kyslíku přivodit zhroucení původních ekosystémů.

¹⁸ Jedná se o skupinu chemických látek používaných k hubení organismů, které lidé považují za nežádoucí. Podle účelu se dělí na insekticidy (hmyz), herbicidy (plevel), rodenticidy (hlodavci), fungicidy (houby). Podle chemického složení se rozlišují tři skupiny syntetických organických insekticidů: organochlórové, organofosfátové a karbamátové.

Organochlórový pesticid DDT je znám svojí vysokou stálostí a afinitou k tukům, při které dochází k postupnému zvyšování koncentrace v tělech organismů účastnících se potravního řetězce (nárůst koncentrace DDT z vody do těl ptáků je až 105 násobná). DDT působí na metabolismus vápníku u ptáků. Důsledkem je nedostatečně vyvinutá skořápka vajec. V Československu byly organochlórové insekticidy zakázány používat v roce 1976.

Ze všech živin jsou pro eutrofizaci rozhodující tři látky – uhlík, dusík a fosfor. Uhlík je k dispozici z přírodních zásaditých zdrojů, z atmosférického CO₂ a z rozkládajících se organických látek. Hlavní zdroje dusíku a fosforu jsou splaškové odpadní vody, odpady z živočišných výkrmů a umělých hnojiv. Specifickým zdrojem fosforu ve vodě jsou fosforečnany ze saponátů (pracích prostředků). Dusík je v pitné vodě obsažen ve formě dusičnanů NO₃, které nejsou zvláště nebezpečné. Určité bakterie, nacházející se v zaživacím traktu kojenců, mohou ale změnit NO₃ na vysoce toxické dusitany NO₂, které mají vyšší afinitu k hemoglobinu v krvi než kyslík. Nahradí-li NO₂ kyslík, dochází k dušení dítěte (syndrom modráni). Po šestém měsíci věku je trávicí systém dítěte tak vyvinut, že k uvedeným jevům nedochází.

Choroboplodné zárodky

Viry, bakterie, prvoci a některé další organizmy, jako např. plísňe, jsou přítomny v odpadních vodách z lidských sídel, v odpadech ze zemědělské výroby či ze skládek tuhého komunálního odpadu (TKO).

Choroboplodné zárodky (bakterie, prvoci, cizopasní červi) způsobují šíření chorob vodou (tyfus, cholera). Choroby šířené pitnou vodou (nejen při pití, ale i při styku s vodou z povrchu jídel, rukou, nádobí) jsou zvláště rozšířené v rozvojových zemích. V našich podmínkách je hlavním bakteriálním rizikem pitných vod (obecně povrchových vod) znečištění koliformními bakteriemi a fekálními streptokoky – enterokoky. Limitní hodnoty se udávají počtem mikrobů v jednom litru vody. Choroby způsobované kontaktem s vodou vznikají i bez příjmu vody v potravě. Šíření nemocí prostřednictvím vodních toků se nepřímo ovlivňuje hmyzem, žijícím v jejich blízkosti (malárie, žlutá zimnice, spavá nemoc). Nedostatek vody pro osobní hygienu podporuje choroby jako svrab, malomocenství.

Tepelné znečištění vody

Specifickou formou znečištění vody je znečištění tepelné. Dochází k němu v případech, kdy vratná voda má vyšší teplotu než voda v přírodním prostředí. Jedním z hlavních zdrojů tepelného znečištění recipientů jsou tepelné elektrárny a velké průmyslové podniky (celulóžky), kde se do vodních toků odvádí extrémně vysoké množství vody ohřáté o víc jak 10 °C. Zdrojem tepelného znečištění mohou být i některé průmyslové provozy, které odvádějí svou odpadní vodou přímo do řečiště. Toto znečištění bývá zvláště intenzivní na malých tocích, kam vtékají různé průmyslové odpadní vody, vypouštěné do toku většinou nárazově, v dost vysokém množství a koncentraci. Při vypouštění oteplených vod do řek dochází ke smíšení vod. Průběh promíchávání (oteplování) závisí na:

- rychlosti proudění vody v řece,
- množství protékající vody,
- výměně (konvekci) tepla mezi oteplenou a říční vodou,
- objektech na vodním toku.

Při vypouštění oteplené vody do jezer a nádrží dochází k rozprostření oteplené vody horizontálně v hloubce s ohledem na hustotu vody. Ochlazování vody v nádržích nastává:

- zvýšeným výparem,
- vyzařováním,
- výměnou tepla mezi vodní plochou a vzduchem.

Zvýšení teploty vody ovlivňuje bilanci rozpuštěného kyslíku ve vodě a to ve dvou směrech:

- zvýšená teplota zrychluje metabolismus organismů, což je provázeno zvýšenou spotřebou kyslíku,

- vlivem vyšší teploty se urychluje oxidace odpadních organických látek a množství kyslíku klesá (protože limitní množství rozpuštěného kyslíku ve vodě klesá se zvyšující se teplotou).

Zvýšení teploty vody může vést u některých druhů ryb k zlepšení životních podmínek. Pstruh a losos ale zvýšení teploty vody nesnášejí.

Současně s popsaným jevem se uplatňují i druhotné vlivy. Např. oteplením vody může dojít k toxickým projevům některých látek, které jsou za normálních podmínek ve vodě nejedovaté. Také rozpustnost některých zdravotně závadných sloučenin (polycyklických aromatických uhlovodíků) se zvyšuje. Teplota vody ovlivňuje celou řadu fyzikálních, chemických a biologických procesů. Maximální povolená teplota vody u vodárenských toků je 20 °C, u ostatních toků 26 °C.

2.2.2 Přírodní vody

Povrchové vody

Pod povrchové vody se zahrnují vody, odtékající nebo zadržované, v přirozených nebo umělých nádržích na zemském povrchu.

Čistota vody je důležitá zejména u vodních toků trvale tekoucích buď přirozeným, případně upraveným korytem (bystřiny, potoky, řeky) a nebo v umělém korytě (kanály, nádrže). Do povrchových vod patří i slepá ramena řek, rybníky a jezera. Jezera se vyskytují v ČR pouze výjimečně v hraničních horách. Zpravidla leží v chráněných územích (např. národní park Šumava). Čistota jezer je proto zabezpečována nejen orgány životního prostředí, ale i organizacemi památkové péče.

Z hlediska jakosti se povrchová voda rozděluje do pěti klasifikačních tříd:

- I. - voda pro vodárenské účely,
- II. - voda pro všeobecné účely,
- III. - voda průmyslová,
- IV. - voda s omezeným využitím,
- V. - voda bez praktického využití.

Znečištění povrchových vod

Problém čistoty povrchových vod je velmi složitý. Povrchové vody jsou totiž současně vodním zdrojem i recipientem, tj. vodním útvarem, který přijímá vodu z určitého povodí nebo vodu odpadní. Přirozené znečištění povrchových vod se většinou pohybuje v rozmezí 0,05 až 10 ppb. Zvýšení koncentrace nad tuto hladinu je nutné přičíst vnějšímu (průmyslovému) znečištění. V tab. 40 jsou uvedeny přirozené koncentrace kovů v povrchových vodách.

Kov	Koncentrace (ppb)
Hg	0,05
Cd	0,2
CO	0,2
Cr	1
Ni	3
Pb	3
Cu	7
Zn	10

Tab. 40 Přirozené koncentrace kovů v povrchových vodách

Zvýšené znečištění narušuje biologickou rovnováhu v recipientu a tím se mění jeho samočisticí schopnost, zhoršuje hygienické vlastnosti vod apod. Znečištění povrchových vod je závislé na množství a jakosti odpadních vod a na množství a jakosti vody v recipientu. Každý recipient, dokonce každý jeho úsek, má svoji vlastní jakost. Složení vody v recipientu je ovlivněno geologicko – geografickými, hydrologicko – klimatickými, botanickými poměry a antropogenní činností. Jakost vod v recipientu se mění i s časem. Vliv odpadních vod na jakost vody v recipientu se posuzuje podle chemických, biologických, estetických a hygienických vlastností vody. Nejzřetelnějším negativním vlivem odpadních vod je hromadný úhyn ryb.

Zhoršování jakosti povrchových vod je způsobeno řadou faktorů. Především to je postupná koncentrace obyvatelstva v urbanistických strukturách a zvyšující se procento obyvatel bydlících v domech, napojených na veřejnou kanalizaci. Na znečišťování povrchových vod se významně podílí průmyslová výroba a v posledních desetiletích také intenzivní zemědělská výroba.

Příčinou zhoršené kvality povrchových vod jsou znečišťující látky. Ty lze rozřadit do tří skupin:

- látky působící přímo toxicky, nebo způsobující senzorické závady,
- látky, které ovlivňují kyslíkovou bilanci recipientu,
- inertní látky (anorganické nerozpustné a rozpustné netoxické látky).

Na některých vodních tocích představuje vážné nebezpečí *plošné znečištění*. Patří sem splachy hnojiv, pesticidů a produktů erozní činnosti, ale také odtoky ze zemědělské, lesní a zastavěné půdy a odtoky z rybníků. Plošné znečištění způsobují i atmosférické srážky. Voda z atmosférických srážek zatěžuje recipient nejen nerozpuštěnými anorganickými látkami, ale i množstvím různých rozpuštěných anorganických látek. Nejnebezpečnější v tomto směru jsou kyselé deště.

Specifické znečištění může mít nejrůznější účinky. Mezi nejčastější patří toxicita, redukce přestupu kyslíku ze vzduchu do vody (ropné látky), zmenšování obsahu kyslíku ve vodě (tepelné odpady) a zvyšování salinity.

Specifické znečištění se na některých tocích ukazuje jako velmi vážné a často rozhodující znečištění. Mezi toto znečištění lze zařadit fenolové látky, toxické látky případně prudce jedovatý kyanid z povrchové úpravy a tepelného zušlechťování kovů. Speciálním druhem znečištění povrchových vod jsou choroboplnné zárodky a desinfekční prostředky z odpadní vody z nemocničních zařízení a z léčeben.

Mezi specifické znečištění se zařazuje i znečištění tenzidy, které jsou v městských a v některých průmyslových odpadních vodách. Situace se ale zlepšuje nahrazováním alkalbenzénsulfátů, které jsou jen částečně biologicky rozložitelné, za biologicky odbouratelné tenzidy. Zvláštním druhem specifického znečištění jsou radioaktivní odpadní

vody. Tyto látky se dnes do vod mohou dostávat v podstatě ze dvou zdrojů. Z rozpuštěných přirozených radionuklidů nebo spadem ze zkoušek termonukleárních zbraní a z odpadů různých zařízení.

Stále více ohrožují povrchové vody ropné látky. Do povrchových vod se dostávají při ropných haváriích. Ve vodě se ropné látky vyskytují ve čtyřech formách a to jako:

- tenký film na hladině,
- látky sedimentující na dno toku,
- emulgované soustavy,
- rozpuštěné soustavy.

Ropné látky mění fyzikální vlastnosti povrchové vody už při koncentraci $0,1 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$, kdy se začíná tvořit na vodní hladině olejový film a mění se organoleptické vlastnosti vody. Menší množství ropných látek nemá vliv na chemické složení vody. Způsobuje ale různá poškození vodních organismů. Olejový film znemožňuje dýchání těch organismů, které přijímají kyslík z hladiny. Trpí tím především vodní hmyz, u kterého se zaolejují dýchací orgány. Znečištěním pohybových orgánů odumírá zooplankton i fytoplankton. Zaolejováním dna se mění bentos a osídlení dna. Červy akumulují ropné látky, čímž získávají olejovou pachut', která se potom přenáší na ryby. Ropné látky se potom akumulují v kůži a mase ryb, které se stávají nepoživatelnými pro člověka. Při vyšších koncentracích ropných látek jsou ryby dokonce toxické. Průměrná hranice toxického vlivu na ryby je asi $16 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Velký podíl na znečišťování povrchových vod má zemědělství. V minulosti byly zemědělské zdroje znečištění rozptýlené. Charakter a stupeň znečištění proto dovoval maximálně využít samočisticí schopnost toku. Intenzivní zemědělská výroba, provázená zaváděním velkovýroby (živočišná produkce), používáním látek na chemickou ochranu rostlin, zvýšeným přísunem živin do půdy, změnou technologických postupů a rychlým růstem mechanizace podstatně zvyšuje zemědělské znečištění. Toto znečištění je velmi různorodé a lze ho dělit podle původu na znečištění způsobené:

- živočišnou výrobou,
- látkami ze siláže a senáže,
- chemickými prostředky na ochranu rostlin,
- průmyslovými hnojivy a ropnými látkami.

Všechny uvedené druhy zemědělského znečištění působí toxicky na vodní organizmy, mění vlastnosti povrchových vod, množství organismů žijících ve vodě. Tím dochází k narušování biologické rovnováhy a ke snižování samočisticích účinků povrchových vod.

Mezi největší producenty znečištění patří chemický průmysl a závody na výrobu celulózy. Zejména papírny znečišťují rozsáhlé úseky vodních toků, především vlivem vysokého obsahu organických látek, CHSK, BSK, toxických látek, ropných látek. Z dalších průmyslových producentů znečištění jsou významné potravinářské závody (mlékárny a pivovary) a kampaňový průmysl (cukrovary, konzervárny, škrobárny, lihovary).

Srážkové vody

Srážková (dešťová) voda patří mezi vody přírodní. Pro současné srážkové vody je charakteristické výrazné znečištění exhalacemi z ovzduší. Znečištění je tvořeno převážně nerozpuštěnými anorganickými i organickými látkami (prach, písek, volné ropné látky, drobné tuhé odpady). Významné je také znečištění mikroorganismy, především fekálními mikroorganismy. Jestliže je znečištění způsobeno oxidy síry a dusíku hovoříme o kyselých deštích. Dešťové vody jsou znečištěny i splachem a smyvem ploch, ze kterých stékají srážkové vody do kanalizace. Charakteristické znečištění dešťových vod je v okolí

průmyslových závodů a silniční sítě. V obou případech dochází u dešťové vody, kromě znečištění prašným atmosférickým spadem, ke znečištění průmyslovou či dopravní činností.

U dešťových vod se sleduje průběh koncentrace znečišťující látky ve vodě a hmotnostní průtok vody v závislosti na čase (obr. 38). Na začátku dešťového odtoku (zhruba 10 až 18 minut) je dešťová voda značně znečištěná. V kanalizaci se totiž obohacuje o usazeniny, které se zde shromáždily za bezdeštného průtoku a míchá se splaškovou vodou. Při silném dešti převládají dešťové vody nad splaškovými. První přívaly srážkové vody, oddělené v odlehčovací komoře, jsou silně znečištěny a představují značné zatížení recipientu. Složení srážkových vod značně kolísá a závisí na:

- hydrometeorologických poměrech,
- hydrologických poměrech,
- druhu stokové sítě,
- sklonu stoky,
- charakteru povrchu a povrchových úprav,
- charakteru činnosti na povrch (mytí ulic),
- údržbě stokové sítě,
- délce bezdeštného období (atmosférický spad, prašnost),
- intenzitě srážky.

Znečištění srážkových vod se udává v $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ nebo v $\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$. Celkový spad (mokrý i suchý) se udává v $\text{t}\cdot\text{km}^{-2}\cdot\text{r}^{-1}$ nebo $\text{g}\cdot\text{m}^{-2}\cdot\text{r}^{-1}$ a představuje úhrnný tok znečištění z atmosféry na zemský povrch. Znečištění srážkových vod se měří nejen u zdrojů znečištění, ale i v čistých oblastech (např. ve Svratouchu na Českomoravské vrchovině).

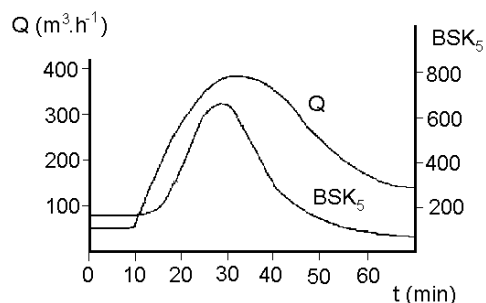
Znečišťující látky, ovlivňující vlastnosti srážkových vod, jsou hlavně chemické sloučeniny a tuhé látky. Z chemických látek jsou to zejména sloučeniny:

- síry (oxidy síry, kyselina sírová, sirouhlík, sulfan, merkaptany),
- dusíku (oxidy dusíku, kyselina dusičná, amoniak, aminy),
- halogenů (fluor, chlor, chlorované uhlovodíky),
- uhlíku (oxid uhelnatý a uhličitý),
- alifatické uhlovodíky a jejich halogenové deriváty,
- monocyklické a polycyklické aromatické uhlovodíky,
- fenoly,
- alkoholy.

Z tuhých látek znečišťuje srážkové vody hlavně:

- oxid křemičitý, saze, arsen, olovo,
- radioaktivní látky,
- azbestová vlákna.

Chemické složení srážkových vod je s ohledem na znečišťující látky velmi rozdílné. Souvisí to i s velikostí emisí a meteorologickými podmínkami. Při hodnocení znečištění srážkových vod je nutné si uvědomit, že část látek se po zachycení v oblaku chemicky mění a většina znečištění se dostává do srážkové vody ještě v zóně oblaku. Přesto na základě chemických



Obr.38 Průběh znečištění srážkových vod

rozborů srážek lze charakterizovat regionální znečištění ovzduší spodní a střední vrstvy atmosféry.

Vzhledem k relativně krátké době setrvání SO_2 , NO , NO_2 a Cl v atmosféře je zřejmé, že výrazné změny kyselosti srážek vznikají především v blízkosti velkých průmyslových zdrojů produkujících toto znečištění. Nejkritičtější situace je v Evropě a v USA. Za posledních deset let se snížila hodnota pH z 5,6 na > 5 . Na růstu kyselých srážek má z 65 % podíl H_2SO_4 , z 30 % HNO_3 a kolem 5 % HCl .

Srážková voda obsahuje rovněž množství dalších látek, které se dostaly do atmosféry vlivem antropogenních vlivů. Jsou to organické látky, nebo stopové prvky Fe, Zn, Mn, Al, Ni, Cu, Pb, Br, Cd. Tyto látky a prvky však mají jen nepatrný vliv na aciditu srážek.

Vztah mezi znečištěním a intenzitou srážky

Z hlediska čistoty vod je u srážek nutné sledovat závislost mezi intenzitou srážky, dobou trvání a koncentrací určitého znečištění. Krátkodobý déšť způsobuje prudší pokles koncentrace znečištění. Několikanásobný déšť tento vliv zachovává, ale koncentrace se pomalu zmenšuje.

Při regionálním dešti je průběh koncentrace znečištění rovnoměrnější a po prudším poklesu na začátku deště nastává pomalý pokles, který se blíží konstantní koncentraci znečištění. Změny koncentrace znečištění srážkových vod jsou způsobené vymýváním oblaku v průběhu jeho tvorby a méně vymýváním pod oblakem.

V regionálním dešti bývá větší koncentrace aniontů SO_4 , což je způsobeno pomalejším pádem kapek, velkou povrchovou plochou, delším zdržením v přízemní vrstvě atmosféry, velkou koncentrací sloučenin síry a celkovým mechanismem vymývání. Koncentrace znečišťujících látek ve srážkových vodách je po suchém intervalu podstatně vyšší. V průběhu suchého intervalu nastává v přízemní vrstvě atmosféry akumulace znečištění, kterou první déšť vymyje. Výraznější zvýšení koncentrace způsobuje také výpar, protože vrstva pod základnou oblaku je relativně suchá.

Existují rovněž rozdíly mezi znečištěním sněhu a deště. Ve sněhu je vyšší obsah jednotlivých složek znečištění, především aniontu SO_2 , což je způsobeno tím, že sněhové vločky mají větší plochu a menší usazovací rychlost než kapky deště.

2.2.3 Odpadní vody

Odpadní vody jsou vody se zhoršenými vlastnostmi. Zákon vymezuje dvě podmínky pro to, aby byla voda považována za odpadní vodu. První podmínkou je změněná jakost vody. Ve druhém případě se za odpadní vodu pokládá ta voda, která může ohrozit jakost vod povrchových nebo podzemních. Odpadní vody jsou proto i vody použité v sídlištích, obcích, domech, závodech, ve zdravotnických zařízeních a jiných objektech či zařízeních, pokud po použití mají změněnou jakost (složení nebo teplotu).

Obsah znečišťujících látek v odpadních vodách před jejich vypouštěním do recipientů (obvykle povrchových vodních toků) nesmí dle citovaného zákona překročit nejvyšší přípustnou míru znečištění – koncentraci znečištění udávanou v mg.l^{-1} . Kromě údajů charakterizujících stupeň znečištění vypouštěných vod, stanovuje vyhláška i ukazatele limitující obsah znečišťujících látek ve vodách povrchových.

Za odpadní vody se pokládají vody:

- splaškové z domácností, veřejných budov, sociálních zařízení závodů,
- městské (vody tekoucí v městské kanalizaci, tj. směs vod splaškových a průmyslových),

- průmyslové (kapalné odpady vznikající při zpracování a těžbě surovin, vody znečištěné ve výrobních procesech i v zemědělské výrobě).

U splaškových a městských odpadních vod závisí nejvyšší přípustná míra znečištění na zdroji znečištění, stanoveného na základě počtu ekvivalentních obyvatel. Tento údaj vyjadřuje specifické znečištění v BSK₅, produkované jedním obyvatelem za jeden den.

Městské odpadní vody tvoří směs splaškových, průmyslových a srážkových vod. Ve velkých městech převládají vody splaškové, v malých městech závisí složení na charakteru města a podílu průmyslu v něm.

Průmyslové odpadní vody mají na rozdíl od splaškových vod velmi rozličné složení. Ukazatele znečištění průmyslových odpadních vod (nejvyšší přípustné hodnoty znečištění) jsou rovněž stanoveny vyhláškou. Znečištění je závislé na druhu zpracovávaných surovin a na technologii výroby.

Hlavní skupiny výrob z hlediska produkce odpadních vod jsou:

- těžba a zpracování rud a kameniva (včetně uranových rud),
- těžba a zpracování uhlí (včetně briketáren a tepelného zpracování uhlí),
- teplárny a elektrárny,
- hutní výroba (železo, barevná metalurgie),
- strojírenská a elektrotechnická výroba (strojní obrábění, povrchová úprava kovů),
- chemický průmysl (rafinérie ropy, petrochemie, sklady ropných látek, výroba celulózy, papíru a další chemické výroby),
- spotřební průmysl (textil, sklárny, keramika, koželužny),
- potravinářský průmysl (mlékárny, pivovary, zpracování masa, lihovary, droždárny, škrobárny).

Podle původu znečištění rozlišujeme odpadní vody:

- splaškové,
- průmyslové,
- zemědělské,
- odváděné do kanalizačního systému z veřejných prostranství.

Splaškové vody

Splaškové vody jsou vody z domácností, sociálních zařízení, kuchyní, umýváren, podniků apod. Množství splaškové vody, přitékající do čistírny, závisí na kolísání odběru vody z vodovodní sítě. Odběr vykazuje minima v nočních hodinách a dvě maxima v průběhu dne (obr. 39). U větších měst se projevuje retenční schopnost stokového systému, a proto jsou extrémně menší a časově posunuty. Průměrné množství splaškových vod závisí na struktuře vybavenosti bytů a měst.

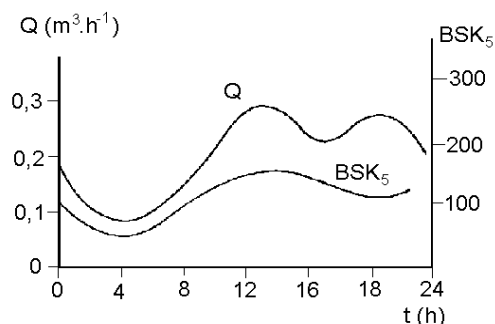
Ukazatel	Koncentrace (mg.l ⁻¹)
P	8
usaditelné látky	10
A	40
Cl-	50
tuky	100
C	160
nerozpuštěné látky	220
BSK ₅	220
CHSKCr	500

Tab. 41 Typické složení splaškové vody

Látky převažující ve splaškových vodách pocházejí hlavně z moče a fekálií. Anorganické látky jsou zastoupeny chloridy, sodíkem, draslíkem, fosforečnany a anorganickou formou dusíku. Anorganické látky pochází z kuchyňských odpadů, čistících a pracích prostředků i ze znečištění ulic a veřejných prostranství. Složení průměrné splaškové vody je uvedeno v tab. 41.

Skutečné složení městské odpadní vody se stanovuje pomocí ukazatelů specifické produkce znečištění, vztažené na jednoho obyvatele. Podle počtu obyvatel připojených na kanalizaci a množství vody, lze v bezdeštném období vypočítat složení splaškové vody v daném městě. Jestliže je skutečná koncentrace znečištění menší než vypočtená, dochází k naředování splaškových vod vodami balastními, které se do kanalizace dostávají především netěsností vodovodní sítě.

Čištění splaškových odpadních vod se provádí biologickými procesy v městských čistírnách odpadních vod.



Obr. 39 Změny přítoku splaškových vod v průběhu dne

Průmyslové odpadní vody

Složení průmyslových vod je proměnlivé a závisí na charakteru výroby jednotlivých průmyslových podniků. V každém průmyslovém závodě se vyskytuje několik druhů vod. Obvykle je to:

- technologická odpadní voda,
- chladicí voda,
- splašková voda,
- srážková voda (ze znečištěných i čistých ploch).

Vzhledem k tomu, že kanalizační systém průmyslových závodů je složitý, měly by se jednotlivé druhy odpadních vod odvádět odděleně. Oddělení je důležité i z důvodu dimenzování jednotlivých stupňů čištění odpadních vod. Pokud dojde ke smíchání více druhů rozlišných odpadních vod, je jejich čištění velmi komplikované. Průmyslové odpadní vody obsahují:

- organické látky biologicky rozložitelné,
- organické látky biologicky nerozložitelné nebo obtížně rozložitelné,
- toxické organické nebo anorganické sloučeniny,
- anorganické rozpuštěné sole,
- anorganické rozpuštěné látky s kyselým nebo zásaditým chováním (kyseliny, louhy, alkalicky nebo kyselě reagující sole),
- vyšší koncentrace anorganických živin (sloučeniny dusíku a fosforu),
- nerozpuštěné látky organické a anorganické,
- radioaktivní látky,
- tepelné znečištění,
- mikrobiologické znečištění.

Jednotlivé typy znečištění se vyskytují v různých průmyslových vodách v rozdílných koncentracích. Protože množství průmyslových odpadních vod a jejich složení značně kolísá, je nutné vyrovnávat množství i kvalitu odpadních vod před přítokem na čistírnu. Optimální způsob čištění průmyslových odpadních vod vychází z analýzy znečištění.

S vývojem technologie průmyslové výroby se mění charakter znečištění, potřeba a využití vody v technologických procesech. Proto každá analýza vodního hospodářství průmyslového podniku musí vycházet z rozboru technologických procesů, ze způsobu použití vody v technologii a z možnosti úpravy této technologie s cílem zmenšit produkci znečištění a omezit spotřebu vody.

Důlní vody

Důlní vody patří mezi vody zvláštní. Dolování uhlí nebo rud ovlivňuje přirozenou cirkulaci vody v přírodě. Do šachet prosakuje podzemní voda, která se odčerpává a vypouští do vod povrchových. Složení důlních vod silně ovlivňuje podmínky při těžbě. V mnoha případech se jedná o vody, které jsou srovnatelné s vodami podzemními. Často jediným znečištěním, které je nutné odstranit, jsou ropné látky. Z hlediska čistoty vody jsou závadné dva druhy důlních vod:

- vysoce zasolené důlní vody z hlubinné těžby (některé lokality na Ostravsku, důl Slaný),
- kyselé důlní vody z povrchové těžby hnědého uhlí, vznikající vyluhováním a oxidací pyritů.

Zasolené důlní vody se doporučuje akumulovat a vypouštět na základě povolení vodohospodářských orgánů řízeným průtokem do recipientu. Koncentrované kyselé důlní vody je nutné před vypouštěním do recipientu upravovat neutralizací, provzdušňováním a sedimentací.

Odpadní vody z povrchové úpravy kovů

Konečná úprava výrobků a součástek ve strojírenství a v elektrotechnickém průmyslu se provádí nejčastěji galvanickým pokovováním, při kterém se používají koncentrované roztoky toxicických chemikálií (těžké kovy, kyanidy, sloučeniny chrómu, atd.). Koncentrace těchto látek v pokovovacích lázních dosahuje stovky mg.l^{-1} , v oplachových lázních desítky mg.l^{-1} . Únik lázní a nedostatečné čištění odpadních vod způsobuje nebezpečné havarijní zhoršení kvality vody ve vodním toku. Již poměrně malá koncentrace iontů ovlivňuje aerobní a anaerobní stupeň čištění. Podle složení znečišťujících látek lze odpadní vody z povrchových úprav rozdělit na:

- alkalické vody z odmašťování,
- kyselé vody z moření,
- kyanidové vody alkalické,
- chromové vody kyselé.

K čištění odpadních vod z povrchové úpravy kovů se používají následující čistírenské procesy:

- neutralizace,
- srážení těžkých kovů,
- oxidační a redukční postupy,
- výměna iontů.

Moderní postupy řešení vodního hospodářství povrchové úpravy kovů se snaží omezit produkci odpadních vod zaváděním recirkulace oplachové vody, která se regeneruje na ionexových filtrech (uzavřené materiálové okruhy).

Odpadní vody z tepelného zpracování uhlí

Při zpracování hnědého uhlí (zplynování) a černého uhlí (koks) vzniká fenolčpavkový kondenzát. Množství kondenzátu závisí na vstupní vlhkosti uhlí¹⁹. Obsah typických látek v odpadních vodách z tepelného zpracování uhlí je uveden v tab. 42.

Ukazatel	Koncentrace (g.l ⁻¹)	
	Výroba koksu	Zplynování
H ₂ S	0,06	0,1 – 1,5
NH ₄ ⁺	0,2 – 1,2	0,1 – 4,0
BSK ₅	1,0 – 5,3	3,7 – 8,4
rozpuštěné látky	2,4 – 8,0	-
pH	8,4 – 9,3	7,0 – 8,5

Tab. 42 Typické látky v odpadních vodách z tepelného zpracování uhlí

Koksárenské a plynárenské odpadní vody obsahují nerozpuštěné látky (částice uhlí, hlušiny, škváry), dehet a fenoly. Z organických látek jsou přítomny olefinické uhlovodíky, alifatické a cyklické organické látky s O, N a S. Z anorganických látek je to čpavek, siřné sloučeniny a v menších koncentracích těžké kovy.

První stupeň čištění fenolčpavkových vod je oddehtování (sedimentace ve vyhřívaných nádržích, tlaková filtrace), druhým stupněm je odčpavkování a ofenolování. Čpavek se vytěsňuje inertními plyny nebo vodní parou. Fenoly se odstraňují extrakcí do vhodných rozpouštědel (benzen). Vzhledem k nerentabilitě provozu předčisticích zařízení provádí se čištění koncentrovanějších fenolových vod. Jako perspektivní se ukazuje biologické čištění, nejčastěji několikastupňovou aktivací. Do odpadní vody se ale musí přidávat chybějící fosfor. Na odtoku zůstává obvykle velký zbytkový obsah sloučenin dusíku, což vyžaduje rozšíření biologických čistíren o denitrifikační stupeň.

Odpadní vody ze zpracování ropy

Technologické odpadní vody ze zpracování ropy obsahují ropné látky jak ve volné (převážně), ale také v emulgované a rozpuštěné formě. Zaolejované vody pocházejí z chladicích okruhů, oplachů a úkapů z výrobních zařízení, z prostorů skladovacích nádrží, zásobníků ropy, z konečných produktů, srážkových vod z kontaminovaných ploch i z podzemních vod z hydraulické ochrany. Stabilní ropné emulze obsahují chemicky znečištěné vody z odvodňování a odsolování ropy a z některých syntetických pochodů. Odpadní vody z hydrogenace obsahují vysoké koncentrace (až 50 g.l⁻¹) sulfidů a dalších sloučenin síry.

Čištění odpadních vod z rafinérií je několikastupňové. První mechanický stupeň zachycuje volné ropné látky v separátorech. Číření se používá pro likvidaci emulzí. Jako koagulant se používají soli Fe³⁺ a v poslední době i speciální deemulgační přípravky. Konečným stupněm je biologické čištění. Z důvodu obtížnější rozložitelnosti ropných látek se aplikuje aktivace s delší dobou zdržení.

Odpadní vody z chemického průmyslu

Odpadní vody z chemického průmyslu patří k nejvíce proměnlivým a nejhůře čistitelným vodám. Lze je rozdělit na dva hlavní typy:

- odpadní vody z anorganických výrob,
- odpadní vody z organických výrob.

¹⁹ Při 10 % vlhkosti se vytvoří při výrobě 1000 tun koksu asi 175 m³ odpadní vody.

Odpadní vody z anorganických výrob obsahují převážně nerozpuštěné anorganické látky, kyseliny, rozpuštěné soli ve vysokých koncentracích, těžké kovy (Cu, Zn, Pb, Ba, Hg) a další toxické chemikálie (chlor, hydrazin, sulfidy). Odpadní vody z organických výrob obsahují anorganické látky (kyseliny, soli, těžké kovy) a organické látky.

Odpadní vody z výroby buničiny a papíru

Výroba buničiny se provádí buď v kyselém (sulfitová celulóza) nebo alkalickém prostředí (sulfátová celulóza). Odpadní vody při výrobě sulfitové buničiny vznikají při praní, separaci a odvodnění buničiny. Vody obsahují organické znečištění, které je obtížně rozložitelné (ligninosulfonany jsou povrchově aktivní látky). Ve vodním toku působí rychlé vyčerpání kyslíku, ovlivňují chemickou oxidaci siřičitanů a biochemický rozklad sacharidů, které podporují masový růst vláknitých bakterií (*Sphaerotilus natas*). Vlákňité bakterie jsou po odumření odnášeny, rozkládají se a sekundárně znečišťují níže položené úseky vodních toků.

Koncentrovaný sulfátový výluh je hnědá kapalina, štiplavě páchnoucí po SO₂. Objem výluhu je asi 10 m³ na jednu tunu vyrobené buničiny. Výluh se v odparce zahušťuje a při termické reakci se likviduje organické znečištění. Odpadní vody vznikají při praní, separaci a odvodnění buničiny a při bělení celulosy.

Odpadní vody se čistí v mechanicko-biologické čistírně, kde se na mechanickém stupni sedimentací nebo tlakovou flotací zachycují vlákna. Biologické dočištění se provádí aktivací s dobou zdržení 6 až 9 hodin. Odpadní vody z výroby papíru obsahují především mechanické nečistoty (plnidla a vlákna). Jejich oddělení sedimentací, flotací nebo filtrací umožňuje recirkulovat zachycené látky i vodu a využít zpětně pro výrobu méně kvalitního papíru a lepenky.

Odpadní vody z textilního průmyslu

Odpadní vody z textilního průmyslu vznikají při mokřích postupech zpracování vláken a tkanin (praní, vyvářka, bělení, barvení a apretace). Vody z praní a vyvářky obsahují mýdla, tenzidy, zbytky alkálií (NaOH, Na₂CO₃) a z pracích prostředků (polysosforačnany). Bělení se provádí chlórem, chlornany nebo peroxidem vodíku. Pro barvení se používají všechny typy vyráběných textilních barviv. Z těchto barviv se do odpadních vod dostávají sole, alkálie, oxidační látky, sulfidy, anorganická i organická barviva obsahující těžké kovy. Konečná úprava se provádí textilními přípravky, které obsahují škrob, polyvinylalkohol, karboxymethylcelulosu a další organické i anorganické chemikálie.

Odpadní vody z textilek jsou alkalické, barevné, silně znečištěné anorganickými i organickými látkami. Jejich teplota je 35 až 50 °C. Komplexní čištění textilních vod odstraňuje všechny složky znečištění a umožňuje použitou vodu vracet do výrobního procesu. Čištění se skládá z mechanického a biologického čištění (nejčastěji chemické srážení) a odstranění biologicky nerozložitelných a barevných látek filtrací přes vrstvu aktivního uhlí.

Odpadní vody z potravinářského průmyslu

Potravinářský průmysl vypouští asi 15 % veškeré produkce průmyslových odpadních vod, v nichž je obsaženo 50 % rozložitelných organických látek produkovaných průmyslem. V tab. 43 jsou uvedena jednotlivá potravinářská odvětví podle podílu na tvorbě odpadních vod.

Odvětví	(%)
masný průmysl	26
cukrovary	24
mlékárny	15
lihovary a droždárny	10

Tab. 43 Podíl potravinářského průmyslu na tvorbě odpadních vod

Charakter potravinářských odpadních vod závisí na technologii výroby a zpracovávané surovině. Odpadní vody z potravinářského průmyslu jsou koncentrovanější než vody splaškové. Typické znečištění tvoří organické látky a nerozpuštěné látky anorganické i organické. Charakteristické složení potravinářských vod z některých odvětví je uvedeno v tab. 44. Zpracování vody z potravinářského průmyslu zahrnuje:

- účinné zachycení nerozpuštěných látek nebo organických koncentrátů (krev, tuk, syrovátka, hlízové vody, hořké kaly),
- biologické čištění.

Ukazatel	Koncentrace (mg.l ⁻¹)			
	pivovar	droždárna	jatka	mlékárna
nerozpuštěné látky	300	100	1600	250
rozpuštěné látky	1200	5300	1000	1850
CHSK	2400	3460	950	2700
BSK ₅	1850	2200	600	1950
N	35	170		120
pH	6,0	6,6	7,3	6,2

Tab. 44 Typické složení odpadních vod z vybraných odvětví potravinářského průmyslu

Zachycené koncentráty z odpadních vod lze využít přímo nebo je dále zpracovat jako krmivo. Pro biologické čištění odpadních potravinářských vod se osvědčily různé modifikace nízkozátěžové aktivity s dlouhou dobou zdržení a aerobní stabilizací kalu. Stále častěji se jako první stupeň biologického čištění prosazuje anaerobní čištění. Podle podmínek se volí buď samostatné anaerobní čištění, nebo se anaerobní stupeň kombinuje s aerobním dočištěním.

Odpadní vody ze zemědělské výroby

Zemědělská velkovýroba se u nás stala jedním z významných faktorů ohrožujících životní prostředí. Nepříznivý vliv zemědělské velkovýroby na životní prostředí nespočívá v použitých technologiích, ale v jejich nesprávném nebo neúměrném používání a v podceňování rizika, které je spojeno s produkcí a používáním závadných látek. Celková produkce znečištění ze zemědělské velkovýroby převyšuje bilančně ostatní druhy znečištění. Většinu těchto odpadů lze dodatečnými procesy zpracovat a přímo nebo po úpravě znovu využít v zemědělství, čímž se tyto látky zapojují zpět do přírodního koloběhu. Tento cyklus je ale citlivý na toxické látky (těžké kovy, chlorované uhlovodíky), které se mohou postupně zakonzervovat v prostředí a v potravním řetězci. Zdroje znečištění, mající původ v zemědělské výrobě, lze rozdělit na:

a) zdroje ze živočišné výroby:

- odpady ze silážování,
- odpady z velkochovů prasat a hovězího dobytka,
- odpady z velkochovů drůbeže,
- intenzivní chov drůbeže na vodních plochách,
- úniky při skladování a používání kejdy a močůvky jako hnojiva,
- úniky a průsaky při výrobě a aplikaci kompostů,
- silážní šťávy.

b) zdroje z rostlinné výroby:

- aplikace průmyslových hnojiv,

- manipulace s pesticidy a jejich aplikace, mytí postřikových mechanismů a likvidace obalů,
- drenážní vody a půdní výluhy,
- eroze půdy a vyluhování jejích rozpustných složek při srážkách,
- odpady po zpracování rostlinné výroby.

c) ostatní zdroje:

- úniky ropných látek při skladování a manipulaci,
- čištění, mytí, opravy a provoz zemědělských strojů a techniky,
- odpadní vody ze zemědělských zpracovatelských a výrobních objektů.

2.2.4 Havárie vodních systémů

Havárie vodních systémů představují neočekávané, nepravidelné a obvykle okamžité znečištění vody. Za havárie označujeme úniky nejrůznějších látek, které se dostávají do toků náhle a ve vysokých koncentracích. Havárie jsou ve většině případů zvláštním stavem bodového znečištění. Havárií nemusí být vždy únik jedovaté látky. Havárií je i náhlý vznik kyslíkového deficitu v eutrofizované nádrži a následný úhyn ryb. O havárii nejde, jestliže vzhledem k rozsahu a místu úniku je vyloučené nebezpečí vniknutí škodlivých látek do povrchových nebo podzemních vod.

Nejčastější příčinou havárií je nedbalost a chybná manipulace se zařízením, dále dopravní nehody a technické závady. Haváriemi se nejčastěji dostávají do toků, nádrží i do podzemních vod ropné látky a nejrůznější chemikálie. Monitorování havárií je obtížné a mnoho havárií nebo jejich příčin a původců zůstává nezjištěno.

Jako mimořádně závažné ohrožení se pokládají rovněž poruchy a chyby technických zařízení, které mohou zapříčinit ohrožení povrchových nebo podzemních vod. Např. to je únik ropných látek ze zařízení na jejich zachycování, skladování a dopravu. Za havárii se vždy považuje zhoršení nebo ohrožení jakosti vod radioaktivními zářiči a radioaktivním odpadem.

V povrchových vodách jsou havárie obvykle náhlé, nepředvídané a krátkodobé. Způsobují přechodnou změnu jakosti vody v toku, což se projevuje zhoršením užitkových vlastností vody (biologických, hygienických, estetických, technických). U podzemních vod havárie vzniká průnikem škodlivých látek nebo odpadních vod do zvodnělých vrstev. To vyvolává stejné závady jako u povrchových vod. Tento stav trvá tak dlouho, dokud nejsou škodlivé látky odstraněny z horninového prostředí, nebo se nevyloučí jejich vliv na podzemní vody.

Je zřejmé, že zatímco u povrchových vod se jedná většinou o krátkodobé a intenzivní zhoršení jakosti vody, u podzemních vod jde o dlouhodobou kontaminaci, často spojenou s velmi náročnými pracemi. Proto se u podzemních vod havárie nehodnotí jen z hlediska jakosti vody, ale především se zjišťuje charakter a množství znečišťujících látek, hydrochemické a hydrobiologické poměry v oblasti vzniku znečištění. V současné době se v největší míře na havárii podílí:

- ropa a ropné látky,
- toxické látky,
- organické hnilobné látky s velkým nárokem na spotřebu kyslíku,
- kyseliny a zásady,
- látky, měnící organickoleptické vlastnosti vody,
- nerozpustné látky,
- rozpustné toxické látky,
- radioaktivní látky,

- látky, měnící vzhled vody,
- zdraví škodlivé látky.

Ropa a ropné látky jsou nejčastější znečišťující látkou při haváriích. Do vodních systémů se dostávají při dopravě, skladování, manipulaci a použití. Škodlivost ropy a ropných produktů je v tvorbě zápachu a pachutí, v pokrytí hladiny vody tenkým filtrem a v dlouhotrvajícím přirozeném rozkladu ropných skvrn. Olejový film se na hladině začíná vytvářet již při koncentraci větší než 0,1 až 0,2 mg.l⁻¹. Plochu 1 km² dokáže znehodnotit 50 litrů oleje.

Pro jakost vody jsou velmi nebezpečné toxické látky. Ovlivňují totiž bezprostředně rozvoj hydroflóry a hydrofauny. Příznakem výskytu toxických látek v povrchových vodách je náhlý úhyn ryb. Toxické látky se do vodních systémů dostávají zejména z odpadních vod, ale i nesprávnou aplikací toxických látek v zemědělské činnosti (látky na ochranu rostlin). Počet používaných toxických látek neustále narůstá a tím se zvětšuje i pravděpodobnost havárie tohoto typu.

Organické látky se do vodních systémů dostávají z městských a některých druhů průmyslových odpadních vod (především z potravinářského průmyslu). Velkým zdrojem organických látek jsou odpadní látky ze zemědělské výroby (silážní šťávy, močůvka, prasečí kejda).

Zdrojem kyselin a zásad ve vodních systémech je převážně chemický průmysl. Kyseliny a zásady mění pH vody, čímž trpí vodní organizmy. Kyselé látky jsou příčinou znehodnocování vodních staveb (koroze betonu).

Látky měnící senzorické vlastnosti vody způsobují především zápach a pachut' vody. Jsou velmi nebezpečné v těch případech, kdy se voda používá pro úpravu na vodu pitnou. Představitelem látek tohoto typu jsou fenoly, které již při malých koncentracích 0,01 až 0,001 mg.l⁻¹ vytvářejí nepříjemný zápach. Ostatní látky, jako jsou nerozpustné, rozpustné a radioaktivní látky, patří k méně se vyskytujícím látkám, způsobujícím havárii vodních systémů.

Likvidace havárií u podzemních vod

Z hlediska likvidace havárie má význam posuzovat havárii vodního systému podle místa a příčiny vzniku. To usnadňuje jak prevenci tak způsob likvidace havárie (asanace).

V zásadě je nutné rozlišovat, jde-li o havárii podzemních nebo povrchových vod. Asanace má pokaždé jiný charakter. Závisí rovněž na celé řadě dalších faktorů, jako např. na množství škodlivých látek, hydraulickém a hydrologickém režim, odběru vody apod. Asanace znečištění podzemních vod obvykle pozůstává ze dvou navazujících činností, a to z:

- průzkumu stupně znečištění,
- vlastních asanačních prací.

Úkolem průzkumu je získat skutečný obraz o proudění podzemní vody, množství, jakosti a pohybu znečišťující látky, případně o destrukci horninového prostředí. Vlastní asanační práce začínají odstraněním znečištěné zeminy a odčerpáváním znečišťující látky, případně znečištěné podzemní vody. Jestliže se znečišťující látka pohybuje po hladině, je třeba jí vytvořit překážku (zářez, hydraulickou clonu) a odčerpat. Na odstranění znečištění je možné použít speciální chemické přípravky, umělé zředování podzemních vod, případně proplachování znečištěných zemin. Skutečný rozsah asanace a termín jejího skončení závisí na:

- technických podmínkách asanace,
- rozsahu ohrožení zásob podzemních vod a vodárenských objektů,

- ekonomických možnostech.

Každá asanace podzemních vod má svoje specifické podmínky, které jsou umocněné hydrogeologickými poměry a způsobem vzniku znečištění. Podle vzniku znečištění se rozlišuje:

- jednorázové znečištění, které nastává např. při havárii dopravních prostředků pro přepravu ropných látek nebo při úniku škodlivin. Takovýto případ je vhodný pro úplnou asanaci znečištění.
- opakované znečištění, které nastává v místech manipulace se škodlivými látkami.
- znečištění způsobené neznámým zdrojem, což je znečištění, které se projeví až svými účinky.

Úplná asanace vyžaduje tyto zásahy:

- odstranění zdroje znečištění,
- odstranění hornin znečištěných škodlivými látkami,
- odstranění znečišťujících látek z hladiny podzemních vod,
- odstranění podzemní vody s rozpuštěnými nebo emulgovanými znečišťujícími látkami,
- proplachování znečištěných hornin a akumulace odtoku do speciálního objektu,
- chemické zneškodnění škodlivých látek.

Často se musíme spokojit s asanací částečnou, která spočívá jen v zamezení dalšího šíření znečišťujících látek. Asanace znečištěných podzemních vod může být zdrojem méně kvalitních, ale využitelných vod na zásobování technologickou vodou. Asanační ochrana podzemních vod se dělí na aktivní a pasivní.

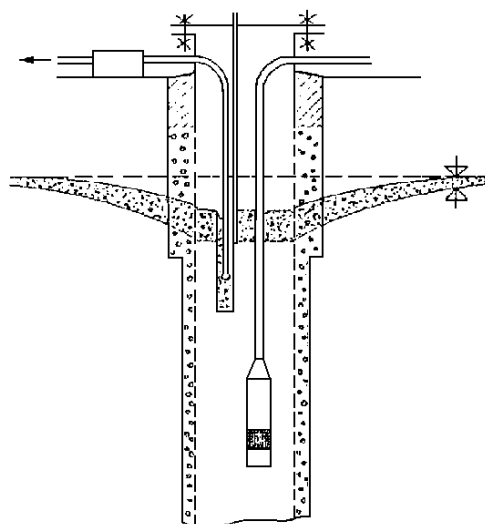
Aktivní ochrana podzemních vod představuje technický zásah, který vede k zastavení šíření a postupnému snižování rozsahu a intenzity znečištění. Je založena na odčerpávání, případně odvedení znečištěné podzemní vody do míst, kde se čistí, nebo jinak zneškodňuje. Provádí se studnami, infiltračními zařízeními a drenáží. Uvedené objekty se nazývají hydraulické clony. Jedná se o uměle vytvořené snížení hladiny podzemní vody, čímž se zamezuje šíření znečištěné podzemní vody. Současně se soustřeďuje znečištění v okolí čerpacích objektů. Princip funkce hydraulické clony je daný vytvořením souvislé deprese kolmo na směr původního proudění podzemní vody, která přetíná celý pruh vzniklého nebo předpokládaného znečištění.

Hydraulické clony dělíme podle různých hledisek. Podle doby funkce, rozeznáváme preventivní, dočasné a trvalé hydraulické clony. Preventivní hydraulické clony jsou clony, které začnou fungovat, až když dojde ke znečištění podzemní vody. Dočasné hydraulické clony fungují pouze v době asanace havarijních úniků znečišťujících látek. Trvalé hydraulické clony se budují podle projektu a jsou určené na dlouhodobou činnost.

Podle rozmístění a funkce studní rozeznáváme jednořadovou, dvouřadovou a infiltračně-čerpací hydraulickou clonu. Jednořadová hydraulická clona se buduje při menším znečištění podzemních vod ropnými látkami. Dvouřadová hydraulická clona je velmi nákladná z hlediska investičního a z hlediska provozu. Proto je vhodná jen při ropném znečištění většího rozsahu. Vnitřní řada studní (blíže zdroji znečištění) zachytává většinu ropných látek plavajících na hladině podzemní vody. Vnější řada je určená na vytvoření deprese a odčerpávání znečištěné podzemní vody.

Infiltračně-čerpací hydraulická clona se používá v místech, kde není možné zajistit odčerpávání. V tom případě hydraulická clona vytváří koloběh vody mezi infiltračními a čerpacími studněmi. Při tomto systému se neodčerpávají zásoby podzemní vody, ale likvidují se plovoucí ropné látky. Znečištěná voda však opakovaným oběhem ve znečištěném horninovém prostředí zvyšuje stupeň znečištění systému voda – hornina.

Čerpací studně (obr.40) jsou konstrukčně náročné objekty, určené k automatickému odčerpávání ropných látek z hladiny podzemní vody. Sací koš čerpadla je umístěn ve sběrné nádržce, která se vhodnou manipulací umísťuje do takové výšky, aby se do ní přelévala pouze ropa. Při změně hladiny podzemní vody je třeba přemístit sběrnou nádržku. Vlastní studna, plášť studny nebo filtr a také obsypový materiál musejí být odolné vůči agresivním účinkům znečištění.



Obr. 40 Čerpací studna pro oddělené čerpání ropných látek

K dalším objektům aktivní ochrany podzemní vody patří rýhy a drenáže, které se velmi často používají při úniku menšího množství ropných látek a při mělké hladině podzemní vody. Výhodné jsou rýhy, protože se v nich dá vizuálně kontrolovat účinnost a lehce se může zachytit celý proud znečištění. Drenáže jsou citlivé při kolísání hladiny podzemní vody. Tento nedostatek se odstraňuje zaústěním drenáže do nepropustné šachty, ze které se pak odčerpávají ropné látky.

Pasivní ochranu podzemních vod tvoří technické objekty, které zamezují dalšímu šíření znečištění a stabilizují ho na přesně vymezeném území. Základním prvkem jsou podzemní stěny, které se dělí na úplné a neúplné nebo na uzavřené a otevřené.

Úplné podzemní stěny jsou zahloubené do nepropustného podloží. Izoluje se tak zdroj znečištění, ale za určitých podmínek může dojít ke vzduť podzemní vody. Proto se obvykle doplňují podzemní stěny čerpací studní. Neúplné podzemní stěny zabraňují šíření znečištění, které plave na hladině. Prakticky vykonávají funkci norných stěn. Jsou neúčinné proti šíření rozpuštěných a emulgovaných ropných látek. Neúplné stěny, situované šikmo na směr proudění podzemní vody a doplněné čerpací studní na dolním konci stěny, jsou velmi účinným objektem na zachycení plovoucích ropných látek. Uzavřené podzemní stěny uzavírají plochu znečištění. Neuzavřené podzemní stěny jen soustřeďují a usměřují proud znečištěných podzemních vod určitým směrem. Pasivní ochrana se provádí v případech, kdy:

- znečištění má malý plošný rozsah,
- horninové prostředí má malou propustnost a výška zvodnělé vrstvy je nízká,
- směr proudění znečištěných podzemních vod není kolmý na směr podzemních stěn.

Při pasivní ochraně se stavba podzemních stěn provádí hloubením rýh. Po jílovém výplachu se vyplní rýha těsnícím materiálem, který se vyrábí buď z jílu, nebo jílovo-cementového betonu. Hloubka plnění rýhy postupuje po úsecích dlouhých 2 – 8 m. Šířka podzemní stěny bývá 50 – 60 cm.

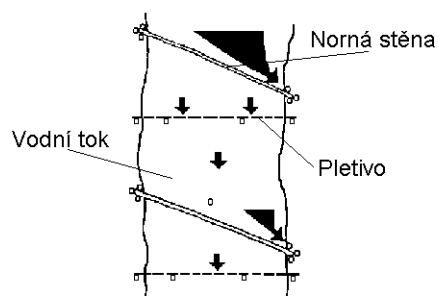
Likvidace havárií na vodních tocích

Způsob likvidace havárie, vzniklé plovoucími (ropnými) látkami na vodních tocích, závisí na:

- hydraulickém a hydrologickém režimu toku,

- množství a druhu znečišťující látky,
- nutnosti (nevyhnutelnosti) rychlého zásahu.

Na malých tocích se pro likvidaci havárií používají normné stěny (obr. 41). Stěny jsou z desek a jemného pletiva, před které se nasype plovoucí sorpční materiál. Znečištění se odstraňuje ručně. Na větších tocích se používají normné stěny, které jsou vytvořené z plovoucích prvků, dlouhých 10 – 50 m s ponorem 30 – 50 cm. Normné stěny se upevňují kotvami na dno. Místo normných stěn se někdy používá vzduchová clona, která má zároveň provzdušňovací účinek.



Obr. 41 Normná stěna na vodním toku

2.2.5 Čištění odpadních vod

Lidé se dlouhou dobu znečištěním vody nezabývali a spoléhali na přirozené samočistící schopnosti vod. V současnosti je řízené čištění odpadních vod vyžadovanou nutností již na úrovni malých obcí. Mechanismus řízeného čištění odpadních vod se neliší od přirozeného mechanismu.

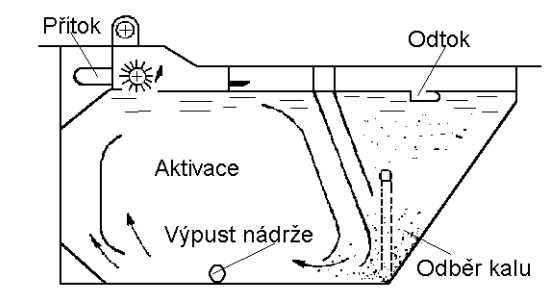
Přirozeného principu čištění se využívá v lagunách a kořenových čistírnách. Čištění vody je v tomto případě založeno na schopnostech bakterií a jiných mikroskopických organismů, žijících v mokřadech, rozkládat organické látky z odpadů. Vzniklé živiny jsou vodními a mokřadními rostlinami využívány ke stavbě těl. Odpadní nebo znečištěné vody, které nesmí obsahovat vysoké množství toxických látek, jsou přiváděny do uměle vytvořených mokřadů. Zde jsou zbaveny nadměrného množství živin, zákalu a často i ropných látek.

Čištění v lagunách a kořenových čistírnách je velmi šetrné k prostředí, neboť čistírny neprodukují žádný zbytkový kal, který by musel být dále zpracováván, spalován nebo ukládán na skládky. Mokřadní čistírny nevyžadují téměř žádnou dodatekovou energii na pohon technologických zařízení. Je to však způsob náročný na zábor ploch.

V praxi nacházejí proto větší uplatnění čistírny odpadních vod (obr. 42). Způsob čištění a typ čistírny závisí na druhu (složení) odpadní vody. Pro splaškové odpadní vody a průmyslové odpadní vody znečištěné organickými látkami se používají biologické čistírny. Průmyslové odpadní vody s anorganickým znečištěním se čistí v průmyslových čistírnách.

Čištění zahrnuje procesy odstraňování hrubých nečistot, nerozpuštěných, rozpuštěných a koloidních látek z odpadních vod. Základní procesy čištění jsou mechanické, chemické a biologické čištění vody a zpracování kalů.

Základní části čistírny odpadních vod jsou ochranná část, hlavní technologická linka a kalové hospodářství. Ochranná část je tvořena zařízením pro mechanické čištění, které odstraněním usaditelných i plovoucích látek chrání hlavní technologickou linku.



Obr. 42 Balená čistírna odpadních vod

Mechanické čištění

Hrubé nečistoty se zachycují na mřížoví (brlení). Šinuté hmoty (písek) se zachytávají v lapačích písku. Jemné suspendované hmoty se usazují v sedimentačních nádobách a rozpuštěné koloidní látky se odstraňují buď chemicky, nebo biologicky. V příslušných

lapačích a v sedimentačních nádržích se oddělí částice do velikosti 0,01 mm. Tímto postupem se oddělí 35 až 65 % pevných látek a BSK₅ se sníží o 30 až 35 %.

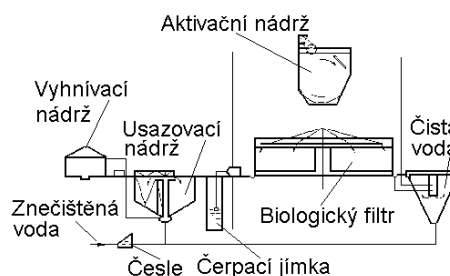
Brlení mohou být česlice z drátů nebo tyčí, někdy jsou to síta nebo cedřáky, na kterých se zachycují mechanické části v odpadních vodách. Lapače písku jsou nádrže, v nichž se zpomalením průtočné rychlosti na 90 m·h⁻¹ dosáhne usazení písku a jiných obdobných tuhých látek (uhlí). Usazený písek se odstraňuje ručně nebo strojně. Jemně suspendované látky se nechávají sedimentovat v usazovacích nádržích při průtočné rychlosti 10 až 150 m·h⁻¹. Usazený kal se odčerpává z usazovaku na kalová pole, nebo k dalšímu zpracování.

Chemicko-fyzikální čištění

Předčištěná voda se přivádí do nádrže s rychlým mícháním, kam se dávkuje vápenné mléko, chlorid železitý, síran a polymerní flokulant. Takto upravená voda jde do nádrže s pomalým mícháním, kde dochází k vyvločkování kalů. Dalším stupněm jsou lamelové usazovací nádrže, kde se na teflonových lamelách zachycuje kal, který stéká na dno této nádrže. Ze dna se kal přečerpává do jímky na kaly, kde probíhá zahušťování na sušinu a dále na odstředivku kalu, kde se odstředí kaly až na 30 % sušiny. Zbytek se hromadí v kontejneru. Počáteční koncentrace kalu je 8 až 12 g·l⁻¹ a po zahuštění 60 až 80 g·l⁻¹. Kal se stabilizuje vápenným mlékem. V některých případech se kal, aby byl hygienicky nezávadný, stabilizuje vyhníváním.

Biologické čištění

Podstatou této části čistírny je biologická filtrace nebo aktivace probíhající v aerobním prostředí (obr. 43). Biologické filtry jsou v několika vrstvách a voda zde protéká přes filtry vzestupně. Filtry jsou naplněny sopečnou horninou (např. pucolanem). Sopečná hornina je velmi pórovitá. V pórech se drží bakterie, které postupně narůstají do určitých velikostí. Pokud by hrozilo jejich vyplavení z filtru, filtr se odstaví a propere se určitým množstvím vzduchu a vody. Při propírání se hornina po sobě tře a tak se odtrhává přebytečná biologická hmota. Použitá voda na propírání se po pročištění přečerpá do speciální nádrže na špinavou vodu, odkud se za nízkých průtoků vrací na začátek čištění. Účinnost biologického čištění (hodnocená pomocí BSK₅) se pohybuje v rozmezí 60 až 98 h. Závisí na provedení čistírny i obsahu rozpuštěných organických látek v odpadních vodách.



Obr. 43 Biologické čištění odpadních vod

Zpracování kalu

Kal z čistírny zahrnuje jednak primární kal z usazovacích nádrží v ochranné části a dále biologický kal z biologických filtrů nebo z aktivace. Čerstvý kal z městských odpadních vod obsahuje až 97 % vody. Čerpá se na kalové pole, což jsou ploché zemní nádrže opatřené vrstvou strusky a drenáží. Po vysušení asi na 50 % obsahu vody je kal rypatelný a může se použít jako hodnotné hnojivo. Kal na kalových polích zamořuje okolí zápachem. Ve velkých čistírnách se proto používá anaerobního rozkladu kalu v hermeticky uzavřených nádržích. Kalový plyn, který vzniká při vyhnívání, obsahuje asi tři čtvrtiny metanu, který může být využit jako vedlejší surovina.

Kontrola čistoty vod

Podobně jako u kontroly ovzduší, tak i u vody se provádí měření míry znečištění. Měří se pH, CHSK, BSK, množství nerozpustných a rozpustných látek. Z vody odebrané na odtoku se ještě kontroluje obsah těžkých kovů a chlorovaných uhlovodíků. Rozbory vody se dělají na

přítoku (za česlem) a na odtoku (v odtokovém žlabu).

Obsah organických látek se zjišťuje titrací manganistanem draselným nebo dichromanem draselným. Pro stanovení BSK₅ se využívá rozkladu organických látek ve vzorku vody mikroorganismy během pěti dnů. Nerozpustné látky se zjišťují tak, že se 100 ml vody filtruje za podtlaku přes membránový filtr. Filtrát se při 120 °C vysuší a žihá při 600 °C. Po vyžihání zůstávají jen anorganické látky. Obdobně se stanovují rozpustné látky.

2.2.6 Znehodnocování vyvolané vodou

Koroze ve vodách

Dominantním degradačním procesem ve vodách je koroze. Rychlost tohoto děje je ale ovlivňována celou řadou činitelů, které se mohou uplatňovat i samostatně. Jsou to např. chemické děje v roztoku, mechanické nečistoty, mikroorganismy nebo kavitace.

Z korozního hlediska a s přihlédnutím k použití dělíme vody do následujících základních skupin:

- čistá destilovaná voda,
- pitná voda (studniční, upravovaná říční, minerální),
- průmyslová voda (chladicí, technologická apod.),
- odpadní voda (ze sociálních zařízení apod.).

Čistá destilovaná voda má z chemického hlediska sice vysokou rozpouštěcí schopnost, to však není z korozního pohledu nebezpečné. Přírodní a průmyslové vody obsahují podle svého charakteru různé množství solí, hydroxidů, kyselin, organických látek mikroorganismů apod. V průmyslových a odpadních vodách je celá řada různě agresivních látek. Korozí ve vodách ovlivňují vedle korozně agresivních látek ještě rozpuštěný kyslík, pH a teplota vody.

Rozpuštěný kyslík má zásadní význam pro korozi ve vodách. V místech kam se dostane (např. u povrchu hladiny), dochází ke kyslíkové depolarizaci. Místa, kam má kyslík obtížnější přístup nebo kde je proudění kapaliny omezené, jsou korozně aktivnější. Výsledkem tohoto stavu je vznik korozního článku s diferenční aerací. Koroze v těchto podmínkách závisí na přísunu kyslíku k povrchu kovu, pohybu kapaliny a charakteru vytvářených korozních vrstev. U oceli může při určité koncentraci kyslíku korozní rychlost klesat (pasivace oceli). Za nepřítomnosti kyslíku je koroze oceli nepatrná. Obsahuje-li voda kyslík, dochází ke vzniku vrstev rzi, popřípadě důlků. V uzavřeném systému dochází ke korozi pouze tak dlouho, než se všechno kyslík nespoteřebuje. Jestliže se zamezí přístup kyslíku do vody nebo se odstraní odplyněním případně chemicky, dojde k významnému potlačení koroze oceli. Stejně jako u oceli je i u zinku důležitá pro rozvoj korozního procesu přítomnost kyslíku ve vodě. S rostoucí koncentrací korozní rychlost stoupá. Korozní napadení je ale lokalizováno a je většinou důlkovité. Koroze hliníku a jeho slitin je ve většině vodných roztoků málo závislá na koncentraci kyslíku. Ve vodách obsahujících vedle kyslíku chloridy, kyselá uhličitany a podobné složky, dochází k důlkové korozi. Měď koroduje v neutrálních vodách velmi málo. Rychlost koroze závisí za rychlosti difúze kyslíku k povrchu mědi. V provzdušněných vodách s rozpuštěným oxidem uhličitým se vytváří na povrchu mědi vrstvička Cu₂O, která další korozi podstatně brzdí.

Z dalších faktorů, které je nutné uvažovat při posuzování koroze ve vodách, je vliv proudění kapaliny, neboť se tak reguluje do značné míry přísun kyslíku k povrchu. Při malém proudění se korozní rychlost v destilované vodě zvyšuje a dosahuje až 250 % koroze za klidu. Přímou nebo nepřímou může být koroze ve vodách ovlivněna mikroorganismy. Ty mohou ovlivňovat

rychlost anodické a katodické reakce, svou látkovou výměnou mohou napadat kov a nebo mohou vytvářet korozní mikroprostředí.

Navlhání

Jednou z nejzávažnějších forem znehodnocování izolantů ve vlhkém prostředí je navlhání. Jde jednak o jev povrchový (povrch téměř každé látky ve styku s vlhkou atmosférou je pokryt vrstvou molekul vody) a jednak vnitřní, kdy nastává pronikání (penetrace) vody do materiálu. Prvnímu případu se říká adsorpce, druhému *absorpce*. Pro oba jevy se někdy používá shodné označení sorpce. Obecně při sorpčních jevech se nemusí jednat jen o sorpci vlhkosti, ale o *sorpci* jakéhokoli plynu nebo páry. Substance, která plyn nebo páru přijímá, se nazývá (*ad*)*sorbent*, (*ad*)sorbovaný plyn se nazývá (*ad*)*sorbát*. Vlhkostní znehodnocování je sorpční znehodnocování ve vlhkém prostředí.

Nemění-li se množství vodní páry v prostředí, ustaví se obsah vody v materiálu na určité rovnovážné hodnotě. O rovnovážném stavu rozhoduje řada činitelů. Především je to obsah vodní páry v okolním prostředí, dále teplota a posléze způsob, jak je voda v tuhé látce vázaná. Ten je v neposlední řadě závislý na charakteru tuhé látky, tj. jejích chemických a fyzikálních vlastnostech. Voda může být v tuhé látce přítomná jako:

Voda krystalická. S touto formou vázané vody se setkáváme u krystalických hydrátů.

Voda osmotická. Jde o vodu, která je součástí materiálů přírodního původu, jako jsou lněná vlákna, dřevo, papír apod. Obdobnou vlastnost přijímání vody mají ale i některé materiály syntetického původu, např. pryž. Jsou-li totiž v materiálu rozpustné látky, potom voda přijímaná tuhou látkou má tendenci v látce vytvářet zředěné vodné roztoky.

Voda volná. Je to kapalná voda uložená volně v pórech, kam se dostala po bezprostředním styku materiálu s kapalnou vodou nebo procesem kondenzace, poklesne-li povrchová teplota materiálu pod teplotu rosného vzduchu okolního vzduchu.

Voda rozpuštěná. Jedná se o vodu v polymerních materiálech s čistě uhlovodíkovým řetězcem (např. polystyrenu, polyethylenu). V těchto případech je molekula vody volně uložena mezi makromolekulami nebo uvnitř makromolekul.

Voda kapilární. Setkáváme se s ní u jemně porézních látek vláknitých materiálů. Voda je vázaná v kapilárách, v mezních hranicích částic tuhé látky, mezi vlákny tuhé látky atp. Forma vedoucí k takovéto vazbě vody v materiálu se nazývá kapilární kondenzace.

Voda adsorbovaná. Jedná se o vodu uplívající na povrchu vlivem povrchových sil, působících v mezní vrstvě (rozhraní tuhé a plynné fáze). Tloušťka nahromaděné vody obvykle nepřesahuje několik molekulárních vrstev. Mechanismus vzniku takovéto vrstvy se nazývá adsorpce a není omezen jen na vnější povrch tuhé látky. K adsorpci může dojít i uvnitř tuhé látky, pokud látka obsahuje vnitřní povrchy (póry). U makromolekulárních látek jsou adsorpčními místy hydrofilní skupiny.

Z degračního hlediska jsou nejvýznamnější poslední dvě formy existence vody v materiálu. Problematika navlhání tuhých látek se zabývá jednak studiem rovnovážných soustav vodní pára - tuhá látka, zejména s ohledem na formu vazby vody s materiálem, jednak dynamikou sorpce, tj. časovým průběhem sorpce, který vede k rovnovážnému stavu.

Adsorpce vlhkosti

Adsorpčním znehodnocováním rozumíme ty jevy, jež jsou podmíněné adsorpcí molekul vody na povrchu materiálu. Povrchem zde rozumíme i povrch uvnitř materiálu (např. stěny pórů, kapilár apod.). Některé látky nemají vnitřní povrchy v geometrickém slova smyslu a přesto uvnitř těchto látek dochází k adsorpci. Tak je tomu např. u makromolekulárních sloučenin,

keré z hlediska geometrických představ představují kontinua, tj. látky souvisle vyplněné hmotou. U těchto látek, namísto geometrické představy adsorpčního povrchu, vyhoví spíše představa adsorpčních bodů. Těmito body rozumíme např. hydrofilní skupiny makromolekul.

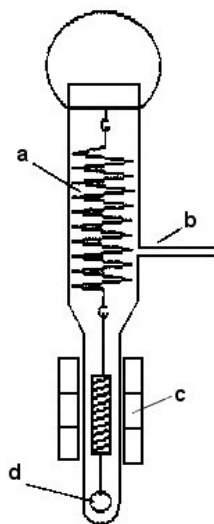
K adsorpčním dějům dochází, jak bylo uvedeno, v hraniční ploše mezi tuhou látkou a jí obklopující jinou fází. V této hraniční ploše vykazuje tuhá fáze poněkud odlišné vlastnosti než vnitřní struktura. Síla, která drží pohromadě stavební částice tuhé látky, může být různého původu. U krystalických látek jsou částice uspořádány v prostorové mřížce. Ta může mít trojí podobu: iontovou, homeopolární nebo molekulární. V iontových krystalech jsou základní stavební kameny (ionty) vzájemně vázány silami elektrostatické povahy. V homeopolární mřížce jsou neutrální atomy vázány jednoduchými chemickými valenčními silami. U molekulární mřížky jsou molekuly v pravidelném uspořádání drženy van der Waalovými přitažlivými silami. Ať je povaha síly, která drží pohromadě stavební částice tuhé látky jakákoliv, na povrchu nemůže silové pole náhle zmizet, nýbrž musí omezeně zasahovat do prostoru. Může proto přitahovat molekuly plynu k povrchu. Příčinou adsorpce vlhkosti jsou právě tyto přitažlivé síly, které působí mezi molekulami izolantu a vody.

Základní adsorpční síly, které se uplatňují v soustavě plyn – tuhá látka jsou:

Elektrostatické síly, které vznikají v případě, že částice adsorbentu mají elektrostatický náboj. Příkladem je adsorpce iontů plynu nebo páry látkou s iontovou strukturou (např. krystal KCl). Plyny jsou však velmi málo disociovány v ionty a proto je tento případ adsorpce málo důležitý.

van der Waalovy disperzní síly jsou síly fyzikální a jsou jimi drženy pohromadě např. molekuly plynu a nepolárních kapalin. Tyto síly se uplatňují u látek, které mají stálý elektrický dipól. Značný dipólový moment má voda. Tato vazba se vyznačuje poměrně malou vazebnou energií a uplatňuje se slabě i v případě, že nastává chemisorpce nebo převažují elektrostatické síly.

Chemická vazba (chemisorpce) nastává v případě vazby molekul plynu (páry) s adsorbentem chemickými silami. Vazebná energie chemisorpce je větší, než v případě van der Waalovy vazby.



Obr. 44 Spirálová adsorpční váha

K adsorpci dochází u všech typů látek tuhé fáze, tedy i u "nekrytalických" makromolekulárních organických látek. U polárních makromolekulárních organických látek dochází k adsorpci molekul vody na hydrofilních skupinách a to vlivem van der Waalových sil a tzv. vodíkových můstků. U nepolárních makromolekulárních látek se uplatňují pouze van der Waalovy síly mezi molekulami vody a molekulami polymeru. Protože při této sorpci nelze přesně vyznačit adsorpční místa, hovoříme v tomto případě o „rozpouštění“ molekul vody v polymeru.

Pro poznání vlivu vlhké atmosféry na tuhé dielektrikum je nutné umět zjišťovat adsorpční vlastnosti jednotlivých materiálů. K experimentálnímu studiu adsorpce se používají sorpční váhy. Princip např. Mc Bainových vah je na obr. 44. Ve svislé trubici, z níž se vyčerpá vzduch, je umístěna spirálová váha. Adsorbent (d) je zavěšen na konec spirály (a). V dolní části trubice je v kapalném stavu malé množství sorbatu. Mění-li se v dolní části trubice teplota T_2 , dochází ke změně tlaku par sorbatu. Ten se sorbuje zavěšeným adsorbentem. Hmotnostní přírůstek adsorbentu se projeví prodloužením spirály. K sorpci dochází při teplotě T_1 , která je pomocí termostatu udržována v horní části vah. Množství takto sorbovaného plynu prodaný tlak a teplotu můžeme obecně vyjádřit vztahem:

$$c = f(T, p) \quad (77)$$

Jestliže během experimentu měníme tlak plynu a teplotu necháváme konstantní, obdržíme závislost, která se nazývá a(d)sorpční izoterma:

$$c = f(p)_T \quad (78)$$

Příklad průběhu obecné adsorpční izotermy je na obr. 45. Sorpce v tomto případě s tlakem vzrůstá až do stavu nasycení. Při malých tlacích vzrůstá sorbované množství s tlakem lineárně. Tuto skutečnost lze vystihnout vztahem:

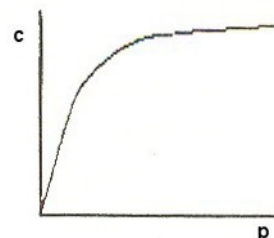
$$c = s \cdot p \quad (79)$$

kde s je konstanta sorpce.

Vztah (79) je také nazýván Henryho zákon. Byl odvozen pro soustavu kapalina – plyn. Při nízkých tlacích však platí i pro soustavu tuhá látka – plyn. Při vyšších sorpcích lze adsorbované množství vyjádřit mocninovou závislostí:

$$c = s \cdot p^m \quad (80)$$

kde m je exponent < 1 . Křivka znázorňující tuto rovnici se nazývá Freundlichova izoterma. Nevystihuje plně jevy pozorované při vyšších tlacích vodní páry. Zvýšení teploty při konstantním tlaku se projeví zmenšením adsorpce. Stupeň snížení adsorpce se nedá předem přesně stanovit. Do značné míry závisí na vlastnostech sorbovaného plynu (páry). Obecně je adsorpce tím větší, čím snadněji pára nebo plyn kondenzuje. Z toho se odvozuje poznatek, že fyzikální adsorpci podmiňují stejné síly jako kondenzaci (van der Waalovy síly). Obráceným pochodem k adsorpci je *desorpce*. Dochází k ní, budeme-li snižovat tenzi plynu. Velikost sorpce ovlivňuje rovněž polarita adsorbentu a sorbatu. Polární adsorbát adsorbuje polární plyny a páry více než nepolární adsorbent.



Obr. 45 Obecný průběh sorpční izotermy

Interpretace sorpčních izoterm

Předpokládejme, že adsorbované molekuly zakotvují na tzv. adsorpčních místech a že v důsledku svého tepelného pohybu jsou schopny se vypařit zpět do plynné fáze. Tento předpoklad vede ke vzniku lokalizované monomolekulární adsorbované vrstvy. Existují i modely jednovrstvé nelokalizované adsorpce, při níž se částice pohybují po povrchu nezávisle na reliéfu a chovají se jako molekuly dvojdimenzionálního plynu. Teoreticky jsou zpracovány i modely jednovrstvé lokalizované adsorpce, ve kterých se předpokládá, že s přibývajícím adsorpcí se mění adsorpční teplo a modely, u kterých se adsorpční teplo sice nemění, ale mění se počet lokalizovaných míst na povrchu adsorbentu.

Langmuirova adsorpční izoterma

Předpokládejme, že adsorpce probíhá na adsorpčních místech homogenního povrchu jen do vytvoření jedné vrstvy a že adsorbované částice se vzájemně neovlivňují. To znamená, že molekula plynu, která narazí na již adsorbovanou molekulu, se okamžitě vrací do plynné fáze. Maximální adsorbované množství při dodržení těchto předpokladů odpovídá komplexnímu pokrytí povrchu adsorbovanou vrstvou molekul. Necht' počet adsorpčních míst je σ_0 a počet právě adsorbovaných molekul σ . Za těchto předpokladů je ještě k dispozici $\sigma_0 - \sigma$ adsorpčních míst. Jestliže za jednu sekundu narazí n molekul na jednotkový povrch, potom adsorbovanou frakci lze vyjádřit vztahem:

$$\frac{\sigma_0 - \sigma}{\sigma_0} \quad (81)$$

Ze zákonů adsorpce vyplývá, že n molekul, které narazí na jednotkovou plochu, zde zůstane průměrnou dobu τ . Počet právě adsorbovaných molekul na jednotkovém povrchu potom je:

$$\sigma = n \cdot \left(1 - \frac{\sigma}{\sigma_0}\right) \cdot \tau \quad (82)$$

Tento výraz lze upravit do tvaru:

$$\sigma = \frac{n\sigma_0\tau}{\sigma_0 + n\tau} \quad (83)$$

Podle kinetické teorie plynu lze počet molekul v jednotkovém objemu vyjádřit vztahem:

$$n = \frac{N_A}{\sqrt{(2\pi MRT)}} \quad (84)$$

Označíme-li:

$$n \frac{\tau}{\sigma_0} = k_u \quad (85)$$

potom počet právě adsorbovaných molekul můžeme vyjádřit rovnicí:

$$\frac{\sigma}{\sigma_0} = \frac{k_u}{1 + k_u} \quad (86)$$

kteřá vyjadřuje tzv. *Langmuirovou adsorpční izotermu*.

Teorie adsorpce BET

Langmuirova izoterma popisuje průběh adsorpce, která vznikne v případě, že dojde k chemisorpci (stavu, kdy vznikne na povrchu monomolekulární vrstva). V reálných podmínkách se však může na adsorpčních místech vytvořit více adsorbovaných vrstev. Tento typ adsorpce vysvětluje teorie BET (podle autorů Brunauera, Emmetta a Tellera), která předpokládá stav "dynamické rovnováhy" každé adsorbované vrstvy. Výchozím bodem teorie BET je předpoklad, že adsorpční teplo všech molekul první vrstvy E_1 je stejné a adsorpční teplo následujících vrstev rovná se teplu kondenzačnímu E_L . Sumačním procesem lze dospět k následující rovnici pro adsorpční izotermu splňující tento předpoklad:

$$\frac{\sigma}{\sigma_0} = \frac{a_t \cdot x}{(1-x)(1-x+a_t \cdot x)} \quad (87)$$

kde x je relativní tlak plynu p/p_0 , je:

$$a_t \approx e^{\frac{(E_1 - E_L)}{RT}} \quad (88)$$

Rovnice (87) předpokládá, že povrch je zcela rovný a že při nasyceném tlaku je vzniklá vrstva nekonečně silná. Reálný povrch však nemá zcela rovný povrch. Adsorpce probíhá v kapilárně porézním prostoru a proto tloušťka adsorbovaných vrstev nemůže dosáhnout libovolně vysokých hodnot. Je-li maximální počet vrstev, které mohou v tomto kapilárním prostoru vzniknout, potom rovnice (87) přejde do tvaru:

$$\frac{\sigma}{\sigma_0} = \frac{a_t \cdot x}{1-x} \frac{1 - (r+1)x^r + rx^{r+1}}{1 + (a_t - 1)x - a_t x^{r+1}} \quad (89)$$

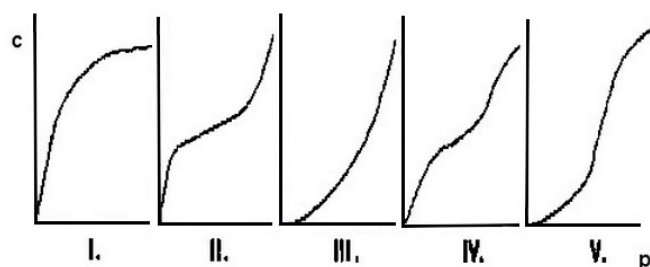
Pro $r = 1$ se tato rovnice redukuje na:

$$\frac{\sigma}{\sigma_0} = \frac{a_t \cdot x}{1 + a_t \cdot x} \quad (90)$$

což je Langmuirova rovnice.

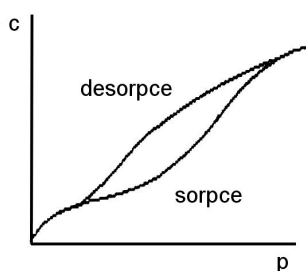
Teorie BET popisuje sorpční izotermy I, II, III typu (obr. 46). Jak bylo vysvětleno, teorie

předpokládá, že se na adsorbentu nejdříve vytvoří monomolekulární vrstva. Je-li tlak dostatečně vysoký, poutá první adsorbovaná vrstva další molekuly vodní páry ve druhé vrstvě, případně ve více nad sebou ležících vrstvách, přičemž k tomu stačí normální přitažlivá síla mezi molekulami vodní páry. I tato teorie, která vychází z Langmuirovy teorie předpokládá existenci adsorpčních center, na nichž jsou molekuly adsorbovány a které nepokrývají celý povrch izolantu. Brunauer, Deming a Teller rozšířili platnost rovnice (89) pro van der Waalesovu adsorpci plynu na typy IV a V, kdy se vyskytuje již kapilární kondenzace.



Obr. 46 Základní typy sorpčních izoterm

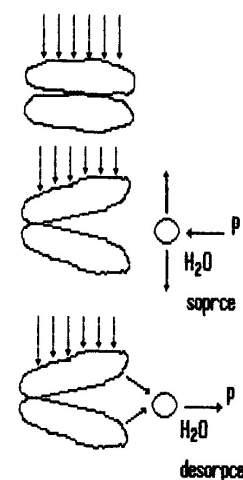
Sorpční hystereze



Obr. 47 Hysteréze u sorpčně desorpční izoterm

sorpční plochy uvnitř adsorbentu. V další etapě sorpčního procesu je bobtnání omezeno elastickou soudržností a je přibližně úměrné povrchovému tlaku (obr. 48).

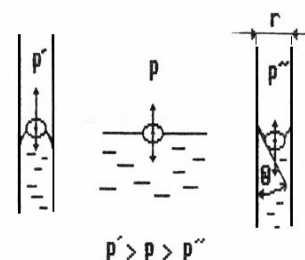
Povrchové síly se totiž mění se vzdáleností. Proto jsou síly, které strukturní skladbu roztrhnou slabší než síly, které původně proti tomuto trhání. Při zpětném přechodu se soustava zcela "uzavře", až když tlak vyvolávající rozevření ustoupí a uplatní se opět slabší povrchové síly. K tomu dojde s určitým časovým zpožděním a projeví se to zbytkovým sorbovaným množstvím v materiálu. Hystereze je buď reprodukovatelná (v tom smyslu, že může být několikrát za sebou měřena) nebo nereprodukovatelná. Z hlediska klasifikace degradačních procesů je sorpční hystereze vodní páry částečně vratný děj znehodnocování.



Obr. 48 Mechanismus bobtnání

Kapilární kondenzace

Napětí nasycené vodní páry nad zakřiveným povrchem je jiné než nad povrchem rovinným (obr. 49). Nad konvexním povrchem je větší, nad povrchem konkávním je menší. Změna tenze páry se zakřivením povrchu kapaliny je srozumitelná z hlediska kinetické představy. Můžeme si představit, že molekuly kapaliny v rovinném povrchu jsou ponořeny z poloviny do kapaliny. Molekuly tvořící konvexní povrch, jsou ponořeny do kapaliny jen z menší části, molekuly tvořící konkávní povrch, z větší části. Z toho důvodu působí na molekuly konvexního povrchu směrem dovnitř kapaliny menší síly a na molekuly konkávního povrchu větší síly než na molekuly rovinného povrchu. Molekuly konvexních povrchů se proto snadněji vypaří než molekuly rovných povrchů, a tím je dána jejich větší tenze páry. Voda vsáknutá do porézní hmoty, v níž vyplňuje kapilární prostory, smáčí stěny kapilár a vytváří konkávní povrch. Pro jednoduchost si představme póry jako kruhově válcové kapiláry o různých poloměrech. Čím užší je kapilára, tím větší je zakřivení povrchu kapaliny a tím menší je tlak páry, která je s kapalinou v rovnováze. Ke každému tlaku páry náleží určitá křivost povrchu kapaliny, která je s párou v rovnováze. Poloměr zakřivení je dán Thomsonovým vztahem:



Obr. 49 Mechanismus zaplňování pórů

$$r = \frac{2\sigma V}{RT \log\left(\frac{p}{p_0}\right) \cos\theta} \quad (91)$$

Při tlaku p páry budou zaplněny kapalinou všechny válcové kapiláry s menším r , než jaký se vypočte ze vztahu (91), a všechny kapiláry s větším průměrem budou prázdné. Se zvětšujícím se tlakem páry se budou postupně zaplňovat kondenzovanou párou kapiláry s větším r . Proto tento druh sorpce vodní páry označujeme kapilární kondenzací. Čím je smáčení nedokonalejší, tzn. čím je stykový úhel větší, tím jsou podmínky pro kapilární kondenzaci méně příznivé. Není samozřejmě nutné předpokládat jen cylindrické kapiláry. Při libovolném tvaru póru a kapilárního prostoru budou existovat povrchy kapaliny určitého středního zakřivení, které budou při určitém tlaku, daném Thomsonovou rovnicí, v rovnováze s párou. Závislost tlaku vodní páry nad meniskem a poloměrem kapiláry je v tab. 45.

V kapilárách s poloměrem větším než 107,7 nm se tlak nad meniskem prakticky rovná tlaku nad rovinným povrchem. V kapilárách této velikosti ke kapilární kondenzaci nedochází. Takové kapiláry se nazývají makrokapiláry (*makropóry*) a mohou se zaplnit jen při bezprostředním styku s kapalnou vodou. Dolní mez, pod níž o kapilární kondenzaci nelze uvažovat, tvoří póry, které se svou velikostí blíží řádově průměru molekuly vodní páry. Takové póry se nazývají *mikropóry* a plní se přímo při adsorpci za nízkých tlaků. Póry, v nichž dochází ke kapilární kondenzaci a leží tedy na přechodu od makropóru k mikropórum, se nazývají *přechodné póry*. Kapilární kondenzace je vázána pro různé kapaliny na interval poloměrů pórů od 2 do 100 nm a uplatňuje se v rozmezí tlaků $p/p_0 = 0,3$ až 1. U vody je toto rozmezí tlaků menší (asi od 0,8 do 1).

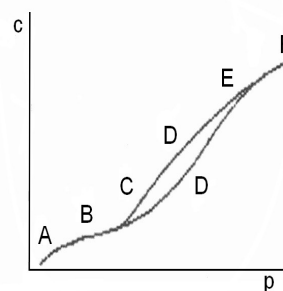
p/p_0	0,1	0,2	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	0,95	0,99	0,99
r (nm)	0,46	0,67	0,89	1,17	1,56	2,11	3,01	4,83	10,25	21,90	107,50	1077

Tab. 45 Snížení tlaku vodní páry nad meniskem v závislosti na poloměru kapiláry

Pochopení kapilární kondenzace dovoluje vysvětlit celý proces fyzikální adsorpce. Při malých hodnotách tlaku se nejdříve zaplní mikropóry a u přechodných pórů a makropórů se

na stěnách vytvoří adsorbované vrstvičky. Ty se postupně zesilují (polymolekulární adsorpce) až s dalším růstem vytvářejí menisky typické pro přechodné póry, které se mohou začít zaplňovat kapilární kondenzací.

Na obr. 50 je uvedena adsorpční izoterma kapilárně porézní látky. Bývá to zpravidla izoterma IV. typu. Je patrné, že při nižších tlacích vodní páry (větev A, B, C) probíhá v pórech látky polymolekulární adsorpce. Kapilární kondenzace se uplatňuje až při vyšších relativních tlacích páry. Je příčinou stoupání adsorpční izotermy na větvi CDEF. Na úseku EF jsou všechny kapiláry úplně zaplněny a nemůže v nich kondenzovat další vodní pára. Stadium, kdy se začnou zaplňovat makropóry ($p/p_0 = 1$), není již na adsorpční izotermě zjevné. Celý proces adsorpce kapilárně porézní látkou, a tudíž celý průběh sorpční izotermy, není možné vysvětlit pouze teorií kapilární kondenzace. Ta se týká jen části izotermy při vyšších hodnotách. Část izotermy při nižších tlacích popisuje teorie polymolekulární adsorpce.



Obr. 50 Sorpčně desorpční izoterma IV typu

Transport vodní páry v neporézním materiálu

Při dlouhodobém styku materiálu ve vlhké atmosféře dochází k transportu vodní páry materiálem (navlhání). Molekuly vody postupují při tomto procesu od povrchu materiálu, který je ve styku s vlhkou atmosférou, směrem dovnitř materiálu. V případě organických materiálů dochází k pronikání vlhkosti do materiálu *difúzí vodní páry*. Tento druh transportu vodní páry je označován jako aktivovaná difúze. Procesem aktivované difúze probíhá navlhání většiny izolantů z makromolekulárních organických látek. Podstata všech názorů na aktivovanou difúzi v polymerech spočívá v tom, že difundující částice jednak vibruje, jednak se pohybuje postupně do stále nových rovnovážných pozic, pokud systém částice - polymer získává dostatečné množství kinetické energie (aktivační energie). Ve většině polymerů je této aktivační energie zapotřebí pro tzv. "tvorbu děr" v polymeru, tj. k separaci částí makromolekul polymeru.

Mechanismus difúze vysokomolekulárními organickými látkami lze rozdělit do tří základních strukturálních typů:

Difúze I. typu předpokládá, že v látce neexistují žádné prostory trvalého charakteru. Látka se vyznačuje velkou pohyblivostí jednotlivých článků makromolekul. Molekula vody koná v látce vibrační pohyb kolem určité polohy, dokud se pohybem článků sousedních řetězců nevytvoří mezery, do níž může molekula vody difundovat. Opětným přiblížením článků makromolekul se difundující molekula zastaví a vibruje opět kolem určité polohy. Tímto způsobem projde molekula vody řadou mezer. Pravděpodobnost tvorby mezer je malá a difúze molekul vody je tedy pomalá.

Difúze II. typu vychází z představy, že jednotlivé články makromolekul mají omezenou pohyblivost a kmitají kolem určitých poloh s omezeným stupněm volnosti. V takovýchto látkách existují vnitřní prostory trvalého charakteru (preexistující). Na vnitřním povrchu existují adsorpční místa (hydrofilní radikály), na které se vážou molekuly vody. Molekula, která je adsorbovaná v adsorpčním místě není v klidu, ale kmitá kolem určité rovnovážné polohy tak dlouho, dokud nedosáhne energie pro desorpci, při které může přejít na sousední adsorpční místo. Aktivační energie E_a se v tomto případě spotřebuje na vypaření adsorbované molekuly.

Difúze III. typu počítá s výskytem obou předchozích typů difúze. Objevuje se u většiny polymerních látek.

Obecné difúzní zákony

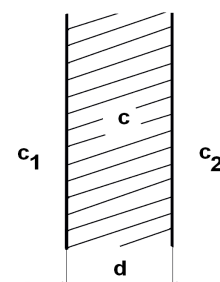
K difúzi dochází vždy, když gradient koncentrace částic v daném směru je různý od nuly. Obecně je difúze popsána Fickovými zákony, které se uvádějí v diferenciálním tvaru:

$$J = \frac{dm}{dt} = -D \frac{dc}{dx} \quad (92)$$

$$\frac{\partial c}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left(D \frac{\partial c}{\partial x} \right) \quad (93)$$

Množství difundujících molekul dm , které projdou za jednotku času jednotkovou plochou, kolmou ke směru difúze se nazývá hustota difúzního toku J a platí pro ni I. Fickův zákon (92). Zákon platí pouze pro ustálený stav. Chceme-li postihnout časovou změnu koncentrace, musíme použít II. Fickův zákon (93), který charakterizuje neustálený stav. Hustota difúzního toku je přímo úměrná gradientu koncentrace dc/dx , kde c je koncentrace částic v místě x . Veličina D vyjadřuje difúzní koeficient, přičemž záporné znaménko vyjadřuje, že difúze směřuje z míst s vyšší koncentrací do míst s nižší koncentrací.

Difúzní koeficient závisí na koncentraci difundující složky, na polohových souřadnicích a na čase. Budeme-li uvažovat, že difúzní koeficient je konstantní, je možno získat obecné řešení difúzních rovnic pro nejruznější počáteční a okrajové podmínky. Pro studium navlhání izolantů je nejběžnější případ difúze do materiálu ve tvaru rovinné desky. Rovinnou desku si představujeme jako prostor ohraničený dvěma rovnoběžnými plochami ($x = 0$ a $x = d$, šířka desky je d). Nejdříve budeme uvažovat *neustálený stav*, pro hraniční podmínky (obr.51):



$$\begin{aligned} c &= c_1, & x &= 0, & t &\geq 0 \\ c &= c_2, & x &= d, & t &\geq 0 \\ c &= f(x), & 0 < x < d, & & t &= 0 \end{aligned}$$

Obr. 51 Transport vodní páry deskou

Deska na počátku neobsahuje sorbovanou vodu. Řešením II. Fickova zákona pro nestacionární stav ve tvaru trigonometrické řady lze vypočítat:

$$\frac{m_t}{m_\infty} = 1 - \frac{8}{\pi^2} \sum_{k=0}^{\infty} \frac{1}{(2k+1)^2} e^{-\frac{D(2k+1)^2 \pi^2 t}{d^2}} \quad (94)$$

kde m_t je množství vlhkosti přijaté deskou v době od $t = 0$ do t a m_∞ je odpovídající množství přijaté vlhkosti od $t = 0$ do doby, kdy sorbované množství vody v desce již nestoupá ($t = \infty$).

Známe-li závislost $m_t/m_\infty = f(t)$, např. jako výsledek experimentu, můžeme pro $m_t/m_\infty = 0,5$ zjistit hodnotu t/d^2 a dosadit do rovnice (94). S chybou asi 0,001 % můžeme pak stanovit hodnotu difúzního koeficientu:

$$D \approx \frac{0,04939}{\left(\frac{t}{d^2}\right)^{0,5}} \quad (95)$$

Není-li difúzní koeficient konstantní, což je např. u některých polymolekulárních látek, zjistí se střední hodnota proměnného difúzního koeficientu, přes obor koncentrací příslušné sorpční

křivky ze vztahu:

$$\bar{D} = \frac{1}{c_2} \int_{c_1}^{c_2} D \cdot dc \quad (96)$$

kde D je difúzní koeficient koncentračně proměnný.

Transport vodní páry v kapilárně porézním materiálu

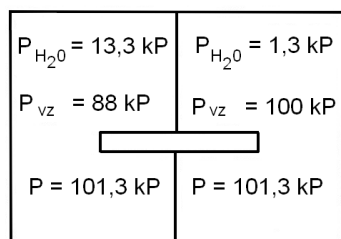
Základním typem transportu vody v makromolekulárních organických látkách při jejich navlhání v prostředí vodní páry je difúze. U některých technických, zejména nehomogenních izolantů, jsou však pozorovány odchylky od tohoto degradačního procesu. Ve většině případů jsou způsobeny tím, že difúze – jako základní děj je provázána ději dalšími. V kapilárně porézních látkách se mohou uplatnit následující typy transportu vody:

Volná difúze vodní páry vzduchem v pórech kapilárně porézní látky

Představme si, že máme dva volné prostory, které navzájem spojuje válcová kapilára (obr. 52). Prostory jsou vyplněny směsí vodní páry se vzduchem, se stejnou teplotou a tlakem. Složení (parciální tlaky plynů v obou směsích) se však liší. Vyrovnání těchto rozdílů se děje difúzí, jež probíhá beze změny teploty i tlaku. Molekuly vodní páry budou difundovat vzduchem v kapiláře zleva doprava, molekuly vzduchu zprava doleva. Pro difúzi obou plynů v trubici platí I. Fickův zákon:

$$\frac{dn_1}{dt} = -D_{12} \frac{dc_1}{dx} \quad \frac{dn_2}{dt} = -D_{21} \frac{dc_2}{dx} \quad (97)$$

kde $\frac{dc_1}{dx}$ a $\frac{dc_2}{dx}$ jsou koncentrační spády obou plynů ve směru hlavní osy trubice a $\frac{dn_1}{dt}$, $\frac{dn_2}{dt}$ je počet molekul, který za časovou jednotku pronikne plošnou jednotkou roviny

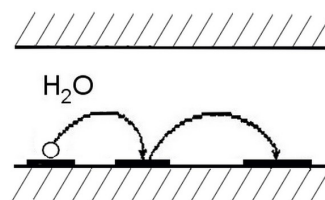


kolmé k hlavní ose trubice. Konstanty D_{12} a D_{21} jsou difúzní koeficienty plynu 1 (vodní páry) v plynu 2 (vzduchu) a naopak. Pomocí kinetické teorie plynu lze vyrovnání rozdílů v koncentracích obou plynů vysvětlit tepelným pohybem a srážkami molekul. Tento proces neprobíhá u obou plynů stejně rychle. Molekuly lehčího plynu proniknou za stejnou dobu dál než molekuly plynu těžšího. Tím by se ale porušila tlaková rovnováha směsi. Aby k tomu nedocházelo, musí tepelný (chaotický) pohyb překrývat proudění.

Obr. 52 Volná difúze v trubici Vysvětlený mechanismus proudění je podstatou volné difúze v porézní látce. Aby se jednalo o volnou difúzi, musí mít póry větší poloměr než je střední volná dráha molekul difundujícího plynu. A to proto, aby bylo možné zanedbat srážky molekul plynu se stěnami pórů.

Povrchová difúze molekul vody na stěnách pórů.

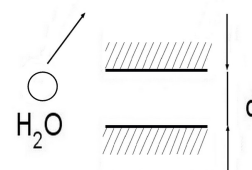
U porézních látek je možná i tzv. povrchová difúze. K povrchové difúzi dochází proto, že adsorbované molekuly mají na povrchu určitou pohyblivost. Zachycují se sice na určitých místech povrchu s vyvinutými adsorpčními silami (adsorpční místa), avšak i mezi těmito místy je možný přechod (obr. 53).



Obr. 53 Povrchová difúze

Knudsenovo molekulární proudění

Mějme opět válcovou trubici, jež spojuje dva prostory o různém tlaku plynu, avšak jejíž rozměr je velmi malý v porovnání se střední volnou dráhou molekul plynu (obr. 54). Molekuly plynu procházející trubicí z místa vyššího tlaku namísto nižšího tlaku, se v tomto případě řídí zcela jiným zákonem než je zákon laminárního toku plynu. Tento zákon se nazývá Knudsenovo molekulární proudění. Je-li střední volná dráha molekuly větší než rozměr kapiláry, nelze již považovat plyn za kontinuum a při výkladu mechanických a tepelných vlastností plynu musíme vycházet z kinetických představ. Teorie se velmi zjednoduší, je-li střední volná dráha značně větší než rozměr kapiláry. V tom případě je počet vzájemných srážek molekul v prostoru kapiláry nepatrný a zanedbatelný oproti počtu srážek molekul se stěnami kapiláry. Molekula se pohybuje trubicí stálou rychlostí po přímé dráze tak dlouho, až narazí na stěnu.



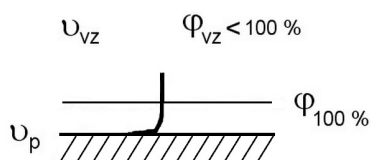
Obr. 54 Molekulární proudění

Kdyby byla stěna absolutně hladká a neadsorbující, odrážely by se od ní pružně všechny molekuly. Ve skutečnosti se část molekul dopadajících na stěnu pružně odrazí, zatímco zbytek je stěnou adsorbován a po určitém prodloužení a povrchu stěny vyslán ve všech směrech stejnoměrně, nezávisle na tom, jaké byly rychlosti a směry molekul dopadajících. Tento jev se nazývá *difúzní reflexe*.

Vlivem difúzní reflexe je určitá frakce molekul dopadlých na stěnu trubice reflektována nazpátek. V trubici se musí počet molekul, jež dopadnou za jednotku času na plochu jednotkového povrchu, měnit od místa k místu, neboť jinak by žádné molekuly neprošly trubicí (při chybění koncentračního spádu by z každého místa trubice bylo emitováno stejné množství dopředu i dozadu). Počet částic procházejících na určitém místě trubice jedním směrem, je přímo úměrný koncentračnímu spádu.

Odděluje-li trubice dva prostory, jež obsahují směsi plynu stejné teploty, ale různých tlaků, prochází trubicí každý plyn obsažený ve směsi tak, jakoby ostatní plyny v trubici nebyly. Budeme-li zmenšovat poloměr pórů, přejdeme od Knudsenova molekulárního proudění k aktivované difúzi. Při omezení poloměrů pórů se totiž difundující molekuly pohybují v potenciálním poli povrchu tuhé látky, takže jejich přechod na sousední adsorpční místo vyžaduje aktivační energii.

Transport kapalné vody k materiálu



Obr. 55 Kondenzace vody na povrchu

Dojde-li k prudké změně teploty prostředí, vyrovnávání teploty mezi okolím a povrchem materiálu se odehrává v mezní vrstvě nad povrchem (obr. 55). Vzduch se v této vrstvě nasýtí vodní párou a protože relativní vlhkost nemůže překročit 100 %, zbytek vody se vysráží na povrchu ve formě zkondenzované vody. K obdobnému jevu dochází i ve vzduchu na kondenzačních jádrech prachu, nečistotách apod.). Takto zkondenzovaná vodní pára může sedimentovat na povrchu a vytvářet zde vrstvy vody v kapalné fázi. Protože množství vody vzniklé těmito

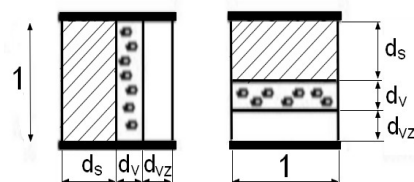
mechanizmy na povrchu materiálu je mnohonásobně větší než popsány sorpčními jevy, je i vlhkostní znehodnocení materiálu výraznější. Zejména tehdy, je-li k tomu ještě povrch znečištěn rozpustnými látkami.

Degradace tuhých izolantů vlivem vlhkosti

K hodnocení vlivu vlhkosti na elektrické vlastnosti tuhých izolantů je nutné přistupovat z hlediska vazby mezi sorbovanou vodou a tuhou fází a z hlediska proměnnosti elektrických vlastností v průběhu navlhání. Vazbu vody v materiálu lze hodnotit z hlediska:

Makroskopického

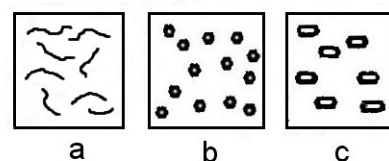
Makroskopický model považuje sorbovanou fází za izolovanou složku v materiálu a nebere zřetel na molekulární charakter adsorbované vody a na formy vazby molekul vody s materiálem. Předpokládá, že suchá substance, voda a vzduch se ve vlhkém materiálu vyskytují izolovaně a navzájem se neovlivňují (obr. 56). Ve skutečnosti v místech vazby vody s materiálem má materiál jiné dielektrické vlastnosti než suchý materiál. Kromě toho se mění vlastnosti vody rozpuštěné v materiálu. Makroskopický model je tedy značné zjednodušení a skutečný stav přibližuje velmi omezeně. Je však názorný a alespoň kvalitativně vysvětluje některé závislosti pozorované v rovnovážných soustavách vodní pára - izolant.



Obr. 56 Makroskopický model navlhého dielektrika

Mikroskopického

Mikroskopický model rozlišuje dvě základní vazby vody v elektroizolačních materiálech. Schematické znázornění těchto vazeb, ve formě řezů je na obr. 57. Zobrazení představuje izolant s vrstvenou strukturou. Příkladem pro tento druh struktury mohou být vrstvené tvrzené papíry nebo tkaniny. Vodivé kanálky jsou orientované ve směru vrstev. Zobrazení b, c představuje rozložení vody ve sférických nebo elipsoidních dutinkách. S tímto rozložením vody v materiálu se můžeme setkat u reaktoplastů a termoplastů.



Obr. 57 Mikroskopický model dielektrika

Molekulárního

Molekulární model se dívá na navlhlé dielektrikum jako na homogenní systém, v němž se všechny složky materiálu společně podílí na dielektrických vlastnostech izolantu. Většina teorií o vlivu vlhkosti na elektrické parametry izolantů je založena na makroskopických, ojediněle na mikroskopických, představách o rovnováze mezi sorbovanou a tuhou fází. Nerespektují tedy výjimečné vlastnosti rozhraní a vzájemné vztahy mezi sorbovanou a tuhou fází.

Vliv vlhkosti na vnitřní odpor

Vliv vlhkosti na dielektrické vlastnosti budeme podrobně demonstrovat na izolačním odporu. Pro vyjádření závislosti vnitřního odporu na obsahu vody v materiálu vyjdeme nejdříve z makroskopického modelu. Nechť jednotková krychlička materiálu je tvořena vrstvou suché substance o tloušťce d_s , vrstvou vody o tloušťce d_v a vrstvou vzduchu tloušťky d_{vz} (obr. 56). Platí tedy:

$$d_s + d_v + d_{vz} = 1 \quad (98)$$

Pro paralelní uspořádání jednotlivých složek v krychličce je odpor R měřený mezi elektrodami:

$$\frac{1}{R} = \frac{d_s}{\rho_s} + \frac{d_v}{\rho_v} + \frac{d_{vz}}{\rho_{vz}} \quad (99)$$

a pro sériové uspořádání složek:

$$R = d_s \rho_s + d_v \rho_v + d_{vz} \rho_{vz} \quad (99)$$

Ve skutečnosti jsou jednotlivé složky uspořádány v materiálu nepravidelně. Pro elektrický odpor potom platí obecný vztah:

$$R^k = d_s \rho_s^k + d_v \rho_v^k + d_{vz} \rho_{vz}^k \quad (100)$$

přičemž k leží podle způsobu uspořádání složek v intervalu $k \in \langle 1, -1 \rangle$.

Předpokládejme, že při změně obsahu vody v materiálu zůstane d_s konstantní a bude se měnit d_{vzd} a d_v tak, aby vztah (98) zůstal zachován. Obsah vlhkosti v materiálu můžeme vyjádřit pomocí závislosti:

$$\Psi = \frac{M_v}{M_v + M_s} \quad (101)$$

Zavedeme-li do tohoto vztahu měrné hmotnosti jednotlivých složek obdržíme:

$$\Psi = \frac{s_v d_v}{s_v d_v + s_s d_s} \quad (102)$$

kde s_v , s_s jsou měrné hmotnosti vody a suchého materiálu. Z (102) můžeme spočítat tloušťku vrstvy vody:

$$d_v = \frac{\Psi}{1 - \Psi} = \frac{s_s d_s}{s_v} \quad (103)$$

a z (82), (88) vyjádřit tloušťku vzduchové vrstvy:

$$d_{vz} = 1 - \left(d_s + \frac{\Psi}{1 - \Psi} \frac{s_s d_s}{s_v} \right) \quad (104)$$

Po dosazení (89) do (85) a úpravě dostaneme výraz pro vnitřní odpor navlhčeného dielektrika:

$$R^k = \frac{\Psi}{1 - \Psi} \frac{s_s}{s_v} d_s (\rho_v^k - \rho_{vz}^k) + d_s (\rho_s^k + \rho_{vz}^k) + \rho_{vz}^k \quad (105)$$

Se změnou obsahu vlhkosti v materiálu se bude měnit především veličina k . Zápornější hodnoty k budou odpovídat spíše vyšším obsahům vlhkosti, kdy vlhkost tvoří souvislé spoje mezi elektrodami. Pro $k = -1$ přejde rovnice (90) do tvaru:

$$\frac{1}{R} = \frac{\Psi}{1 - \Psi} A + B \quad (106)$$

kde

$$A = \frac{s_s}{s_v} d_s \left(\frac{1}{\rho_v} - \frac{1}{\rho_{vz}} \right) \quad B = d_s \left(\frac{1}{\rho_s} - \frac{1}{\rho_{vz}} \right) + \frac{1}{\rho_{vz}}$$

Vzhledem k tomu, že $\rho_v \gg \rho_i$ je celková vodivost I/R stoupající funkcí koncentrace vody v materiálu. Výraz A ovlivňuje strmost této funkce a konstanta B její počátek. Poměry pro různé hodnoty A, B a $k = -1$ osvětluje obr. 58.

Při odvození vnitřního odporu pro mikroskopický model vyjdeme z uspořádání a na obr. 57 a provedeme zjednodušení, které spočívá v tom, že kanálky v jednotkové krychličce nahradíme jediným kanálem:

$$l^i = k \cdot l \quad (107)$$

Koeficient k respektuje to, že kanálky nespojují elektrody nejkratší cestou. Průřez kanálku nechť je:

$$S_k = \frac{V_k}{k \cdot l} \quad (108)$$

kde V_k je objem vody v kanálcích. Odpor kanálků můžeme vyjádřit vztahem:

$$R_k = \rho_v \frac{(k \cdot l)^2}{V_k} \quad (109)$$

Předpokládáme-li, že kanálky jsou zanedbatelnou částí objemu krychličky, lze za odpor vlastního izolantu pokládat měrný odpor ρ_i materiálu bez kanálků a celkový odpor R_c vypočítat ze vztahu:

$$R_c = \frac{R_i \cdot R_k}{R_i + R_k} = \frac{\rho_i \rho_v (kl)^2}{\rho_i V_k + k^2 \rho_v l^3} \quad (110)$$

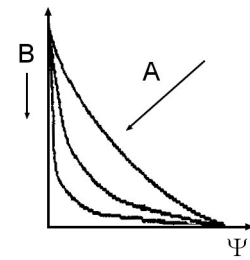
Protože měrný odpor vody ρ_v lze proti měrnému odporu izolantu ρ_i zanedbat, dostáváme obdobný výraz jako u makroskopického modelu:

$$R_c = \rho_v \frac{(kl)^2}{V_k} \quad (111)$$

Se zvětšováním obsahu vody v kanálcích by se měl odpor podle tohoto vztahu zmenšovat. Ve skutečnosti současně se zvětšováním množství vody v materiálu se zmenšuje koeficient k , který respektuje nerovnost kanálků. To souvisí s naplňováním kanálků vodou a tedy zkrácením efektivních vodivých cest.

Vliv vlhkosti na povrchový izolační odpor

Elektrická vodivost na povrchu izolantu má převážně charakter iontového proudu, přičemž na povrchový odpor izolantu má podstatný vliv vrstvička adsorbované vody na jeho povrchu. Povrchová vodivost izolantu závisí hlavně na vlhkosti okolního prostředí. Povrchový izolační odpor se málo mění se změnami teploty okolí, ale značně se mění se změnami relativní vlhkosti vzduchu v blízkosti povrchu izolantu. Množství adsorbované vlhkosti na povrchu fenolových pryskyřic a mnoha dalších organických materiálů roste úměrně s tlakem vodních par. Při přibližně dvojnásobném tlaku vodních par je na izolantu adsorbováno dvakrát tolik vody. Se stoupajícím tlakem vodních par se však značně rychleji zvětšuje povrchová vodivost dielektrika. Tak např. bylo zjištěno, že u fenolických lisovacích hmoty při zvýšení tlaku vodních par v poměru 1 : 1,8 vzroste povrchová vodivost přibližně v poměru 1 : 1000 [68]. Na iontovou vodivost má vliv i teplota. Se vzrůstem teploty se zvětšuje, vlivem menšího tření, pohyblivost iontů ve vodní vrstvičce adsorbované na povrchu izolantu a může se zvětšit



Obr. 58 Závislost izolačního odporu na provlnutí dielektrika

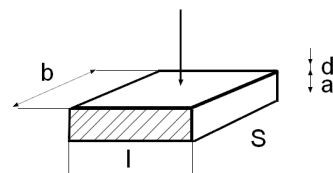
i stupeň disociace. Vodivost vzrůstá s teplotou podle vztahu:

$$\gamma_p = A \cdot e^{-\frac{E}{T}} \quad (112)$$

V malém intervalu teplot lze tuto rovnici vyjádřit ve zjednodušeném tvaru:

$$\gamma_p = a \cdot e^b \quad (113)$$

Zvýší-li se teplota nad 60 °C, zvětšení měrné vodivosti se s rostoucí teplotou snižuje. Lze to vysvětlit tím, že nad touto teplotou se vypařuje z adsorbované vrstvičky větší množství molekul vody než při nižších teplotách. Tloušťka vodního filmu vytvořeného na povrchu izolantu závisí nejen na relativní vlhkosti okolního vzduchu, nýbrž i na vlastnostech materiálu a vlastnostech jeho povrchu. Povrchový izolační odpor se pak skládá z povrchového izolačního odporu samotného materiálu a z izolačního odporu vodního filmu adsorbovaného na povrchu (obr. 59). Celkový odpor této paralelní kombinace je:



Obr. 59 Izolační odpor povrchové vrstvy

$$R_c = \rho \frac{1}{S} = \frac{\rho_i \rho_p l}{S \rho_p l + b \cdot d \rho_i l} \quad (114)$$

kde ρ_p , ρ_i jsou měrné odpory povrchové vrstvy a vlastního izolantu.

Protože $\rho_p \ll \rho_i$ můžeme odvodit, že měrný odpor izolantu s povrchovou navlhlou vrstvičkou je:

$$\rho = \frac{a}{d} \rho_p \quad (115)$$

Vlastnosti samotného izolantu mnohdy výrazně ovlivňují hodnotu povrchového odporu. Na povrchovou elektrickou vodivost podstatně působí různé nečistoty schopné disociace, ať už jsou z materiálu nebo prostředí. Většinou již nepatrné stopy nečistot, analyticky nezjistitelné, stačí podstatně ovlivnit povrchovou vodivost izolantu. Na povrchovou vodivost má také vliv mikrorelief povrchu izolantu. Čím je povrch izolantu členitější, tím větší množství vody se na něm adsorbuje. Povrchové prohlubeniny nebo kanálky se zaplní adsorbovanou vodou nebo vodou zkondenzovanou.

Vliv vlhkosti na permitivitu

Pro navlhle dielektrikum by se dala obdobným postupem jako u vnitřního odporu odvodit závislost permitivity na stupni provlhnutí materiálu. Byl byt o však formální vztah nevystihující skutečné poměry v izolantu. Voda je totiž zejména v plastických hmotách homogenně a molekulárně rozptýlená. To se musí projevit v celkové permitivitě navlhleho izolantu.

Vodivost čisté kapalně vody je dána schopností disociace molekul vody na ionty. Důsledkem této disociace je vysoká permitivita vody. U některých polárních filmů a plastických hmot je skutečná hodnota relativního přírůstku permitivity větší, než jsou hodnoty vycházející z tohoto vztahu. To vede k názoru, že voda v těchto materiálech je rozložena molekulárně.

Vliv vlhkosti na dielektrické ztráty

Voda vlivem disociace má značnou iontovou vodivost a tedy i velké dielektrické ztráty. Proto také u mnoha navlhleho izolantů se dielektrické ztráty s rostoucím kmitočtem zmenšují. U polyetylenu dochází ke tvorbě agregátů molekul vody (voda je sorbována v podstatě

amorfními částmi polymeru). Naopak dielektrické ztráty polystyrenu není možno vysvětlit tvorbou heterogenního systému voda-polymer. Množství vlhkosti sorbované polystyrenem je příliš malé, než aby mohlo dojít ke tvorbě agregátů molekul. Zde se zřejmě uplatňuje relaxační mechanismus.

Vliv vlhkosti na elektrickou pevnost

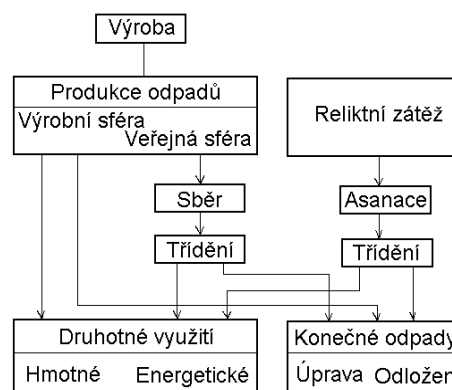
K elektrickému průrazu dielektrika dochází v místě největšího elektrického namáhání. Toto místo může být dáno buď tvarem elektrod způsobujícím nepříznivé rozložení elektrického pole nebo vadnými místy v dielektriku. Izolant lze považovat za nehomogenní dielektrikum mající charakter disperzní látky. Některé izolanty jsou vrstvenými dielektriky. Jiné, uvažujeme-li je jen v elementárních výsecích, si lze pro zjednodušení představit jako vrstvené dielektrikum. V jednotlivých vrstvách elektricky namáhaného izolantu je napětí rozděleno nepřímo úměrně k permitivitě jednotlivých vrstev. Tak např. vrstvička vzduchu nebo vodní páry ve vrstvené papírové izolaci musí udržovat dvakrát tak vysoké napětí než vrstvička papíru stejné tloušťky, ačkoli jeho elektrické průrazné napětí nedosahuje ani poloviny průrazného napětí papíru. Je-li izolant trvale pod napětím, není velké nebezpečí, že by mohl podstatněji navlhnout. Vnikne-li do izolantu vlhkost v takovém množství, že by mohla způsobit zvětšení jeho vodivosti, proud tekoucí izolantem začne izolant vysoušet. Zcela jinak se však chová izolant, který je pod napětím jen periodicky nebo občasně. Přiložíme-li na provlhlý izolant napětí, musí toto napětí udržet nenavlhlé nebo málo navlhlé složky materiálu. Záleží na tom, jsou-li dutinky nebo kanálky v materiálu vyplněné kapalnou vodou a jsou-li orientovaný ve směru elektrického pole. Je-li tomu tak, pak je elektrická pevnost velmi malá. Jsou-li dutinky nebo kapiláry izolantu naplněny vodní párou a nikoliv kapalnou vodou, neliší se, vzhledem k téměř stejné permitivitě suchého vzduchu a vzduchu nasyceného vodní párou, poměry v dielektriku od poměrů jaké existují v nenavlhlem dielektriku.

V navlhnutém dielektriku mimo to, že se zvětšuje jeho elektrická vodivost, zvětšuje i jeho tepelná vodivost. Ta působí protichůdně a přispívá zase naopak k snižování teploty dielektrika. Dostoupí-li vzájemné působení zvětšující se vodivosti a teploty určitých mezí, dochází k tepelnému průrazu dielektrika. Elektrická pevnost navlhlého dielektrika může být také ovlivňována elektroosmotickými jevy.

2.3 Odpady

Každá látka má svůj původ. Po skončení životnosti výrobku, výrobek nemizí, ale vrací se zpět do prostředí. U každého výrobku lze tedy sledovat jeho osud, životní cyklus. Při každé přeměně získané látky však vzniká nějaký odpad. Odpad je následek výroby a spotřeby. Řada ekonomických schémat obsahuje pouze tři úrovně řetězce - surovinu, zpracování a spotřebitele. Pojem spotřebitel je v tomto řetězci zavádějící. Člověk ani příroda ve skutečnosti nic nevytvářejí a nic nespotřebovávají, pouze přetvářejí (transformují).

Pod pojmem odpad se rozumí látky jakéhokoliv skupenství, produkované lidskou činností, ponejvíce průmyslovou výrobou, pro které není použití a nejsou využívány v další výrobě (obr. 60). Pod obecný pojem odpad lze zařadit jak odpadní látky, tak odpadní energii. Všeobecně se ale pojem odpad vztahuje pouze na odpadní látky. V životním prostředí jsou odpadní látky nežádoucí a ve výrobním procesu to jsou látky



Obr. 60 *Produkce odpadů*

nepotřebné.

2.3.1 Klasifikace odpadů

Pro potřeby nakládání s odpady a pro studium problematiky odpadů dělíme odpady do různých skupin podle nejrůznějších hledisek. Obvykle však pro kategorizaci odpadů slouží více kritérií, přičemž hlavním hlediskem je původ a nebezpečnost odpadů. Podle toho rozdělujeme odpady zpravidla na odpady:

- rostlinného a živočišného, nejčastěji ze zemědělské výroby, dřevozpracujícího a potravinářského průmyslu,
- minerálního původu, odvaly z dolů, popílky s nízkým obsahem toxických látek, sut z staveb,
- z chemických procesů, kyseliny, zásady, fenoly, dehty, rozpouštědla, odpady s příměsí toxických kovů (Hg, Cd),
- radioaktivní odpad vzniklý při úpravě jaderného paliva, vyhořelé jaderné palivo, odpad z laboratoří využívajících radioizotopy,
- z obcí (komunální), smíšený odpad obsahující smetky, zbytky potravin, papíru, plasty, popel, lišící se často podle typu zástavby, v níž vznikl.

Jiné dělení odpadů vychází z typu činnosti, v níž vznikl. Klasifikace Organizace pro ekonomickou spolupráci a rozvoj (OECD) rozděluje odpady na dopady:

- ze zemědělství a lesnictví,
- z průmyslu,
- z energetiky,
- z dolování a těžby,
- komunální,
- ostatní odpady.

Zákony jednotlivých zemí obsahují oficiální katalogy odpadů. Zákon o odpadech klasifikuje odpad jako věc, které se chce její majitel zbavit, nebo jako movitou věc, jejíž odstranění (zneškodnění) je nutné z hlediska péče o zdravé životní podmínky a ochranu životního prostředí. Za odpad se pokládají mimo jiné:

- odpadní a zvláštní vody,
- látky znečišťující ovzduší,
- odpady drahých kovů,
- radioaktivní odpady,
- odpady ukládané v podzemních prostorách,
- odkaly, odkaliště,
- konfiskáty živočišného původu.

Některé jiné látky mohou být prohlášeny za odpad zvláštními předpisy. Z hlediska skupenství se odpadní látky dělí na:

- tuhé²⁰,
- kapalné,
- plynné.

²⁰ V odborné literatuře se odpad tuhého skupenství často označuje jako pevný. S ohledem na technologii zpracování odpadu se pod pojmem pevný odpad chápe veškerý odpad, včetně kašovitých hmot a odpadních olejů, tj. vše mimo plynné odpady, unikající do ovzduší, a vody znečištěné odpadními látkami.

Nebezpečný odpad je takový odpad, který svými vlastnostmi je, nebo může být nebezpečný pro zdraví obyvatelstva nebo pro životní prostředí. Za nebezpečný se pokládá odpad v těch případech, je-li:

- výbušný (má oxidační schopnosti, je hořlavý, dráždivý),
- škodlivý zdraví (po vdechnutí, požití nebo proniknutí pokožkou)
- toxický (představuje riziko vážného, akutního nebo chronického poškození zdraví, případně smrti),
- karcinogenní (může vyvolat nádor nebo zvýšit jeho incidenci),
- leptavý, infekční,
- teratogenní (může vyvolat vrozené vývojové vady nebo zvýšit jejich incidenci),
- mutagenní (může vyvolat dědičné genetické poškození nebo zvýšit jeho incidenci),
- obsahuje-li látky a přípravky, které uvolňují velmi jedovaté plyny při styku s vodou, vzduchem nebo kyselinami,
- obsahuje-li látky a přípravky, schopné jakýmkoliv způsobem po uložení uvolňovat jiné látky (např. výluhem),
- ekotoxický (poškozující ekosystém).

Zvláštní odpad je odpad, který vyžaduje jiný (speciální) režim nakládání s ním, zejména z důvodů národohospodářských nebo ochrany životního prostředí.

Pro všechny ostatní, méně škodlivé odpady je zaveden pojem *ostatní odpad*. Souhrnně se pevné odpady objemově rozdělují na odpady:

- průmyslové,
- komunální,
- zemědělské,
- ostatní.

Skladba *průmyslového odpadu* vyplývá z charakteru příslušné výroby. Průmyslové odpady nelze obvykle zpracovat bez předchozí mechanické nebo chemické úpravy. Z odpadu, který je způsobilý k dalšímu hospodářskému zpracování nebo jinému využití, lze získávat druhotné suroviny. Odpad, který je zdrojem pro druhotné suroviny, zůstává až do zpracování odpadem a podléhá všem legislativním požadavkům na zacházení s odpady. K dalšímu využívání by měly být přednostně uplatněny odpady oceli, barevných kovů, odpady ze stavební výroby, elektrářenských popílků, škváry, vysokopecní strusky a dřeva.

Komunální odpad tvoří odpady z bydlení, občanského vybavení (školy, hotely, administrativa) a z technického vybavení (odpadní koše, úklid komunikací). Struktura odpadů zahrnuje zbytky jídel, kuchyňský odpad, papírový odpad, obaly, popel, plasty, dřevo, kůži, hadry, sklo, kovy. Další odpady jsou z městské zeleně a rekreačních ploch, zahrad a z dopravy (obaly od olejů a autokosmetiky, oleje, pneumatiky). Vzrůstající význam nabývá objemný odpad, který vzniká rušením starého bytového vybavení (nábytek, sporáky, lednice).

Zemědělský odpad se odhaduje v ČR na 15 % z celkového množství odpadů. Jde především o odpady ze zemědělské výroby, které se nedají vrátet běžným zemědělským způsobem do půdy (odpad z výkrmů skotu, prasat, drůbeže, zahrnující nejen fekálie, ale i odpady z provozů souvisejících s živočišnou výrobou). Závažné jsou i odpady z potravinářského průmyslu.

2.3.2 Způsoby nakládání s odpady

Cílem nakládání (hospodaření) s odpady je jejich zneškodnění, tj. vyloučení nebo omezení škodlivých účinků na životní prostředí. Stále většího významu nabývá využívání odpadu jako

druhotné suroviny. Při využití odpadů jako druhotné suroviny se uplatní pozitivní vliv na životní prostředí ve třech směrech:

- snižuje se zátěž prostředí škodlivým účinkem odpadů,
- šetří se přírodní zdroje surovin i energie a tím i životní prostředí při jejich získávání,
- zmenšuje se zátěž prostředí odpadními látkami a energie při zpracování primárních surovin.

2.3.3 Skládkování

Skládkování patří k nejrozšířenějším, přitom však k nejméně žádoucím způsobům zneškodňování odpadů. U nás se skládkuje více než 90 % komunálních odpadů a v dohledné době se tento stav výrazně nezmění. Celosvětově převládá tendence maximálně omezovat množství odpadů ukládaných na skládky a odpady přednostně využívat jako druhotné suroviny (po recyklaci), nebo jako zdroje tepla (spalováním). Na skládky se ve vyspělém světě ukládají pouze ty odpady, které nelze jinými způsoby zpracovat a které neobsahují organické materiály.

Skládky zabírají rozsáhlé plochy, často hodnotné půdy, ale představují i závažný zdroj znečištění životního prostředí. Navíc uložením na skládku se odpadní materiál definitivně znehodnocuje. Za jediný užitečný produkt získávaný ze skládek je možno považovat skládkový plyn.

Fáze existence skládky

V různých fázích existence skládky dochází v rozličné míře k ohrožování životního prostředí. Podstata ohrožování životního prostředí skládkami spočívá v tom, že složení odpadů se výrazně liší od okolního prostředí. Rovněž látky uvolňované ze skládky, se v důsledku její ekologické stabilizace, značně odlišují svým složením a koncentrací od okolního prostředí. Životní cyklus skládky lze charakterizovat pěti časovými fázemi:

- plánovací fáze (předběžný geologický a hydrogeologický průzkum lokality),
- konstrukční fáze (zemní práce, výstavba komunikací a příprava vlastního prostoru skládky včetně izolací a drenáže),
- provozní fáze (od zavážení prvních odpadů až po konečné naplnění skládky),
- dokončovací fáze (od naplnění skládky až do okamžiku, kdy již není nutný další provoz zařízení na ochranu životního prostředí),
- konečná fáze (stav kdy jsou již emise škodlivin na přijatelné úrovni, složení tělesa skládky se sice stále ještě může lišit od složení okolí, to však již není skládkou ohrožováno).

Z hlediska ochrany životního prostředí jsou nejdůležitější provozní a dokončovací fáze skládky. Provozní fáze může trvat 5 až 20 roků. Řízené skládky komunálních odpadů musí vyhovovat přísným požadavkům na ochranu prostředí a jsou inženýrskými stavbami (v zahraničí zhruba od 70. let, u nás teprve v 90. letech minulého století). Pokud jde o dokončovací fázi, není dosud dostatek přímých provozních údajů o tom, jak dlouhá může tato fáze být. Současné zkušenosti ukazují, že dokončovací fáze může trvat až několik desítek let a není vyloučeno, že i několik set let.

Potenciální ohrožení životního prostředí skládkou

K nejzávažnějšímu ohrožení životního prostředí skládkami dochází kapalnými emisemi (průsaky) do půdy a podzemních a povrchových vod, plynnými emisemi (skládkový plyn) do ovzduší. V menší míře hlukem a bezprostředním ohrožením zdraví lidí v okolí skládky.

Plynné emise ze skládek jsou škodlivé zejména tím, že mohou přispívat ke vzniku skleníkového jevu. Mohou obsahovat chemické látky, z nichž mnohé jsou toxické.

Potenciální emise skládky do životního prostředí mohou nastat v provozní a dokončovací fázi existence skládky. Míra znečišťování je ale v obou zmíněných fázích různá. Ohrožování životního prostředí v provozní fázi skládky se dotýká především jejího nejbližšího okolí. Je způsobeno zejména prachem a odpady roznášenými větrem, hlukem, zápachem, ptáky, hmyzem a odtékajícími srážkami z povrchu skládky. Závažným problémem v této fázi jsou rovněž výluhy (průsaky) a plynné emise, jejichž množství musí být sledováno a regulováno.

Množství prachu a odpadků odnášených větrem lze podstatně omezit pravidelným překrýváním ukládaných odpadů zemínou. Intenzitu hluku lze snížit technickým zlepšením kompaktorů a rozhrnujících mechanismů. Hluk lze omezit navršením zeminy po obvodu skládky, nebo omezit pracovní dobu na skládce. Plyn uvolňovaný ze skládky, vzniklý biologickou degradací skládkovaného materiálu nebo těkavými složkami odpadů, může migrovat z tělesa skládky vertikálním nebo horizontálním směrem. Některé složky unikajícího plynu mohou být zdrojem zápachu (zejména siřné látky), zatímco metan, tvořící podstatnou část skládkového plynu, vytváří se vzduchem výbušné směsi.

Unikající plyn může obsahovat některé složky, které jsou vysoce toxické, nebo jejichž toxicita není dosud zcela známa. Některé složky plynu (např. metan) mohou poškozovat vegetaci v důsledku odčerpání kyslíku z jejich kořenových systémů. Vývoj metanu může začít již několik měsíců po uložení odpadů a může pokračovat několik desítek let. Vliv metanu se zpravidla projevuje v bezprostřední blízkosti skládky do vzdálenosti několika set metrů. Jsou známy exploze a požáry domů v blízkosti skládky, do jejichž sklepních prostor pronikl metan z blízké skládky.

V poslední době se zaměřuje pozornost na některé těkavé, zejména toxické látky ve skládkovém plynu (organické látky, rtuť). Množství plynných emisí lze snížit zakrytím povrchu skládky zemínou, vhodným těsněním, nebo odtěhováním plynu a jeho čištěním před vypouštěním do ovzduší. Zájem o využití skládkového plynu k energetickým účelům na mnohých skládkách značně přispěl ke snížení problémů s jeho migrací.

Hmyz, ptáci a další živočichové, zejména hlodavci, jsou přitahováni skládkovanými odpady (zdroj potravy). Jelikož mnozí z těchto živočichů mohou být přenašeči nákazy, může jejich přítomnost ohrožovat zdraví osob (např. rackové roznášející salmonelózu). Průsaky ze skládky obsahující četné škodlivé látky, se mohou objevit již krátce po navedení odpadů. Mohou obsahovat až několik gramů škodlivin v litru a mohou, vzhledem k podpovrchové migraci, vyvolat rozsáhlé znečištění povrchových a zejména podzemních vod. Jelikož podpovrchová migrace průsaků může být pomalá, mohou se důsledky nedostatečné kontroly a regulace průsaků projevit až za několik desítek let, kdy průsaky proniknou do podzemních rezervoárů.

Dokončená skládka má již jen nepatrný škodlivý vliv na životní prostředí. Nebezpečí ohrožení životního prostředí plynem a průsaky však stále trvá. Množství plynu a průsaků sice klesá, stále však toto stadium vyžaduje kontrolu. Dodatečný vliv na životní prostředí se může projevit zejména u těch skládek, které jsou nedostatečně zakryty překryvnou vrstvou zeminy.

Průsaky ze skládek

Nezbytným předpokladem k provozování ekologicky nezávadné skládky je zabránění průsaků znečišťujících látek do podzemních vod. Znamená to vybrat umístění skládky v dostatečné vzdálenosti od hladiny podzemní vody a při zakládání skládky volit vhodné technické řešení (izolace, drenáže).

Vznik průsaků (výluhů) je důsledkem procesu přenosu hmoty. Odpady zavážené na skládku

podléhají biologickým, chemickým a fyzikálním změnám, které závisí především na množství vstupující vody. Ve skládce jako chemickém reaktoru jsou přítomny tři fáze: tuhá (odpad), kapalná (průsak) a plynná. Problém výluhů doprovází skládku od založení až po mnoho desítek let od jejího uzavření. To znamená, že zařízení na kontrolu a zpracování průsaků by měla být v provozu po velmi dlouhou dobu. Délku nelze spolehlivě odhadnout.

Hlavním zdrojem vzniku průsaků jsou dešťové a sněhové srážky. Do prostředí pronikají po překročení sorpční kapacity odpadu, která je však v důsledku nehomogenity odpadu jen obtížně stanovitelná. Složení průsaků je poměrně dobře známé z prvních fází životního cyklu skládky. Naopak v pozdějších fázích lze složení jen obtížně odhadnout. Předpokládá se, že některé složky se mohou vyluhovat ze skládky i po více než 100 letech. U řízené skládky by nemělo docházet k žádným únikům výluhů do prostředí. Je však třeba počítat s možným rizikem náhodných úniků, způsobených nevhodnou technologií či havárií. Výluhy pronikající do půdy a podzemní vody, jsou v přírodním prostředí vystaveny zředovacím, biodegradačním a fyzikálně-chemickým procesům. Za nejzávažnější kontaminanty ohrožující podzemní vody, se považují obtížně rozložitelné organické látky, které jsou přítomny téměř ve všech skládkách komunálních odpadů.

Materiál skládkového tělesa, podobně jako jiné staré zátěže (půda, sedimenty), má schopnost zadržovat a imobilizovat chemické látky. Děje se tak adsorpcí na jíly nebo organickou hmotu, nebo imobilizací ve formě nerozpustných komplexů. Škodlivý vliv nahromaděných nebezpečných látek se proto nemusí projevit bezprostředně. Dojde-li k překročení určité prahové kapacity adsorbčních materiálů, může dojít k náhlému ohrožení životního prostředí, které se někdy označuje jako *chemická časovaná bomba*. Doba, po kterou jsou škodlivé látky bezpečně zadržovány, může být zcela nezávislá na délce doby jejich akumulace v půdě.

Plynné emise ze skládek

Nejvýznamnějšími plynnými emisemi ze skládek jsou mimo oxidu uhličitého a metanu oxidy dusíku, oxid siřičitý a halogenované uhlovodíky. Kromě toho mohou plynné emise ze skládek obsahovat v nepatrné koncentraci řadu toxických látek. Některé z nich mohou, vzhledem k vysoké toxicitě, vážně ohrožovat okolí skládky. Z podrobného sledování ohrožení zdraví osob v blízkosti skládek však vyplynulo, že ve většině případů se jednalo o soubor individuálních potíží, zachycující spíše akutní stavy.

Emise ze skládky mohou ovlivňovat prostředí do rozdílných vzdáleností od skládky. Na lokální úrovni (do vzdálenosti zhruba 10 km) ovlivňují prostředí skládky zejména prachem a zápachem. Množství těchto emisí závisí do značné míry na klimatických podmínkách a na složení ukládaných odpadů. Omezení těchto emisí je poměrně nenáročné. Zápach způsobuje zejména skládkový plyn, který uniká z tělesa skládky.

Na regionální úrovni přispívají plynné emise ze skládek ke zvýšení kyselosti dešťů i ke zvýšené tvorbě ozónu v nižších vrstvách atmosféry. Tento jev vyvolávají především oxid siřičitý, oxidy dusíku, četné aerosoly, těkavé organické látky a metan.

Množství a složení plynných emisí z různých skládek může být proměnlivé a závisí na charakteru odpadů, ukládaných na skládky a na podmínkách při skládkování. Celkové množství metanu uvolněného ze skládek se odhaduje na $30 - 70 \cdot 10^6 \text{ t} \cdot \text{r}^{-1}$.

Monitorování skládek

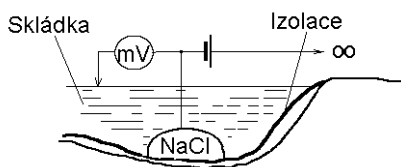
Spolehlivý provoz skládky vyžaduje pravidelný monitoring. Ten zahrnuje:

- vizuální kontrolu,
- monitorování skládkového plynu,
- geofyzikální měření (pohyb vyzařování vrstev).

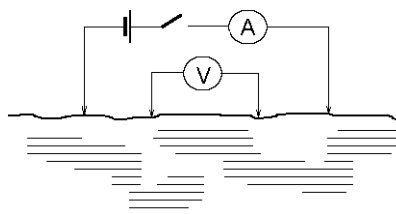
Pro sledování poměrů na skládce jsou použitelné zejména elektrické metody. Až na výjimky mají ale elektrické metody charakter metod doplňkových, srovnávacích nebo pomocných.

U nově zakládaných skládek umožňují elektrické metody zjišťovat kvalitu izolační bariéry, kterou je skládka oddělena od okolního terénu. Rozsah a postup této kontaminace lze sledovat relativně snadno prostřednictvím tzv. metody nabitého tělesa, nebo metodou ponořené elektrody a jejích variant.

Metoda nabitého tělesa předpokládá uložení dostatečně velkého zásobníku (případně většího množství zásobníků) se solí NaCl na dno skládky. Zásobníkem je vak, kterým může volně prosakovat skládkový výluh a sytit se solí tak, aby se zvýšila jeho elektrická vodivost. Poblíž zásobníku je do hmoty skládky zapuštěna elektroda, která je připojena ke zdroji elektrického napětí, umístěnému vně skládky (obr. 61). Druhý pól zdroje je uzemněn v dostatečné vzdálenosti od skládky. Je-li její izolace v pořádku, je velikost elektrického potenciálu na povrchu skládky i v jejím okolí neměnná a na rozhraní mezi skládkou a okolím je měřitelný prudký spád potenciálu. Dojde-li k porušení izolace a úniku skládkového výluhu, vytváří proud souvislou vodivou oblast, pohybující se po směru spodních proudů a na vnější straně okraje skládky lze pozorovat pokles strmosti změny potenciálu. Z tohoto měření lze odhadnout směr šíření výluhu.



Obr. 61 Princip metody nabitého tělesa



Obr. 62 Princip Schlumbergovy metody

Pro zjišťování horizontálního zvrstvení skládek, (zejména monodisperzních průmyslových skládek a latentních skládek), je možné aplikovat elektrické odporové metody, např. Wenerovu nebo Schlumbergovu metodu (obr. 62), nebo tříelektrodové gradientové uspořádání. Uvedené metody patří mezi kontaktní povrchové metody.

Odporové měřicí metody se používají výhradně čtyřsvorkové. Na trvale sledovaných skládkách lze použít odporové metody ke sledování procesů v profilech s pevně uloženou sadou elektrod. Pro měření, která nemají trvalý charakter, může být vhodná dipólová metoda, která nevyžaduje tažení dlouhých vodičů.

Vertikální rozsah monodisperzních průmyslových skládek, včetně zvrstvení, lze monitorovat pomocí odporových metod, tříelektrodového gradientového uspořádání a uspořádání potenciálového. Metody zjišťují závislost rezistivity skládkového materiálu na hloubce, která je vždy v nějakém vztahu k rozestupu elektrod. Naměřená závislost sama o sobě obvykle nedává žádný obraz o zvrstvení skládky. Toho se dosáhne až po srovnání s teoretickými křivkami, které jsou předmětem specializovaných počítačových programů a jsou částečně publikovány v literatuře.

Zjištění skladby látek uložených na skládce se provádí měřením magnetické susceptibility vzorku. Použití je opět nejčastěji u skládek průmyslových mono i polydisperzních. Skladbu látek na skládkách, včetně skládek komunálních, lze vyšetřovat i pomocí šíření elektromagnetických signálů mezi vrty na skládce. K realizaci je nutné použít speciálních účelových přístrojů.

Měření teplot na povrchu skládek i ve vrtech, teplotních gradientů a tepelných toků se provádí u skládek, které mají tendenci k samozážehu (skládky komunální). Aplikují se zde odporové, termočlávkové, termistorové a radiační teploměry.

Energetická bilance povrchu skládek, zejména aktivně provozovaných, ale i náhodných, čili divokých, se zjišťuje pomocí elektrických albedometrů, pracujících na termočlávkovém nebo termistorovém principu. Cílem tohoto měření je zjistit vlastnosti povrchu z hlediska tepelné emisivity a určit, nemůže-li např. působením slunečního záření dojít k nebezpečnému nárůstu povrchové teploty. Opačným důsledkem nevhodné emisivity povrchu může být přehřátí v důsledku malé schopnosti vyzářit teplo, které se ve skládce vytváří např. hnilobnými procesy.

Obsah feromagnetických kovů na skládkách se zjišťuje geomagnetickými měřicími metodami, zejména protonovými magnetometry, popřípadě speciálními ferosondami. Měření se provádí obvykle leteckým skenováním. Přitom je nutné zajistit rozlišení přirozené geomagnetické anomálie dané lokality (pokud existuje) od mikroanomálie vyvolané skládkovým materiálem. Vyhodnocení bývá náročné a letecká měření nákladná.

Měření únosnosti (ulehlosti) pokryvných materiálů na provozovaných i ukončených skládkách se provádí metodami elektrické penetrometrie. Tyto údaje dávají informaci, která má vztah k pozdějšímu využití oblasti skládky po patřičné zavažce a úpravě povrchu např. pro stavění budov, které v závislosti na svém charakteru potřebují určitou pevnost podloží.

Omezování negativních vlivů skládek

Ovlivňování životního prostředí skládkami je velmi rozsáhlé. Řadě lokálních vlivů lze zabránit správným provozem. Zatímco řadu případů ohrožování životního prostředí lze odstranit nebo omezit jen komplexním přístupem (organizačními opatřeními, moderními technologiemi zamezujícími vzniku negativních vlivů, zpracováním skládkového plynu a pod).

Skládkování zvláště nebezpečného odpadu

U zvláště nebezpečného odpadu dříve, než se uloží na skládku, je nutné zajistit, aby se škodliviny nemohly uvolnit do prostředí. K tomu slouží solidifikace. Pro solidifikaci se využívají následující postupy:

Cementace je postup, při kterém se odpad za přídavku písku a retardačních činidel mísí ve vhodném poměru s cementem. Cementace je vhodná především pro anorganické materiály, jako je popílek ze spalovacích procesů, odvodněné kaly z čistíren, zbytků z odpařování nadbilančních vod atd. Provádí se za normálních teplot, s použitím běžných typů zařízení.

Bitumenace vyžaduje předchozí zpracování odpadů v rotorových odparkách, ve kterých se odpaří nadbytečná voda a odpad se přímo promíchá s bitumenem. Pro suché odpady je možné použít míchacích reaktorů. Bitumenace je vhodná především pro fixaci kalů a kapalných koncentrátů. Provádí se za zvýšené teploty a její produkt je velmi rezistentní vůči vyluhování vodou.

Vitrifikaci se vytváří odpad se sklotvornými látkami např. s odpadovým sklem (fritou). Vitrifikace se dá použít i pro spalování organických materiálů. Vitrifikaci popílku, při 1 200 °C, lze po kondenzaci par chlazených vzduchem získat koncentrát, obsahující Zn, Pb, Cu, Ag, Cd.

Fixace se aplikuje v případech, kdy je nutné snížit loužitelnost odpadu v podmínkách trvalého uložení. K fixaci se používá sádra.

2.3.4 Spalování

Jedním ze zákonem povolených způsobů likvidace odpadů je spalování. Ve speciálně zkonstruovaných zařízeních mohou být spalovány odpady průmyslové, komunální i odpady ze zdravotnických zařízení.

Spalovací proces (technologický postup manipulace s vlastním odpadem, škvárou a zbytky z čištění kouřových plynů, jakož i vlastní postup čištění kouřových plynů), musí být proveden tak, aby se splnily všechny zákonné předpisy. Předností tohoto způsobu likvidace odpadů je možnost využít spalovacích zařízení jako zdroje odpadního tepla (páry nebo horké vody).

Spalování je způsob likvidace odpadu, který volí mnoho ekonomicky vyspělých zemí²¹. V současné době je ve světě v provozu na 2400 spaloven odpadů a ve výstavbě je dalších 150 s převažujícími technologiemi roštového a v budoucnu i fluidního spalování. Např. v SRN se dnes spaluje asi 33 %, ve Švýcarsku 80 %, ve Švédsku 55 % celkové produkce odpadů.

Spalovny fungují jako chemický syntetizér. Teoreticky spalovny přeměňují pomocí tepla složité organické sloučeniny převážně na CO₂ a vodu. Při teplotách v rozmezí 400 – 1600 °C se organické molekuly rozpadají na základní atomy. Spaliny při své cestě kouřovými cestami a komínem ochlazují. Některé atomy se znovu slučují a vytvářejí nové a často ještě nebezpečnější sloučeniny. Tyto nové chemické sloučeniny mohou být dokonce jedovatější než původní spalovaný odpad. Produkty nedokonalého spalování (PIC) vytvářejí při spalování skupinu chemických látek známou jako organohalogeny. Studie ukazují, že působení těchto sloučenin může vyvolávat rakovinu, vrozené defekty, spontánní potraty a otravy plodu. Tyto látky mohou také poškozovat reprodukční soustavu, způsobovat sterilitu, oslabit imunitní obranný systém, poškozovat játra a ledviny a zapříčinit poruchy chování.

Je-li v odpadu přítomen chlor, vzniká spalováním vysoce agresivní kyselina chlorovodíková (HCl) a nebezpečné chlorované uhlovodíky jako dioxiny a furany. Při spalování kapalin a pevných látek vzniká popel. Když jsou v odpadu obsaženy sloučeniny kovů nebo nehořlavé materiály, ty jsou buď nitrovány v kouřových plynech, nebo zůstávají v popelu, nebo odpadních vodách. Kovy jako olovo, arzen a chrom mohou být po spálení dokonce jedovatější než před ním. Chrom před spálením vyvolává např. dermatitidy, zatímco po spálení mohou oxidy tohoto kovu způsobovat rakovinu.

Ve spalovnách odpadu jsou ze zákona sledovány emitované škodliviny, jako prach, oxidy síry a dusíku, oxid uhelnatý, halogenovodíky a široké spektrum organických sloučenin. Dále jsou monitorovány polycyklické aromatické uhlovodíky, z nichž benzo(a)pyren je pokládán za prokázanou rakovinotvornou látku. Spalováním PCB a plastických hmot vznikají za určitých podmínek skupiny polychlorovaných látek, dioxiny²².

Systematická měření všech chemických látek emitovaných ze spaloven se většinou

²¹ Malešická spalovna disponuje čtyřmi linkami. Každá má smluvně garantovanou provozní spolehlivost 7000 hodin za rok. Původně se počítalo s tím, že jedna linka zpracuje 15 tun odpadu za hodinu, ale vzhledem k vyšší výhřevnosti odpadu je to jen 12 tun. Celková kapacita spalovny je 336000 tun odpadu za rok, který může spalovna ekologicky zlikvidovat. Spalovna je schopna zlikvidovat veškerý domovní odpad i část tzv. živnostenského odpadu, který vzniká v hlavním městě. Při maximálním výkonu vznikne ve spalovně 70 tisíc tun škváry ročně. Objem likvidovaného odpadu se díky spalovně zmenší desetkrát a hmotnost třikrát.

²² Naše legislativa, daná vyhláškou č. 117/1997 Sb., nemá zatím pro tuto skupinu látek, stejně jako většina zemí EU, emisní limity. V některých západních zemích však platí norma, která za limitní hodnotu pokládá 0,1 ng.m⁻³. V roce 2005 se očekává v EU ze všech spaloven produkce 11 g dioxinu. Spalovna v Praze Malešicích produkuje 1 513 624 mgTEQ za rok.

neprovádějí. Spalovny obvykle pracují na základě odhadů, pravděpodobností a laboratorních simulací.

Pro hodnocení výkonu spalovny se používají dva vzorce, které jsou založeny na teorii účinnosti spalování (CE) a účinnosti destrukce a odstraňování (DRE). Koeficient účinnosti spalování hodnotí provoz spalovny podle měření CO a CO₂ v kouřových plynech. Obsah CO indikuje nedokonalé spalování. Růst obsahu CO₂ odráží růst přítomnosti nespáleného materiálu. I když je dosaženo průměrné účinnosti spalování (CE) 99,99 %, zůstává v nespáleném odpadu, stále velké množství škodlivin, které se dostávají do okolního prostředí.

Účinnost destrukce a odstraňování vyžaduje vzorkování a analýzu několika předem zvolených sloučenin nazývaných základní nebezpečné organické složky (POHC). Obvykle se na testování asi šesti POHC odebírá dva až pět vzorků. Pokud v emisích po spálení nejsou zjištěny POHC, je spalování považováno za účinné.

Destrukce základních nebezpečných organických složek (POHC) neznamená, že všechny sloučeniny obsažené ve spalovaném materiálu byly zničeny. Ve vzorcích mohou být přítomny i další látky, které se do analýzy nezahrnují. V úvahu se také nebere vznik produktů nedokonalého spalování.

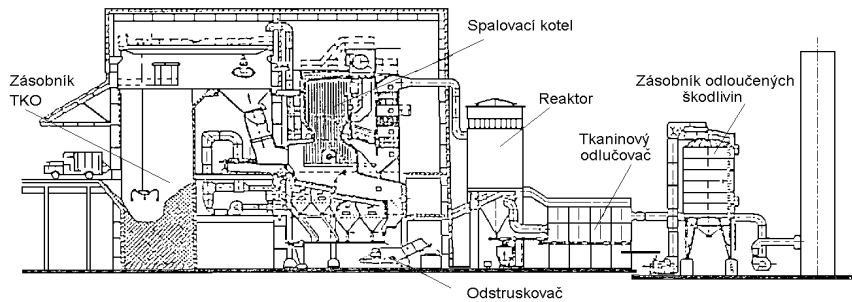
Proces spalování ve skutečnosti hmotu neničí. Mění pouze její chemické složení, objem a toxicitu spalovaných látek. Přeměnou pevných a kapalných odpadů na plynné emise spalovny do jisté míry objem odpadu zvětšují, neboť se plynné spaliny mísí se vzduchem. Toxický popel a voda z praček kouřových plynů zůstávají jako vedlejší produkty, které vyžadují další likvidaci.

Spalování průmyslového odpadu

Surovina pro spalovny nebezpečných průmyslových odpadů je složitá směs vedlejších produktů, pocházející z výroby nebo z používání výrobků jako např. chlorovaná rozpouštědla, pesticidy, PVC, různá barviva, farmaceutické výrobky a kovy. Spalovny také často spalují zakázané výrobky jako pesticid DDT, halogenované uhlovodíky (freony), používané v aerosolových sprejích, a polychlorované bifenyly (PCB), využívané v elektrických transformátorech.

Pro spalování průmyslového odpadu v množství 0,2 – 5 t·h⁻¹ se používají rotační pece s návaznou dohořivací komorou, kotlem a zařízením na čištění kouřových plynů. Spalovány mohou být prakticky všechny druhy odpadů v jakékoliv formě, protože velikost a konstrukční řešení jednotlivých zařízení se provádí individuálně v závislosti na jejich skladbě. Vzniklá škvára a zbytky z čištění kouřových plynů se ukládají na skládkách, odpadní teplo slouží k výrobě páry nebo horké vody.

Čištění kouřových plynů je prováděno dvoustupňovou absorpční vypírkou spalin s použitím roztoku hydroxidu sodného jako aditiva. Nasycený absorbent se z absorpčního okruhu odvádí do zařízení na úpravu odpadních vod, kde se přidávkem hydroxidu vápenatého vysráží zachycené škodliviny. Po filtraci se odváděný kal deponuje. Zachycený chlorovodík tvoří rozpustné sloučeniny a proto se část filtrátu likviduje vypouštěním do recipientu. Hlavní podíl vyčištěných vod se vrací zpět do procesu.



Obr. 63 Spalovna komunálního odpadu

Spalování komunálního odpadu

Typické uspořádání spalovny komunálního odpadu je na obr. 63. Odpad přivážený do spalovny je skladován v zásobníku a bez jakékoliv úpravy podáván do roštového kotle. Vzniklá škvára je po eventuálním odloučení železa odvážena na skládku. Kouřové plyny jsou zbavovány popílku a čištěny v návazném zařízení polosuchou, mokrou nebo suchou metodou, pracující s vápnem. Vzniklé odpadní produkty jsou deponovány na skládce.

Čištění kouřových plynů polosuchou metodou

Kouřové plyny jsou vedeny do reaktoru, kde je rozstříkována vápenná suspenze. Částičky vápna reagují s plynnými škodlivinami za současného odpařování vody. Vzniká suchý produkt reakce, zachycovaný v reaktoru a následně zařazeném tkaninovém filtru. Vyčištěný plyn odchází přes komín do atmosféry, reakční produkt je dopravován do zásob a odtud odvážen na skládku.

Čištění kouřových plynů mokrou metodou

Kouřové plyny jsou vedeny do negenerativního výměníku tepla a následně do dvoustupňového absorbéru. V prvním stupni dojde k částečnému odloučení zbytku popílku a zachycení podstatné části HCl, HF a SO₃, v druhém stupni se zachycují zbytky HCl, HF a převážná část SO₃ vápennou suspenzí. Zareagovaná suspenze a část absorberu z prvního stupně se odvádí na úpravnu odpadních vod, kde se zachycené škodliviny vysrážejí a odvodní na filtru. Po filtraci se odvodněný kal deponuje a filtrát vypouští do recipientu. Z absorberu odcházejí vyčištěné spaliny přes negenerativní výměník tepla do komína.

Čištění kouřových plynů suchou metodou

Kouřové plyny jsou vedeny do dvoustupňového reaktoru. V prvním stupni nejprve dojde k ochlazení spalin přímým vstřikem vody, která se odpaří. Ve druhém reakčním stupni je do spalin dávkováno hašené vápno v pevné formě. Odpadní produkt je odváděn ze spodní části reaktoru.

Vyčištěné spaliny se odvádějí z horní části reaktoru do tkaninového filtru a odtud do komína. Odpadní produkt z reaktoru a z filtru je dopravován do zásobníku. Před tkaninový filtr je možné zařadit jednotku vstřikování aktivního uhlí. Účelem je snížení obsahu dioxinů ve vyčištěných spalinách. V případě zařazení jednotky vstřikování aktivního uhlí, dosahuje koncentrace dioxinů 0,1·10⁻⁶. Typické hodnoty emisí po čistících postupech jsou v tab. 46.

Koncentrace (mg.m ⁻¹)			
Spaliny		Těžké kovy	
prach	10–30	1. třída	0,2
HCl	15–25	2. třída	1
HF	1	3. třída	5
SO ₂	50–150		

Tab. 46 Hodnoty emisí ve vyčištěných spalinách

Spalování odpadů ze zdravotnických zařízení

Tento postup je prakticky jediným možným způsobem likvidace biologického odpadu s ohledem na možnou bakteriologickou a virovou kontaminaci. Ve vazbě na poměrně malá množství tohoto odpadu jsou používány pece se spalovacím výkonem od 20 kg·h⁻¹. Spalovny pracují kontinuálně nebo ve dvouhodinových spalovacích cyklech. Spalovací teplota je regulována v rozsahu 850 – 1200 °C.

U spaloven odpadů ze zdravotnických zařízení je kladen zvýšený požadavek na čistotu kouřových plynů a vzniklé odpadní produkty. Čištění plynů je prováděno dvoustupňovou absorpční vypírkou spalin s použitím roztoku hydroxidu sodného jako aditiva.

2.3.5 Recyklace odpadu

Příroda odpad nezná. V živé přírodě se látky vracejí do koloběhu, recyklují. Jsou recyklovány všemi biogeochemickými procesy. Na každém stupni ekosystému je určitá látka předmětem řady chemických reakcí. Po vyčerpání potřebných živin a energie jsou zbytky, produkty metabolismu nebo mrtvá těla samotných organismů novým zdrojem látek a energie. Z průmyslového hlediska nejsou odpady nic jiného než výrobním a spotřebním procesem prošlá původní látka. Je tedy zřejmé, že je v odpadech skryto obrovské množství využitelných surovin a energie.

Recyklace je jednou z možností, jak se zbavit odpadu. Téměř do středověku používal člověk převážně přírodní materiály. Odpad buď sám recykloval, nebo mu k recyklaci pomáhaly děje v přírodě. Materiály, které užívají lidé dnes, jsou ale přírodními procesy velmi obtížně recyklovatelné.

Základem recyklace je třídění odpadu, nejlépe už u jeho původce. V odpadní „surovině“ musí být co nejméně přimíšenin, musí být snadno transportovatelná a technologicky nepřilíživě náročně zpracovatelná. Třídění smíšeného odpadu je technologicky, a tedy i finančně velmi náročné a umožňuje vytrdit jen velmi málo látek pro další zpracování. Pro recyklaci jsou proto vhodné tradičně sbírané kovy, sklo a papír. Pro velkou různorodost a chemické složení je prakticky nemožné ve velkém sbírat a recyklovat plasty, i když určité pokusy jsou činěny s PET lahvemi.

Význam recyklace

Snižující se zdroje surovin a negativní ovlivňování životního prostředí odpady si vyžaduje nové přístupy k získávání základních materiálůvých zdrojů pro výrobu. Např. důsledkem trvalého využívání vzácných a drahých prvků je nevratná ztráta těchto materiálů. Typickým příkladem je úbytek zlata. To se nyní těží z přírodních zdrojů s nižším obsahem ryzího kovu a technologiemi, které značně zatěžují přírodní prostředí. Přitom spotřeba zlata neustále roste (zejména v elektrotechnickém průmyslu) a zároveň narůstá elektronický odpad.

Další rozměr získává recyklace v souvislosti s odsiřováním a snižováním prašnosti ze spalovacích procesů. Jestliže nebudou takto získané látky dále zpracovány jako druhotné suroviny, stanou se odpadem, který nebude zatěžovat ovzduší, ale jeho nepříznivý vliv na životní prostředí nepomine.

Pro řadu výrobních procesů se mění odpad na druhotnou surovinu. Bud se částečně vrací do výrobního procesu a zlepšuje se tak výtěžek procesu (např. vracení prachového úletu z granulace zpět do granulátoru), nebo odpadová látka slouží jako (druhotná) surovina v jiné výrobě. Recyklace je potom účinnou formou likvidace vznikajícího odpadu. Legislativa některých zemí ale považuje takový „přechodný odpad“ za odpad se všemi důsledky pro původce, nezpracovává-li se okamžitě u výrobce. Za recyklaci se tedy nepovažuje postup, je-li látka využita v jiném závodě a v jiné výrobě. Také recyklace použitých obalů, využitých baterií apod. je recykací pouze v širším slova smyslu.

Vedle vyjmenovaných pozitiv recyklačních koncepcí je nutné se zmínit o nedostatku, spojeném s recyklací odpadu. Za současného stavu technologií je totiž většinou recyklace ekonomicky neefektivní.

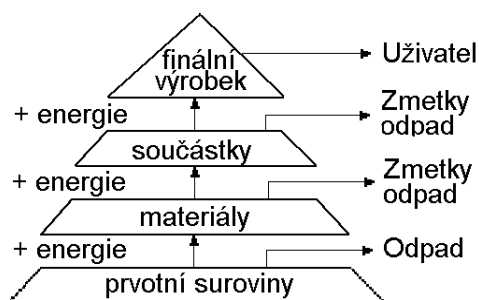
Způsoby recyklace

Recyklaci lze rozdělit do dvou zásadních postupů, které jsou vzájemně provázané. Do prvního patří využití dílů likvidovaných zařízení pro další generaci výrobků (*repase*). Důležitou roli v tomto případě sehrává průmyslový design. Např. u počítačů to znamená navrhnout skříně, panely a další konstrukční díly tak, aby se daly využít v inovovaném výrobku. Vyžaduje to optimalizaci konstrukce pro vícegenerační využití dílů (adaptibilita) a provedení výrobku tak, aby se dal snadno rozebrat (DFD).

Pro uplatnění tohoto přístupu je nutné vytvořit ekonomické podmínky a naklonit pro tento postup společenské podvědomí (soutěžní akce a morální propaganda o životním prostředí).

Druhý postup (*vlastní recyklace*), využívá odpad jako materiál pro další zpracování. Z hlediska recyklace lze materiály využitelné pro další použití rozdělit do několika skupin, a to na materiály:

- vzácné (Au, Ag, Pd, Ta apod.),
- nebezpečné pro životní prostředí (Be, As, F),
- charakteru druhotných surovin (plasty, pryže).



Obr. 64 Výrobní pyramida

Využitelnost odpadů pro recyklaci materiálů je dána jejich koncentrací a separací. Koncentrované odpady jednoho druhu nebo snadná separace recyklaci značně usnadňuje. Pokud jde o oddělování jednotlivých komponentů, tak tento aspekt je nutno vložit do zařízení již v etapě návrhu součástí nebo zařízení. To znamená např. u elektronických obvodů zajistit přístup k povlakům z Au, u oxidu berylia možnost snadného odstranění bez destrukce, u baterií snadné oddělení jednotlivých materiálů atp.

K využití vysloužilých zařízení a zpracování odpadu z výrobního procesu může docházet na

několika úrovních:

- výrobek může být použit v méně náročné aplikaci,
- vysloužilý výrobek může být zdrojem součástek,
- součástky vyrobené z jediného materiálu mohou být zdrojem materiálu,
- výrobky, součástky a materiály lze využít jako zdroj prvotních surovin.

S výjimkou první možnosti, představují všechny další varianty alespoň jeden krok dolů ve

výrobní hierarchii (obr. 64).

Při každém takovém kroku je ztracena užitná hodnota získaná vytvořením výrobku. Stejně tak je většinou ztracena i energie vložená do výroby tohoto výrobku. Kromě toho většina recyklačních postupů ještě energii spotřebovává např. na dopravu, demontáž, přetavení apod. (výjimku představuje jen získání energie ze spalitelných materiálů). Při recyklaci se stejně jako ve výrobním procesu objevují odpadní produkty.

Recyklace může probíhat v uzavřené nebo otevřené recyklační smyčce. Uzavřenou smyčkou je myšlen postup, kdy se součástky nebo materiály využívají při výrobě podobných výrobků, z jakých byly vymontovány. Otevřená recyklační smyčka znamená využití součástek a materiálů v odlišném typu výrobku. Obvykle je také spojena s větší ztrátou hodnoty výrobku. Tento proces se někdy nazývá recyklace směrem dolů, anglicky označovaném jako „downcycling“.



Obr.65 Recyklační pyramida

Při recyklačním procesu by mělo docházet k co nejmenší ztrátě energie a snížení užitné hodnoty výrobku. Důvodem je minimalizace zatížení životního prostředí a maximalizace finančního zisku. Tyto požadavky respektuje tzv. recyklační pyramida, která v jednotlivých stupních obsahuje (obr. 65):

- opětný prodej (bez jakýchkoliv úprav),
- opravu, renovaci,
- získávání součástek,
- recyklaci materiálu,
- spalování (s energetickým ziskem),
- skládkování.

Přednostně by měly být při zpracování odpadu využívány postupy z vrcholu pyramidy. Jen v případech, kdy je to nemožné nebo neekonomické lze využít nižších pater recyklační pyramidy. Přesto všechny výrobky i součástky jednou totálně zastarají, či jsou poškozeny tak, že jsou neopravitelné. Potom musí být použity postupy ze spodních pater pyramidy.

Výrobová recyklace

Principy výrobové recyklace lze nejlépe ukázat na zpracování elektronického šrotu. V první fázi výrobové recyklace se provádí mechanickými způsoby oddělení masivních konstrukčních dílů. Druhá fáze představuje vyjmutí diskrétních dílů a součástek. Výskyt diskrétních součástek na jednom místě je nejčastější ve výrobním závodě a to ve formě zmetků nebo nežádoucích prvků. Další značné množství se vyskytuje v montážních závodech, kde jsou součástky vyřazovány např. z důvodů mechanického porušení při montáži, znehodnocení, či havarované při kontrole požadovaných parametrů konečného výrobku.

Nejrozptýlenější výskyt je u přímých uživatelů výrobků. Jejich soustředění jako odpadu je možné např. v opravnách či výrobních závodech konkrétního elektronického kompletu. Tyto „sběrný“ by odevzdané, respektive vykoupené díly odeslaly buď na specializované pracoviště, nebo do výrobního závodu elektronických součástek.

Recyklace finálního výrobku

Opětovné využití výrobku (reuse, donations) se začíná uplatňovat u výpočetní techniky. Metoda má řadu kladů. Prvním a nejdůležitějším je skutečnost, že to vede k rozšíření výpočetní techniky i do míst, do kterých by se v jiném případě vůbec nedostala. Týká se to např. různých nevýdělečných spolků či organizací, které se potýkají s nedostatkem financí. Na druhou stranu organizace poskytující tyto počítače, mají možnost se tímto levným způsobem zbavit počítačů, za jejichž likvidaci by jinak musely platit²³.

Největší překážkou opětovného prodeje je prudce rostoucí výkon při současném rychlém poklesu ceny nových elektronických výrobků, což platí zvláště u výpočetní techniky. Tento fakt tlačí cenu použitých přístrojů dolů. Na trhu je poptávka jen po skoro nových přístrojích. Navzdory těmto nepříznivým faktům musí výtěžek z prodeje, má-li se dosáhnout ziskovosti, pokrýt náklady na dopravu, skladování a kontrolu.

Rozmontování, rozebrání (demanufacturing) je proces, při kterém se shromažďují, rozebírají a prodávají cenné součásti výrobků pro opětovné použití. Firmy se např. stále více snaží znovu použít počítačové čipy, které jsou obvykle málo poruchové a výkonem postačují pro použití ve spotřební elektronice (kopírky, hračky).

Proces rozmontování usnadňuje trend, o kterém v poslední době uvažují výrobci počítačů. Jedná se o návrh výrobku tak, aby se dal snadno rozebrat (DFE). Idea DFE spočívá ve výrobě z takových komponent, které jsou složeny z látek s přesně definovaným složením a tudíž je lze později při likvidování počítače jednodušším způsobem zpracovat. Přestože je DFE stále v plenkách, je potěšujícím jevem postoj významných počítačových firem, které se k tomuto návrhu staví poměrně optimisticky. Mezi firmy, které se alespoň do určité míry snaží splňovat ideály DFE, se řadí kupříkladu IBM, Dell, Compaq nebo Hewlett-Packard.

Recyklace součástek

Elektronika, která se již nedá recyklovat jako komplet, stále v sobě obsahuje ještě množství součástek, které lze znovu použít ve výrobním procesu, nebo jako náhradní díly. Jedná se především o přístrojové skřínky, napájecí zdroje, diskové mechaniky apod. Z drobnějších součástek pak šrouby, případně některé součástky z desek plošných spojů. Součástky jsou většinou oddělovány povolováním šroubových spojů, přestřihováním drátků a vytahováním součástek. Tyto operace jsou vykonávány ručně za pomoci jednoduchých nástrojů.

Obtížnost demontáže značně závisí na konstrukci výrobku. Např. použití různých typů šroubů vyžaduje častou výměnu nástroje, přestřihávání jednotlivých drátků je časově náročnější, než přestřihnoutí jediného svazku. Výrobci se snaží zamezit těmto problémům stále častějším uplatněním principu, navrhnout výrobek tak, aby jej bylo možné snadno demontovat.

Materiálová recyklace

V případě, že rozebrané díly nelze znovu použít, mohou alespoň sloužit jako zdroje surovin pro další výrobu. Zlato, stříbro, platina a další vzácné kovy mohou udělat tuto činnost ziskovou. Plošné spoje, vodiče a další součásti obsahují také veliké množství cínu, olova a mědi. Kovové části jsou nejprve odděleny, pak rozříděny a nakonec odeslány zpracovatelům kovů, kteří je dále použijí jako velmi kvalitní surovinu.

²³ Společnosti zabývající se dopravou a ukládáním počítačové techniky na skládku si účtují částky v rozmezí od 6 do 16 \$ za kus, což v případech, kdy firma např. vyměňuje celý svůj hardwarový park, již může znamenat poměrně slušnou sumu. Největší položkou, která prodražuje uskladnění počítačového systému jako celku, je uskladnění monitoru. Odhaduje se, že z výše jmenované částky je to zhruba 3 až 10 \$.

Plasty

Jako příklad recyklace plastů může posloužit recyklace vyřazených chladniček a ledniček. Vymontovaná tepelná izolační výplň z těchto zařízení se mele na jemnou moučku. Poté se zbaví nadouvacího prostředku (obvykle freonu) a pod tlakem za tepla se lisuje do desek. Následuje vakuové sváření desek s plastovou fólií, která nepropouští plyny. Takto vzniklé vakuové izolační panely mají tloušťku kolem 25 mm a více než dvojnásobnou izolační schopnost vůči teplu ve srovnání s běžnými tepelnými izolačními výplněmi např. s polyuretanem (PUR).

Jako jiný příklad recyklace plastů se dá uvést zpětné přepracování kompaktních disků (CD), a jiných nosičů dat vyráběných z polykarbonátů. O přísun této suroviny není nouze, vezme-li se v úvahu, že jenom trh s CD za rok ve světě obnáší kolem dvou miliard disků. Sebrané CD se soustřeďují ve speciálním závodě, kde se třídí. Pak následuje chemická separace plastových a ostatních součástí disků. Od základního nosiče z polykarbonátu se odpařuje vrstva hliníku a ochranného laku a nátisk. Zbylý čistý polykarbonát se zpracovává na nový makrolon anebo jiný polykarbonát.

Termoplasty

V průběhu životního cyklu výrobku jsou plasty vystaveny vlivům životního prostředí. Ty mohou mít za následek degradaci materiálu. UV záření, oxidace a mechanické namáhání při používání výrobku může být příčinou roztrhání molekulárních vazeb. Může docházet k úbytku zušlechťujících příměsí. Antioxydanty poté co sami zoxidují, mohou ztratit svůj účinek, plastifikátory mohou časem vyprchat. Tyto nedostatky lze odstranit přidáním nových příměsí do plastového recyklátu. Takový postup ale nelze trvale opakovat, neboť materiál postupně ztrácí svou čistotu.

Při recyklaci plastů je nutné přesně vědět, o jaký materiál se jedná. Znalost základní struktury, např. PE, PVC, nepostačuje. Je důležité znát i přísady a plniva. Znečištění termoplastu i malým množstvím dalších látek může mít totiž značný vliv na vlastnosti plastu. Nejjednodušší způsob identifikace plastů je vylisování kódu materiálu přímo do výrobku. Dnes se takto běžně označuje základní typ použitého plastu. Toto označení však neříká nic o dalších přísadách. Užitečné by bylo značit plasty chemickým složením či obchodním názvem hmoty.

Obecně se recyklace plastů provádí jako materiálová, chemická a surovinová. *Materiálová recyklace* je zvláště vhodný postup pro termoplasty. Zahrnuje procesy od nejjednoduššího mletí upotřebovaných výrobků a následné tepelně mechanické zpracování, až po kompatibilizační postupy v tavenině. Obecně je materiálová recyklace založena na dodávce tepelné a mechanické energie a additiv (stabilizátorů, barviv případně i plniv) pro přetvoření odpadní suroviny na nový materiál s mechanickými i estetickými vlastnostmi blízkými panenskému polymeru. Může-li recyklát v dané oblasti nahradit v aplikační oblasti hodnotný panenský plast, tedy má-li požadovanou jakost, je ekonomická bilance této recyklace příznivá.

Kvalita recyklátu je silně závislá na charakteru vstupní suroviny. Recyklace typově nebo druhově tříděného plastového odpadu je poměrně široce využívána již v závodech pro výrobu a zpracování plastů při zhodnocování tzv. technologického odpadu. Tento typ odpadní suroviny je obvykle složen z materiálu odpadajícího jako nezbytný důsledek vlastního výrobního nebo zpracovatelského procesu. Odpadní surovina je v nejjednodušším případě pouze rozemleta, obvykle je však znovu granulována. Získaný recyklát je pak přidáván k panenskému polymeru a opětovně zpracován na konečný výrobek. V některých případech je nutné nahradit částečný úbytek tepelných stabilizátorů polymeru po jeho prvotním zpracování, čili stabilizovat recyklovaný materiál.

Materiálová recyklace není racionálně využitelná pro všechny druhy odpadních plastů. Některé polymery jsou při opakovaném zpracování náchylné k degradaci, což komplikuje jednak samotné technologické provedení recyklace a jednak významně zhoršuje kvalitu recyklátu. Dalším faktorem, komplikujícím využití materiálové recyklace, je požadavek na poměrně vysokou čistotu vstupní suroviny. V takových případech může být racionálním východiskem chemická recyklace.

Chemická recyklace je založena na chemickém rozkladu polymeru na produkty o podstatně nižší molární hmotnosti (oligomery), nebo až na monomerní jednotky a dalším chemickém zpracování takto získané suroviny. Nejvýznamnější výhodou tohoto způsobu recyklace jsou poměrně nízké nároky na čistotu vstupní suroviny. Nevýhodou jsou naopak poměrně vysoké investiční náklady na technologické zařízení. Praktická uskutečnitelnost chemické recyklace je proto jen v podmínkách chemického průmyslu ve spojení s již existujícími procesy (např. s polymerační jednotkou).

Nejjednodušším případem chemické recyklace je tepelná depolymerace. Některé polymery při vysokých teplotách podléhají degradaci tzv. zipovým mechanismem, kdy se z konců polymerních řetězců postupně odštěpují monomerní jednotky. Získané monomery je možné po vyčištění bez zvláštních problémů opět polymerovat na panenský polymer původní kvality.

Praktického významu doznaly procesy založené na rozkladu polykondenzátů účinkem vybraných nízkomolekulárních látek. Tímto postupem, nazývaným solvolýza, je možné recyklovat materiály na bázi polyamidů (PA), polyurethanů (PU) a zvláště pak lineárních polyesterů, např. polyethyltereftalátu (PET) a polybutyltereftalátu (PBT). Podstatou solvolytického rozkladu je obrácení vratné polykondenzační reakce směrem k odbourávání monomerních jednotek z řetězců polymeru.

Ekonomická bilance chemické recyklace je negativně ovlivněna hlavně vysokými investičními náklady. Investovat do výstavby specializované recyklační jednotky je ekonomicky schůdné pouze v případě bezpečného zajištění dostatečného objemu vstupní suroviny a příslušného odbytu produktů. Praktické zkušenosti ukazují, že spodní hranicí rentabilnosti jednotky na recyklaci PET je kapacita cca 50 kt·rok⁻¹. Za předpokladu, že odpad je dodáván do recyklačního závodu za nulovou cenu (např. na náklady producentů odpadu), jsou výrobní náklady na tunu PET z odpadní suroviny zhruba stejné jako v případě jeho výroby z původních petrochemických surovin.

Principem *surovinové recyklace* jsou termicky destrukční procesy, rozkládající polymerní složky vstupní suroviny na směs plyných a kapalných uhlovodíků. Výstupními produkty surovinové recyklace jsou tedy energeticky využitelný plyn a směs kapalných uhlovodíků, využitelných jako topné oleje, nebo jako petrochemická surovina. Surovinová recyklace nachází uplatnění u silně znečištěných směsí různorodých plastových složek, např. z frakce komunálního plastového odpadu, kdy už není prakticky možné získat recyklací hodnotnější materiál, než vlastní surovinovou bázi.

Surovinové zhodnocení odpadních plastů může být provedeno chemickým postupem hydrogenace (vysokotlaký katalytický proces), nebo pyrolýzy (nízkotlaký proces, vyšší teplota). Produktem hydrogenačních procesů jsou převážně kapalně uhlovodíky. Pyrolýzní procesy vedou k plyným produktům a koksu.

Posledním způsobem surovinové recyklace je energetické využití jinak nepoužitelného plastového odpadu. Podstatou metody je společné spalování odpadního plastu s uhlím ve speciálně navržených topeništích. Užitečným výstupem je tepelná energie. Vhodně navržené topeniště a technologické podmínky spalování vylučují možnost vzniku toxických plyných produktů vznikajících při spalování plastů, např. dioxinů. Ekologicky závadné produkty spalování, vznikající zejména z PVC, polyamidů, polyurethanů a pryží, jsou ze směsi spalin

vhodně neutralizovány převedením na pevnou formu. Např. chlorovodík uvolněný spalováním PVC, je vázán do tuhého chloridu vápenatého, síra z pryží na inertní síran vápenatý (sádra do stavebnictví) a oxidy dusíku z polyamidů jsou převedeny na nezávadné dusíkaté soli.

Velká část plastů používaných v elektrotechnice, obsahuje retardéry hoření. Tato skutečnost může skutečný energetický zisk ze spalování odpadních plastů výrazně snížit. Každopádně spalování by mělo přijít v úvahu vždy až jako poslední alternativa, neboť dochází ke ztrátě veškeré hodnoty, která byla do plastu při výrobě uložena.

Reaktoplasty

Reaktoplasty jsou jedny z nejméně recyklovaných materiálů současné elektroniky. Obvykle nejsou nijakým způsobem separovány od kovů. DPS jsou spáleny v tavicích pecích při získávání mědi, nebo jsou spáleny ve spalovnách TKO. Produkty spalování nejběžnějšího retardéru hoření polybromovaného bifenolu obsahují vysoce jedovaté látky, včetně polybromovaných dioxinů a kyseliny bromové. Tvorbu těchto produktů lze do jisté míry potlačit pečlivou kontrolou teploty spalovacího procesu a čištěním kouřových plynů. Obavy z těchto nebezpečných plynů podněcují vývoj bezhalogenových retardérů hoření, jejichž spalování je bezpečnější.

I přes uvedené obtíže existují způsoby, jak odpadní reaktoplasty zužitkovat. Podstatnou a velmi cennou složkou reaktoplastů jsou velmi kvalitní anorganická plniva např. oxid křemičitý, skleněná vlákna. Tyto složky lze získat buď pyrolýzou reaktoplastů, nebo rozleptáním polymerové matrice.

Reaktoplasty lze recyklovat i mechanicky, jejich rozbroušením brusným kotoučem na jemné částice. Tyto částice lze použít jako plnivo při výrobě nových DPS. Toto plnivo má sice oproti čistě anorganickým plnivům poněkud horší vlastnosti, avšak jeho výroba je podstatně levnější. Navíc při tomto způsobu recyklace nevznikají žádné nebezpečné látky.

Recyklace reaktoplastů je stále z větší části ve stádiu experimentů a plnou průmyslovou aplikaci výše uvedených postupů recyklace nelze v brzké době očekávat. Jsou vyvíjeny vysokoteplotní termoplasty, které by mohly reaktoplasty nahradit.

Kovy

Kovy jsou jedinými elektrotechnickými materiály, které jsou již dlouhá léta recyklovány. Odhaduje se, že 50 % hliníku, 50 % mědi, 60 % olova a 41 % zinku spotřebovaného v Evropě je recyklováno.

Konstrukční části z kovů jsou skřínky, šasi, mechanické části, šrouby, nýty atd. Nejběžnějšími kovy jsou ocel, hliník a v menší míře slitiny niklu, chrómu a hořčíku. Některé součástky jsou pro lepší korozní odolnost pozinkovány. Cena těchto materiálů je poměrně nízká a úspěch jejich recyklace spočívá ve zpracování velkého množství odpadu s co nejnižšími náklady. Kovový šrot je přidáván do tavicích pecí jako přímá náhrada rudy. Nezáleží příliš na čistotě materiálu, i když existují nežádoucí příměsi, které lze z roztaveného kovu těžko odstranit, např. měď.

Nedůležitějším materiálem pro všechny druhy *vodivých spojů* (dráty, kabely, vinutí elektrických strojů) je měď. Jedná se o poměrně cenný kov. Vysloužilá zařízení s větším obsahem mědi jsou proto vykupována. Recyklace mědi probíhá přetavením. V případě nutnosti lze běžnými metodami třídění oddělit nežádoucí příměsi jako plastové izolace, nebo ocelová jádra. I přes složité čištění odpadních plynů není zcela jisté, zda dojde k zachycení všech nebezpečných spalin z nekovových příměsí, hlavně z izolací.

Velkým zdrojem mědi jsou desky plošných spojů. DPS obsahují ale vedle mědi značné množství dalších kovů v různých koncentracích. Nelze však stanovit nějaké typické zastoupení kovů na DPS, neboť to se liší podle použitých součástek a konkrétních aplikací. Základní materiály jako železo a nikl se nacházejí ve většině elektronických součástek. Pájka je přítomna na vývodech součástek a na měděných vodivých cestách. Pájkou je nejčastěji slitina cínu a olova. Další materiály se nacházejí v jednotlivých součástkách, např. tantal v elektrolytických kondenzátorech. Některé DPS obsahují takové množství zlata, stříbra a platiny, že se vyplatí užít složitých metalurgických procesů k jejich získání.

Při získávání mědi z DPS (se součástkami, nebo zbavených součástek), lze využít stejných postupů jako při získávání mědi z jiného odpadu (kabelů, drátů, trubek apod.) využitím roztavení materiálu. Lze tak získat měď dostačující kvality pro běžné aplikace. Ostatní kovy v odpadu se od mědi oddělí ve formě oxidů a kalů, které jsou následně dále zpracovány.

Sklo

Velké procento skla v elektronických aplikacích tvoří obrazovky²⁴. Ze všech elektronických prvků je ale recyklace obrazovek nejméně úspěšná. Na trhu s odpadem představují obrazovky takřka jedinou komoditu přinášející ztrátu. Tato situace má mnoho příčin. V první řadě se jedná o problémy při manipulaci:

- v obrazovce je vakuum a při špatné manipulaci může nastat imploze,
- nebezpečí rozbití skla vyžaduje bezpečnostní opatření,
- olovo obsažené ve skle a luminiscenční povlak činí z obrazovek nebezpečný odpad, z čehož pramení i potíže při mezistátní přepravě.

Za druhé – obrazovky nelze opakovaně použít nebo opravovat. Vakuum, elektronové dělo a luminiscenční povlak se provozem postupně znehodnocují. Vyměnit hrdlo obrazovky a elektronové dělo je sice možné. Lze obnovit i vakuum. Tato oprava se ale vyplatí jen pro velmi drahé obrazovky např. v lékařských přístrojích nebo radarech.

Třetí problém představují materiály užívané v obrazovkách. Jediným snadno recyklovatelným materiálem jsou měděná vinutí. Fosforový luminofor lze ze stínítka smýt, ale neexistují žádné příklady dalšího využití tohoto materiálu. Sklo je běžně recyklovatelné, avšak vysoký obsah těžkých kovů v obrazovkovém skle tuto recyklaci omezuje.

2.3.6 Likvidace komunálního odpadu

V souladu s Kategorizací a katalogem odpadů je komunální odpad považován za zvláštní odpad (kromě uličních smetků a odpadu ze zeleně), s kterým je nutné nakládat podle zvláštního režimu. V katalogu je tuhý komunální odpad (TKO) rozčleněn na následující druhy:

- domovní odpad z domácností,
- ostatní odpad z obcí podobný domovnímu odpadu,
- odděleně vytríděný domovní odpad s obsahem škodlivin,
- objemný odpad z domácností,
- ostatní objemný odpad z obcí,
- uliční smetky,
- odpad ze zeleně.

²⁴ Každoročně se na světě vyřadí přibližně 10 milionů počítačů, z nichž přibližně 1,5 milionů skončí na skládkách a další nezanedbatelná část pouze bez užitku zabírá místo v různých kancelářích. Tento počet se bude díky rychlému vývoji v oblasti výpočetní techniky s přibývajícimi roky neustále zvyšovat

Nakládání s komunálním odpadem

Předpokladem pro surovinové využití TKO a ekologické zacházení s tímto druhem odpadu je jeho cílené podchycení. K realizaci tohoto záměru je nutné vytvořit příslušné podmínky. Ty budou rozdílné pro jednotlivé druhy osídlení (město, venkov, vilová či centrální část města). S lokalitou souvisí měrné množství TKO produkované v dané oblasti (tab. 47).

Látková skupina	Typ zástavby		
	centrální	vilová	vesnická
papír a lepenka	13 – 27	3 – 22	9 – 3
plasty	6 – 9	3 – 8	2 – 6
sklo	8 – 9	3 – 9	6
textil	3 – 4	1 – 3	1 – 2
dřevo	0,8 – 0,9	0,1 – 0,3	0,2 – 0,3
železo	2 – 3	1 – 3	2 – 3
neželezné kovy	0,8 – 1	0,5 – 1	0,5 – 0,7
kuchyňský odpad	15 – 16	12 – 14	6 – 10
	%		

Tab. 47 Podíl látkových skupin z hlediska typu zástavby

Komunální odpad lze shromažďovat různým způsobem. Může to být:

- a) stabilní shromažďování
 - sběrný dvůr,
 - zpětný odběr obchodem,
 - veřejně přistavený kontejner.
- b) mobilní shromažďování
 - individuální objednávka,
 - pevně stanovený termín,
 - ohlašovací, periodický list.

Každá z uvedených forem má své přednosti i nedostatky. Současná nejrozšířenější forma shromažďování, za použití veřejně přistaveného kontejneru, nezaručuje šetrné zacházení s odpadem a nevyklučuje možnost náhodného přijetí odpadů s obsahem škodlivin.

Shromažďování odpadu některým z uvedených způsobů lze realizovat prostřednictvím určitých forem. Principiálně to může být:

Úplatný sběr s kladnou cenou, čímž se rozumí výkup, který se běžně provádí u druhotných surovin ekonomicky zpracovatelných, se ziskem při pokrytí všech nákladů (např. železné a neželezné kovy).

Dobrovolný bezplatný sběr, což je např. separovaný sběr do jednoúčelových kontejnerů, umístěných na veřejných prostranstvích, nebo v recyklačních dvorech. Je použitelný u těch druhů odpadů, které je možno zpracovat při pokrytí nákladů s tím, že tyto odpady jsou získány bezplatně a ekonomie zpracování se pohybuje na hranici ziskovosti.

Úplatný sběr se zápornou cenou je uplatňován většinou pro eliminaci zvláštních a nebezpečných odpadů s tím, že subjekt k odevzdání odpadu a zaplacení poplatku za likvidaci je motivován legislativou, tj. pod hrozbou sankce (negativní motivace).

Druh odpadu	Procentuální zastoupení	Způsob likvidace	Škodliviny
barvy, laky	48,2	spalování, deponování na skládce	těžké kovy, těkavé organické látky
baterie, akumulátory	16,3	zvláštní skladování	těžké kovy
léky, kosmetické přípravky	4,3	spalování	těžké kovy, organické látky
zářivky	1,2	recyklace	rtuť

Tab. 48 Škodliviny ve vybraném odpadu z domácností

Sběr s motivací je řešením problému požadované účinnosti bez hrozby sankcí a je použitelný především u odpadů od obyvatelstva. Týká se odpadů, které není reálné přepracovat resp. recyklovat či zneškodnit se ziskem. Do této skupiny patří především zálohování, soutěže, slosování, publicita apod. Sběr s pozitivní motivací je určitým kompromisem mezi ekologickou nutností a proveditelností, a to s přijatelnou účinností sběru, nutnou pro vlastní technické řešení.

V TKO tvoří velké procento odpadu nebezpečný odpad z domácností (tab. 48). Patří sem vyřazené rtuťové a jiné výbojky, zářivky, spínače, doutnavky, elektronky a rtuťové teploměry, suché galvanické články, zbytky barev, laků a ředidel, zbytky lepidel, tmelů, pryskyřic a impregnačních hmot, zbytky chemikálií, kosmetických přípravků, čistících a dezinfekčních prostředků, staré léky, zbytky pesticidů, upotřebené fotochemikálie, opotřebené automobilové oleje a pneumatiky a objemový odpad (televizory, chladničky, mrazničky apod.).

Třídění komunálního odpadu

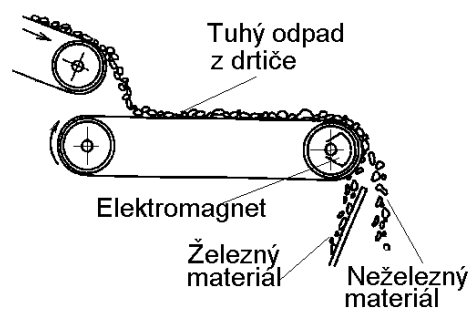
Tuhý domovní odpad, a nebo jeho vybrané složky, popřípadě i průmyslový odpad, se může dle místních podmínek uplatnit jako:

- zdroje surovin,
- palivo pro výrobu energie,
- materiál použitelný pro rekultivaci půdy.

Využití TKO jako zdroje surovin pro průmysl znamená dosud nejlepší známé využití tohoto odpadu. Zhodnocování TKO se provádí v závodech na třídění odpadů. Požadavky na čistotu se odvíjejí od způsobu využití vytříděného odpadu. Pro výrobu tepla nejsou požadavky na teplotu obvykle tak striktní, jak vyžaduje specifikace odpadů pro výrobu paliva. Využití odpadů pro rekultivaci půdy vyžaduje v dnešní době téměř vždy úpravu TKO tříděním, aby se omezil obsah nežádoucích látek v kompostu. Třídění odpadu se v praxi provádí různým způsobem.

Ručního třídění se v procesu hospodaření s tuhým komunálním odpadem používá především v místě vzniku tzv. oddělený (separovaný) sběr. V podstatě se jedná o oddělené ukládání jednotlivých druhů odpadů do oddělených sběrných nádob (např. skol, papír, plasty, kuchyňský odpad). Toto třídění lze použít i na skládkách. Nevyžaduje žádnou mechanizaci a usnadňuje provozování třídících závodů i kompostáren, kam se odpad dostává již předtříděný.

Elektromagnetické třídění se využívá především k oddělování železných kovů od ostatního odpadu nebo oddělování těžkých částic. Při úpravě odpadu



Obr. 66 Princip magnetického třídícího odlučovače

bývá magnetické oddělování železných kovů ze směsi odpadů zařazeno mezi první operace. Většina ocelového šrotu je magnetická. Aby mohl být vytríděn na jednotlivé složky, musí být oddělen od neželezných příměsí. Nemagnetické jsou nerezavějící oceli a oceli zahřáté na teplotu Curieho bodu.

Pro kvalitu odlučování železa je rozhodující velikost účinné plochy pólového nástavce, intenzita magnetického pole v dopravovaném materiálu, průběh siločar, zrnitost materiálu, podíl lepivých a ulpívajících látek, atd. Nejběžnějším typy magnetických odlučovačů jsou magnetická kladka, závěsný magnet a závěsný magnetický buben (obr. 66). Závěsný magnetický odlučovač je určen k vytrídění železných částic z dopravovaného materiálu. Zavěšuje se nad dopravní pásy, nátravné žlaby nebo skluzy a přitahuje směrem nahoru magnetické kusy železa, které se vyskytují v sypkých materiálech. Ze závěsných magnetů je železo plynule odhazováno.

Elektromagnetická pásová kladka je instalována do tratí sestávající z dopravních pásů. Používá se hlavně u sypkých materiálů všeho druhu a lze je dodatečně instalovat jako hnací nebo vratné kladky na odhazovacím konci pryžových dopravních pásů. Lze ji také použít i při úpravě strusky k oddělování magnetických složek od nemagnetických. Silové pole vyvíjené elektromagnetickou pásovou kladkou je účinné na celé povrchové ploše v oblasti dosedajícího dopravního pásu.

Čistě *mechanické třídění* využívá balistického nebo gravitačního principu. Aplikuje se při třídění odpadu na lehké (organické) a těžké (anorganické) částice. Balistický tříděč je založen na tom, že těžší částice mají delší dráhu letu a padají tedy déle než lehké. Spolehlivost odlučování i rozsah použití závisí na volbě správné rychlosti, jíž jsou odpady vrhány do odlučovací komory. Kladkový odlučovač je založen na obdobném principu, těžké materiály se odrazí od odrazové desky tak, že nemohou být unášeny kladkou a padají mimo ni. Šikmý dopravník má zase takový sklon, že těžké a pružné částice nejsou schopny udržet se na páse. Třením a působením gravitační síly se pohybují proti směru pohybu dopravního pásu. Lehké a nepružné částice jsou dopravníkem přeneseny do příslušného zásobníku.

V průmyslu se již řadu let s úspěchem používá pro oddělování jednotlivých složek suchých směsí *třídění vzduchem*. Jde o oddělení papíru, plastů a jiných organických materiálů z toku rozdrčeného odpadu. Pro třídění odpadů vzduchem se používají zejména následující druhy:

- vibrační vzduchové tříděče,
- přímý vertikální vzduchový tříděč,
- klikatý vzduchový tříděč,
- vzduchové žlaby.

Vibračním vzduchovým tříděčem se vibrační rozvrací materiál na lehkou a těžkou frakci. Po promíchávání se těžší částice usazují vlivem setrvačnosti u dna tříděče. Do cesty lehkých částic se za stálého míchání vstříkují ve dvou nebo více clonách fluidizující vzduch. Ten uděluje lehkým částicím na cestě tříděčem větší počáteční rychlost a mění směr letu lehké frakce. Odvádí lehkou frakci do takové polohy, aby mohla být zachycena vzduchem vyfukovaným z jednotky.

Princip a konstrukce přímého vertikálního vzduchového tříděče patří k nejjednodušším typům vzduchových tříděčů. Odpad padá do vertikálního shozu vlastní hmotností a vzduch, který proudí ode dna shozu (směrem vzhůru) zachycuje horní část shozu lehké frakce. Tříděč musí být vybaven rotačním vzduchovým uzávěrem u podávání rozdrčeného odpadu.

Klikatý vzduchový tříděč se skládá z průběžného vertikálního sloupce s vnitřními urychlovacími deflektory, jimiž je vzduch hnán určitou rychlostí. Rozdrčený odpad je zaváděn do tříděče v horní části sloupce. Odpad, který spadne do vzduchového proudu, se

rozdělí na lehkou a těžkou frakci. Těžká frakce padá dolů a lehká, která je fluidizována, se pohybuje směrem nahoru ven ze sloupce. Teoreticky každá změna směru (vzniklá klikatostí) vytváří ve vzduchovém proudu turbulenci, která způsobuje převrácení a otloukání odpadu. To umožňuje rozpad tříděného materiálu. Oddělení materiálu je závislé na rychlosti podávání a zejména na správném návrhu komory a rychlosti vzduchového proudu.

Vzduchové třídící žlaby se používají k vytrídění kamenů. Surový materiál padá na děrované dno nakloněného žlabu, jehož otvory prochází vzduch. Proudící vzduch fluidizuje lehkou frakci a ta pak „teče“ po nakloněné rovině žlabu směrem dolů na síto proti směru pohybu žlabu. Zařízení pro přívod vzduchu dnem musí zaručovat rovnoměrné rozdělení vzduchu. Základním předpokladem dobrého účinku celého procesu je rovnoměrné zaplnění celého nakloněného žlabu.

Separovaný sběr

Oddělený sběr látkových skupin TKO lze v podstatě rozdělit do dvou směrů:

- na separaci využitelných složek (sklo, papír, plasty, kovy, textil, organický odpad), s uplatněním různých nádobových systémů shromažďování;
- na separaci nebezpečných složek domovního a objemného odpadu (zbytky barev, laků, ředidel a všech prostředků domácí chemie včetně obalů, použitých olejů, léků, zářivek, výbojek, suchých galvanických článků, autobaterií, pneumatik, televizorů, chladniček), s uplatněním mobilního sběru ve speciálně upravených sběrných automobilech.

Při separovaném sběru využitelných látkových skupin lze uplatnit:



Obr. 67 Nádoby na separovaný sběr

Odvozný systém, kdy je sběr prováděn do nádob menšího objemu. Stanoviště nádob jsou totožná se stanovišti nádob na směsný domovní odpad. Výhodou tohoto postupu je poměrně vysoká výtěžnost separovaných látek (70 až 90 %) a jejich čistota. Nevýhodou pak jeho finanční náročnost. Systém je možno aplikovat i v historické části měst, nebo pro některé komodity domovního odpadu (např. bioodpad). Obdobou systému je pytlový sběr vybraných látkových skupin TKO. Může být uplatněn ve vilové a zejména ve vesnické zástavbě.

Přinášečský systém spočívá ve vytvoření optimální sítě úložných kontejnerů (nádob o objemu 1 až 3 m³). Nádoby se rozmisťují v místech zvýšeného výskytu TKO (restaurace, prodejny ap.) nebo na křižovatkách ulic. Systém má nižší účinnost (30 až 70 %) v závislosti na mentalitě občanů a intenzitě propagace), avšak provozní náklady jsou několikanásobně nižší.

Separovaný sběr nebezpečných TKO

Zvláštní nebezpečí z kontaminace životního prostředí těmito odpady spočívá v tom, že chemické látky v nich obsažené, mohou i v malých množstvích, dlouhodobě negativně ovlivňovat zdravotní stav obyvatelstva a životního prostředí. Schopnost těchto látek vstupovat do potravního řetězce, pronikat pokožkou, kumulovat se v živých tkáních, nutí věnovat těmto odpadům zvýšenou pozornost.

Zvláštní a nebezpečné odpady se vyskytují nejen v izolované formě, ale v řadě případů jsou součástí směsi odpadů. Tam se dostávají zpravidla prostřednictvím amortizovaných výrobků nebo ve formě zbytků různých chemických substancí, používaných obyvatelstvem a v živnostech. Množství nebezpečných látkových skupin v TKO se pohybuje mezi 0,1 – 2, v extrémních případech až 3,6 kg na obyvatele a rok.

Hlavními skupinami nebezpečných látek v TKO jsou:

- použité oleje,
- barvy, laky, rozpouštědla,
- čisticí a konzervační prostředky,
- prostředky na výživu a ochranu rostlin,
- baterie,
- světelné zdroje,
- léky.

Systémy sběru TKO

V současné době jedinou možností, jak vyloučit nebezpečné látky z procesu zneškodňování TKO, je oddělené podchycení určitých výrobků a nositelů nebezpečných látek. Základní způsoby k podchycení nebezpečných odpadů v TKO je:

- mobilní sběr,
- stacionární sběr,
- zpětný odběr obchodem,
- veřejně přístupné nádoby,
- odvoz na zavolání.

V praxi se pak nejedná o výlučné uplatnění jen jednoho izolovaného způsobu. Většinou se provádí jejich účelná kombinace.

Zpětný odběr obchodem v sobě zahrnuje řadu předností:

- ve specializovaném obchodě bývá zpravidla k dispozici zkušený personál. Tím je zaručen odborný příjem nebezpečného odpadu,
- je minimalizováno meziskladování odpadu v domácnostech, neboť nákup nového zboží je často spojen s odevzdáním nebezpečného odpadu,
- skupiny obyvatel se zvláště velkou spotřebou některých nebezpečných látek (pracovníci úklidu, maloživnostníci) mohou být cílevědomě dotazováni na výskyt nebezpečných odpadů a na potřeby jejich odstranění,
- výrobce, zatažený legislativou do řetězce odstraňování svých výrobků jako odpadu prostřednictvím obchodní sítě, bude přinejmenším zvažovat svou paletu výrobků, které jsou v rozporu s životním prostředím.

Veřejně přístupné nádoby je další z forem sběru nebezpečného odpadu. Nádoby lze přistavovat pro některé nebezpečné látky na veřejně přístupných místech, jako jsou školy, supermarkety a podobná místa. Tímto způsobem se sbírají především suché galvanické články.

Odvoz nebezpečného odpadu na telefonické zavolání nebo na základě zaslání speciální oznamovací karty je veden snahou zapojit co největší okruh obyvatel k účasti na sběru nebezpečných odpadů. Největší uplatnění nachází tento způsob likvidace TKO v živnostenském sektoru.

Objemný odpad

Objemný odpad je považován za druh komunálního odpadu, který vzniká ve městech a obcích jako důsledek bydlení. Od běžného domovního odpadu se odlišuje některými svými vlastnostmi. Jedná se o odpad z domácností a obcí, který svými rozměry, případně hmotností nevyhovuje běžnému periodickému svozu, neboť jej nelze ukládat do běžně používaných normalizovaných přesypných odpadkových nádob. Do tohoto odpadu je možné zahrnout i odpad z bydlení, který sice svými rozměry vyhovuje pro uložení do normalizovaných nádob, avšak není předmětem denní spotřeby. Jde např. o upotřebené výrobky elektroniky (např. rozhlasové a televizní přijímače, kuchyňské roboty) nebo části automobilů (akumulátory, pneumatiky). Shromažďování objemného odpadu je možné provádět dvěma způsoby:

- Individuálním dovozem objemného odpadu producentem do tzv. sběrného dvora.
- Odvozem objemného odpadu organizovaného obcí nebo sdružením obcí, soukromou firmou za úplatu. Tento způsob má dvě formy:
 - velkoobjemový kontejner, který je ve stanovený den v měsíci přistaven na určitou dobu,
 - sběrný automobil, který na sběrné místo přijede ve stanovený den.

Elektrotechnický a elektronický odpad

Do této skupiny velkoobjemového odpadu patří např. televizory, výpočetní technika, pračky (elektronický odpad), mrazničky, pračky (elektrotechnický odpad). U odpadu z této skupiny výrobků by měla být prvořadě zkoumána možnost opakovaného využití součástek a dílů. Při likvidaci elektroodpadu musí být dodrženy požadavky vyplývající ze zákona č. 7/2005 Sb.

Odpad z pryžových výrobků

Při nakládání s pryžovým odpadem je nutné věnovat zvýšenou pozornost jeho ekologické závadnosti. Ta spočívá v silné hořlavosti pryže (vznik toxických plynů), pomalé biodegradovatelnosti a obsahu toxických sloučenin. Jedním z problematických pryžových výrobků jsou opotřebené pneumatiky. Problémy s tímto odpadem jsou v jeho objemnosti a technické náročnosti recyklace. Každá pneumatika se skládá z celé řady chemikálií (pryž, vulkanizační přísada, antioxidant, plnivo, pigment atd.). Stejně jako u ostatního objemného odpadu jde u pneumatik především o to, jak tento odpad zhodnotit a zamezit jeho hromadění na skládkách, nebo volně v přírodě. Zhodnocení je v zásadě možné dvěma metodami:

Nedestruktivní zhodnocení, které se zaměřuje na:

Přímou aplikaci, čímž je např. myšleno použití opotřebených pneumatik k ochraně nebezpečných úseků komunikací a mostních opěr, nebo jako součást vlnolamů apod. Tento způsob je využíván jen jako doplněk ostatních způsobů zhodnocení opotřebených pneumatik. Z ekologického hlediska má nulový význam.

Primární zhodnocení spočívá v protektorování opotřebených plášťů. Protektorování je způsob, který pouze oddálí nutnost zabývat se odloženými pneumatikami. Ročně se protektoruje kolem:

30 – 40%	osobních pneumatik	
50 – 70%	nákladních	1. protektor
35 – 40%		2. protektor
10 – 20%		3. protektor

Sekundární zhodnocení je postup, který se používá u zcela znehodnocených pneumatik a ostatní pryže. Podstatou tohoto zhodnocení je materiálové využití pryže. Nejrozšířenějším způsobem materiálového zhodnocení je výroba pryžové drtě, granulátu nebo moučky. Drť o velikosti nad 1 mm se používá ve stavebnictví (vozovky, povrch sportovišť, izolace). Pod 1 mm se může uplatnit jako plnivo do směsi pro výrobu pneumatik, podlahových krytin. Zpracování pryže na drť se provádí:

- mechanicky řezáním, mletím na granulát, vytlačováním na moučku,
- kryogenní metodou (mletím při – 80 °C v kapalném dusíku, 0,5-1,0 kg dusíku na 1 kg granulátu)

Spalování pneumatik se provádí v cementářských pecích. Pneumatiky se buď přidávají do paliva při výrobě portlandského cementu, nebo se spalují. Jsou-li použity jako náhrada ušlechtilého paliva v množství kolem 10 %, nedochází k negativnímu ovlivnění vlastností cementu. Železo z ocelového kordu dokonce přechází při teplotách kolem 1200 °C v oxid železa. Pokud se pneumatiky v cementářských pecích spalují, potom jde o likvidaci pryžového odpadu spalováním, což vyžaduje splnění příslušných předpisů o emisích.

Likvidace autovraků

Recyklace autovraků je pojem, který se i v zahraničí začal používat teprve nedávno. Dříve se běžně jednalo o pouhé lisování a drcení autovraků ve šředrech. Při této poměrně jednoduché technologii velkokapacitního odstraňování autovraku vzniká kolem 35% odpadu s obsahem různých škodlivin.

Šředrování jako jediný způsob zhodnocení odpadu z autovraku se stalo postupně neúnosným. Neodpovídalo současným ekologickým požadavkům, ani trendům ve zhodnocování druhotných surovin. Jedná se zejména o to, že:

- jsou nedostatečně oddělovány zvláštní odpady (brzdová kapalina) a že se mohou znehodnotit ostatní druhotné suroviny,
- stoupající náhrada kovů plastickými hmotami je příčinou vzrůstajícího množství nekovového odpadu, který je charakterizován jako odpad zvláštní,
- některé díly by mohly být snadno opravitelné.

Pro vyšší zhodnocení autovraků a snižování odpadů z autovraků na skládkách je nezbytně nutná demontáž. Demontáží autovraku je možné získat:

- Akumulátory obsahující vysoce toxické látky jako arsen, antimon, kyselinu sírovou a zinek (recyklace akumulátorů není dnes žádný problém).
- Starý olej, který se regeneruje a používá po úpravě jako olej druhotný, se stejnými vlastnostmi jako olej nový.
- Katalyzátory mající až desetiletou životnost. Současné technologie je mohou stoprocentně recyklovat nebo zpracovat s cílem zpětného získání drahých kovů (1,5g platina, 0,3 g rhodia a palladia).
- Plasty, které jsou v autovraku nejproblematictější materiál. Tvoří podstatu tzv. lehké frakce automobilu (spolu s pryží, sklem a textiliemi). Vzhledem k tomu, že podíl plastů v automobilu neustále narůstá (dnes asi 130 kg), zvyšuje se snaha výrobců používat plasty recyklované.
- Kovy, které se již léta vracejí jako druhotná surovina k přepracování a znovu využití.

- Pryž, která se vyskytuje jako různé těsnění, potrubí a podlahy. Stejně jako pneumatiky je recyklovatelná.
- Sklo bílé i tónové, které je recyklovatelné pouze jako polotovar do sklářských pecí.

2.3.7 Prevence odpadů

Jakýkoliv odpad zatěžuje životní prostředí. Je proto pochopitelné, že vznikají snahy o minimalizaci vznikajících odpadů. V průmyslové sféře se tato aktivita promítá do prevence odpadů, čistších technologií a podobných aktivit. Prevence odpadů se vyznačuje tím, že:

- jde o dobrovolnou podnikovou aktivitu,
- se aplikuje zpravidla na již fungující výrobu,
- jde o činnost zpravidla trvale opakovanou,
- hlavní slovo při řešení prevence odpadů mají pracovníci, kteří s problémem mají co dělat.

Konkrétně prevence odpadů směřuje ke svědomité péči o výrobu, která se promítá do:

- pečlivé práce, dodržování technologického režimu a dobré organizace práce („good housekeeping“),
- pečlivé údržby, která může předejít znečištění životního prostředí např. při netěsnosti výrobního zařízení,
- separace odpadu, neboť směs odpadu se zpravidla hůře zpracovává (recykluje, regeneruje) a případné nebezpečné složky se zavlečou do celého objemu odpadu.

úpravám a změnám výrobního postupu:

- úpravy technologického postupu. (např. důkladné odkapávání předmětu vynášeného z pokovovací lázně, tak aby se zmenšil přenos kapek lázně, do oplachové lázně),
- účinnější stroje a aparáty, např. dokonalejší zařízení k nástřiku nátěrových hmot významně zmenší spotřebu nátěrových hmot.

III. Podíl elektrotechniky na zhoršování životního prostředí

3.1 Výroba a rozvod elektrické energie z pohledu ekologie

Rozvoj průmyslu, zemědělství a dopravy je spojen s elektrotechnikou (zejména s elektrickou energií). Spotřeba elektrické energie se stala ukazatelem životní úrovně. Zpočátku byl trend spotřeby elektrické energie téměř shodný s trendem vývoje hrubého domácího produktu. Rostoucí spotřeba elektrické energie byla kryta budováním nových zdrojů. Životní prostředí bylo čisté a jeho schopnost rozptylovat škodliviny byla velká. Jednotkový výkon elektráren byl malý a spalované černé uhlí bylo kvalitní. Technologie, které by zachycovaly škodliviny, nebyly používány, neboť jejich provoz zvyšoval náklady a tím se snižoval zisk.

Postupem doby se začaly budovat elektrárny větších výkonů (bloky 500 MVA), koncentrovat elektrárenské jednotky do lokálních území, spalovat méně kvalitní uhlí. To vedlo ke vzniku průmyslových oblastí se silně znečištěným prostředím. Zároveň s ukázalo, že znečištěné životní prostředí neohrožuje pouze zdraví obyvatel, s čímž jsou spojené velké výdaje na zdravotnictví, ale že má nepříjemné dopady i na ekonomii ostatních průmyslových oborů.

Jednoznačně se prokazuje, že energetický průmysl (výroba el. energie a tepla) tvoří klíčovou složku hospodářství, ale je zároveň jedním z největších znehodnocovatelů životního prostředí. V každé z používaných forem výroby elektrické energie lze totiž nalézt ekologicky závadné faktory.

3.1.1 Uhelné elektrárny

V současné době jsou tepelné elektrárny základním zdrojem elektrické a tepelné energie. V klasických tepelných elektrárnách se spaluje fosilní palivo (uhlí, topný olej, zemní plyn). Podle druhu výstupní energie se elektrárny dělí obvykle na:

- kondenzační elektrárny, kde výstupní energií je pouze elektřina,
- teplárny, v nichž probíhá kombinovaná výroba elektřiny a tepla,
- výtopny, ve kterých je výstupní energií pouze teplo.

Největší podíl výroby energie u nás mají uhelné elektrárny. Výroba energie v těchto elektrárnách je spojena se značnou devastací přírody, která začíná v uhelných dolech a končí na složištích popílku a strusky.

Ekologické problémy vznikají již při těžbě. Povrchová těžba hnědého uhlí nepříznivě působí na zemědělství, lesnictví, vesnice, dopravní stavby a krajinu. Nejvíce je povrchovou těžbou zasažena krajina, ve které jsou celoplošně likvidovány ekosystémy. Tím je narušena celá řada ekologických vazeb důležitých pro stabilitu krajiny. Povrchová těžba je spojena se záborem půdy. Zábor půdy lze kompenzovat rekultivací vytěžených prostor. Náklady na rekultivaci jsou ale velmi vysoké a liší se od lokality k lokalitě. Jejich výše dosahuje v průměru asi 4 % veškerých nákladů na těžbu uhlí. Celkově zničená krajina má negativní vliv i na psychologii obyvatel a je příčinou velké migrace obyvatel.

Z ekonomického hlediska je sice povrchová těžba uhlí nejvýhodnější, ale způsobuje znečištění ovzduší (vzdušná oxidace síry v uhlí, provoz nákladních aut), znečištění vod (vymývání síry z uhlí do povrchových a později podzemních vod zvyšuje kyselost vod), znečištění půdy ropnými produkty a je zdrojem hluku a vibrací. Hydrologické a geologické poměry jsou narušeny čerpáním důlních vod. S povrchovou těžbou souvisí vznik hald hlušiny, které snižují plochu zemědělské půdy a zatěžují geologické podloží. Nezpevněné haldy jsou zdrojem prachu, znečištění vod (nánosy splavenin po dešti) a ovlivňují klimatické poměry dané oblasti. Chybějící vegetační kryt způsobuje rychlé ohřátí povrchu slunečním zářením. Následkem je vznik stoupavých vzdušných proudů, které mění přirozené proudění vzduchu.

Povrchová těžba by se měla provádět koordinovaně s rekultivací vyuhleného prostoru (vnitřní výsypky vytěžené hlušiny). Vodní rekultivace vyuhlených lomů silně zvyšuje hladinu podzemní vody, která může způsobit nečekané potíže (viz přestěhovaný Děkanský kostel v Mostě).

Hlubinná těžba černého uhlí má podobné účinky na krajinu, devastace krajiny a zábor půdy je ale nižší. To je vyváženo nižší ekonomickou efektivností těžby. Nejnepříznivějším účinkem hlubinné těžby je propadání poddolovaných území, čímž vznikají problémy v zemědělství, lesnictví, vesnicích a s udržováním staveb (Ostrava). Podzemní dobývání uhlí může mít dalekosáhlé dlouhodobé účinky na zdroje podzemní vody. Tak např. v Apalačském pohoří v USA způsobily kyselé odpadní vody vážné znečištění asi 10 000 km vodních toků.

Z hlediska bezpečnosti práce má hlubinná těžba uhlí nežádoucí prioritu v počtu pracovních úrazů a nehod způsobených požáry, výbuchy, sesuvy půdy. Riziko onemocnění dýchacích cest (pneumokonióza) je v hlubinných dolech velmi vysoké. K pneumokonióze dochází zejména v hlubinných dolech, kde je koncentrace uhelného prachu vyšší jak $2 \text{ mg}\cdot\text{m}^{-3}$. Bezpečnostními opatřeními lze nebezpečí pneumokoniózy výrazně snížit.

Dříve než se začne uhlí spalovat v elektrárně, je nutné ho dopravit do úpravny. Při dopravě vzniká problém s prašností uhlí. Množství uvolněného uhelného prachu může během dopravy dosáhnout až 0,1 % přepravovaného množství. Při skladování uhlí mohou vzniknout vlivem reakcí s atmosférickým kyslíkem při teplotě okolí (20 °C) problémy se samovznícením.

Úprava uhlí se provádí v palivových kombinátech. Ty jsou sice situovány v blízkosti dolů, přesto velmi výrazně zhoršují životní prostředí. Mají stejné škodlivé účinky na přírodu jako uhelné elektrárny. Samotná úprava uhlí vyžaduje velké množství vody, přičemž se produkuje kapalný odpad (černá voda), obsahující částičky uhlí. Cirkulací a úpravou vody lze celkovou spotřebu snížit a znečištění vlivem vypouštění odpadních vod do vodních toků omezit.

Uhelné elektrárny jsou zdrojem znečištění ovzduší, vod a zabírají značnou plochu půdy. Znečištění ovzduší je způsobeno kouřovými plyny, produkcí oxidu uhličitého, produkcí tepla a vlhkosti. V určité míře to jsou i radioaktivní a toxické látky. Z ekologického hlediska největší význam mají tuhé látky a chemické škodliviny.

Tuhé látky

Spalování uhlí je doprovázeno vznikem tuhých látek (mechanických škodlivin), jako jsou např. popel, škvára a popílek. V práškových ohništích kotlů elektráren se obvykle spaluje hnědé uhlí, s obsahem síry do 3 %, výhřevností 9,3 až 12,9 MJ·kg⁻¹, tedy s měrnou sirnatostí 0,94 až 0,71 g·MJ⁻¹, obsah popela je 26,2 až 32,4 %, obsah vody 24,4 až 28,6 %. Spalitelné látky v popílku se pohybují v rozsahu od 0,6 do 1,8 % a ve strusce 2,2 až 6,8 %. Při předpokládané měrné spotřebě uhlí 1 kg·kWh⁻¹, vzniká u 1000 MW elektrárny za 1000 hodin (41,5 dne) při popelnatosti 30 % cca 300 000 tun tuhých odpadů.

Zachycený tuhý odpad v odlučovačích se odstraňuje většinou tak, že se rozemletý popel a škvára včetně popílku dopraví na složiště strusky a popela. Výhodou tohoto způsobu je jeho jednoduchost, nevýhodou možnost průsaku těžkých kovů a zábor půdy pro složiště. Modernější způsob odstraňování tuhých odpadů využívá suchého stabilizátu. Stabilizát vznikne vázáním popelovin na vhodné látky, např. síran vápenatý, vzniklý po odsíření spalin. Stabilizát se ukládá do dolů nebo lomů po vytěženém uhlí.

Chemické škodliviny

Uhelné elektrárny jsou velkým zdrojem chemických škodlivin. Množství emisí SO₂, NO_x a CO₂ v tunách připadajících na 1 TWh provozu 1000 MW bloku za 1000 hodin při spalování uhlí uvádí tab. 49.

Emise	Množství škodlivin (t.TWh ⁻¹)
SO ₂	2600
NO _x	2800
CO ₂	1200·10 ³

Tab.49 Chemické škodliviny vznikající spalováním uhlí v elektrárně

Emise SO₂ a NO_x lze obecně snižovat před spalováním, při spalování a po spalování uhlí. Před spalováním se obsah síry v palivu (uhlí) snižuje úpravnickým způsobem, tj. tříděním a rozdrůžováním.

V průběhu spalování se u stávajících kotlů buď do paliva či spalovací komory přidává mletý vápenc, nebo se používá fluidní spalovací technika. Při spalování za nižších teplot (pod 1000 °C) vzniká výrazně nižší množství NO_x.

Po spalování uhlí se využívají i tzv. sekundární opatření, jimiž se rozumí použití dodatkových zařízení, umístěných mezi kotel a komín. Tato zařízení mají zajistit odsíření a denitrifikaci spalin před jejich vypuštěním do ovzduší. Oxid uhličitý nelze ale zatím ekonomicky efektivně odstranit. Pro odsířování spalin lze použít neregenerační nebo regenerační proces.

V současné době převládají neregenerační procesy, kdy se absorpční příměsí (např. CaCO₃, CaO) odvádějí ve formě odpadu. Při regeneračních procesech se absorpční příměs (např. MgO) regeneruje a vrací zpět do procesu. Je to ovšem způsob komplikovanější a potřebná zařízení jsou dražší.

Odsiřování kouřových plynů je nezbytnou cestou, vedoucí ke snižování znečištění ovzduší. Z ekologického hlediska to není cesta zcela bez následků. Odsiřování je spojeno s produkcí dalších odpadů a samotná těžba vápence použitého k odsiřování, se podílí v ekologicky citlivých oblastech na devastaci přírody.

Radioaktivní a toxické látky

Uhelné elektrárny emitují také přirozené radioaktivní látky. Jedná se o nepatrné koncentrace uranu, thoria a jejich rozpadových produktů, obsažených původně spolu s uhlím v zemské kůře (^{238}U , ^{235}U , ^{232}Th , radioaktivní draslík ^{60}K). Radioaktivita v okolí uhelné elektrárny může být vzhledem k velké spotřebě uhlí a vlivem těchto emisí dokonce podstatně vyšší, než v okolí jaderné elektrárny. V průměru však celosvětový roční dávkový ekvivalent z ročního provozu všech uhelných elektráren ve světě odpovídá asi 0,02 expozice z přirozeného pozadí.

Pro zdraví obyvatelstva a pro ekosystém jsou potenciálním nebezpečím stopové prvky, které se dostávají do ovzduší z komína elektrárny. Jedná se zpravidla o malé koncentrace látek, které se však v přírodě nerozkládají, a tak se některé z nich mohou v okolí elektrárny kumulovat. Mezi nejtoxičtější látky patří rtuť, kadmium a olovo, karcinogenní účinky má arzén, fluor a chlor. Zhodnocení zdravotních účinků stopových prvků obsažených v exhalacích z uhelných elektráren je ale velmi obtížné a jejich dlouhodobé účinky zatím nejsou známy.

Odpadní teplo

V klasické elektrárně spalující fosilní palivo dochází k přeměně části energie paliva, uvolněné hořením, na energii pohybovou (pára) a posléze elektrickou. Celková účinnost přeměny energie paliva na elektrickou se u běžných elektráren pohybuje kolem 30 %. V moderní uhelné elektrárně lze dosáhnout účinnosti až 40 %. Zbytek tvoří 5 % tepelné ztráty způsobené disipací energie, 10 % energie odnášejí spaliny vypouštěné komínem (komínová ztráta) a největší podíl 45 % energie se odvádí v kondenzátoru při přeměně expandované páry na kapalný kondenzát.

K odvodu odpadního tepla z kondenzátorů elektrárny je především potřebné mít k dispozici dostatečné množství chladicí vody, jejíž teplota se po průchodu kondenzátorem pohybuje v rozmezí od 25 °C do 45 °C. Největší část odpadního tepla se uvolňuje ve formě teplé vody při poměrně nízké teplotě (nízkopotenciální teplo). Možnosti využití odpadního tepla jsou značně omezené.

Převážná část odpadního tepla je rozptýlena do okolí elektrárny nejčastěji mokřými chladicími věžemi s přirozeným tahem. Chladicí věž je v podstatě mohutný komín, v němž se tepelná energie chladicí vody z kondenzátorů předává do vzduchu vstupujícího do spodní části věže. Vzduch se průchodem přes sprchový systém ohřívá a stoupá vnitřkem věže vzhůru. Část vody se odpařuje, část je unášena ve formě drobných kapiček z chladicí věže a vytváří v okolí elektrárny mlhu, která přispívá ke tvorbě námrazy v zimním období. Chladicí systém bývá napojen na vodní tok v blízkosti elektrárny. To způsobuje zvýšenou spotřebu vody pro doplňování chladicího systému ale je i příčinou znečištění povrchových vod. Z chladicího okruhu elektrárny se totiž odpouští část teplé chladicí vody s vyšším obsahem solí a minerálů.

Nemalý význam má i zábor půdy spojený s provozem elektrárny. Zábor je způsoben zejména plochou chladicích věží a skládkou uhlí, která má stejné účinky na okolí jako povrchová těžba uhlí a složiště popílku a škváry.

Mokrý složiště popílku a škváry (případně produktů odsiřování) zabírá velkou plochu a může způsobit znečištění povrchových vod, podzemních vod a půdy. Hlavní škodlivinou obsaženou v popílku a škváře jsou těžké kovy. Velká vodní plocha odkaliště způsobuje časté mlhy.

Sypaná hráz odkaliště se může vlivem silného intenzivního deště protrhnout a způsobit povodeň. Stará vysušená odkaliště jsou velkoplošným zdrojem prašných emisí.

Mokré složiště škváry a popílku by se měla přednostně budovat ve vyuhlených lomech nebo jiných prohlubních vzniklých lidskou činností. Snižuje se tím zabraná plocha a zároveň se provádí rekultivace. V současné době se opouští metoda mokré ukládky popela a škváry a je nahrazována ukládáním briquet, které vzniknou z popílku, rozdrčené škváry a produktů odsíření k zasypávání vytěžených povrchových dolů.

Celkově elektrárny deformují ráz krajiny (komíny, chladicí věže) a snižují využití krajiny k rekreaci. Znečištěné ovzduší zvyšuje počet respiračních onemocnění (zejména u dětí) a spolu se znečištěnou vodou a kontaminovanými potravinami snižuje délku lidského života. Oxid siřičitý a popílek, mají nepříznivý vliv na zemědělské produkty (horší kvalita a nižší hektarové výnosy), způsobují odumírání lesů a menší přírůstky dřevní hmoty, podílejí se na krátké životnosti fasád domů a historických památek, včetně sousoší. Kyselé deště, které jsou důsledkem znečištění ovzduší, zvyšují korozní škody v průmyslu a podílejí se na znečišťování povrchových vod, které vede ke škodám v rybářském a rybníkářském průmyslu. Kouřové vlečky a oblaka vodní páry z chladicích věží snižují celkovou dobu slunečního svitu, což ještě více snižuje už tak nižší zemědělské výnosy.

3.1.2 Elektrárny na topný olej a zemní plyn

Ve srovnání s uhlím představuje energetické využití ropy podstatně menší zdravotní rizika než uhlí. Při tomto hodnocení je však třeba přihlídnout k náročnější těžbě z příbřežních šelfů, problémům spojeným s námořní dopravou ropy a k ekologickým problémům kolem rafinerií. V neposlední řadě je nutné vzít v úvahu, že existují lepší možnosti technologického využití ropy než je spalování²⁵.

Průzkum ložisek ropy a samotná těžba, ať již na souši nebo v moři, ovlivňují významně životní prostředí. Přestože součástí moderní vrtací techniky jsou bezpečnostní zařízení, může dojít k poruchám a haváriím. Mezi nejčastější nehody patří požáry, výbuchy a úniky ropy. V období 1953 až 1972 došlo v kontinentálním šelfu USA k 43 nehodám, při nichž se rozlilo 40000 až 140000 tun ropy, 56 osob bylo usmrceno a 108 zraněno. S postupem těžby z mořského dna do větších hloubek vznikají další rizika a lze očekávat, že se aplikace nové techniky ve velkých hloubkách neobejde bez potíží.

Vytěžená ropa se dopravuje často do velkých vzdáleností. Zejména mořská doprava je spjata s rizikem havárie velkých nákladních lodí. Při první velké havárii tankeru Amoco Cadiz v roce 1978 u pobřeží Velké Británie a Francie vyteklo do moře 220000 tun ropy. Světová flotila tankerů se neustále rozrůstá, přičemž se velmi rychle zvětšuje jejich nosnost. Největší provozovaná loď v r. 1954 měla nosnost 30000 tun, v současné době je však již v provozu několik tankerů o nosnosti více než 500000 tun.

Havárie tankerů není jediné ohrožení čistoty mořské vody. Další nebezpečí pro oceány a pobřeží přímořských států pochází z čistících operací tankerů. Některé lodní sekce jsou po vyčerpání ropy ke zvýšení stability zaplněny vodou, která je pak rovněž znečištěná zbytky oleje. Také v terminálních stanicích, kde je ropa připravována k dalšímu transportu, nelze přes veškerá opatření zamezit jejím únikům.

²⁵ Uhelná elektrárna o výkonu 1000 MW spálí při nepřetržitém provozu tři milióny tun uhlí ročně (obsah síry 2 %). Elektrárna na topný olej spálí dva milióny tun oleje ročně (obsah síry 1 %). Elektrárna na zemní plyn spálí 2,2 miliardy m³ plynu ročně.

Ropné znečištění ohrožuje biologickou produktivitu moří, narušuje celý ekosystém a mezi četné nežádoucí účinky patří i snížení estetické a rekreační hodnoty pobřeží. Přípobřežní oblasti jsou všeobecně citlivější na znečištění ropou, než otevřené oceánské prostory. Více než 90 % světové produkce ryb pochází z vod kontinentálního šelfu, jenž představuje pouze 10 % celkové plochy oceánů. Ropa vyvržená na pobřeží vytváří dehtovité zbytky, usazující se v písku, nebo ulpívající na skalách po řadu měsíců a někdy i let.

V procesu zpracování ropy produkuje rafinérie plynné a kapalné odpady, srovnatelné s exhalacemi elektráren. Navíc tato zařízení potřebují velké množství technologické i chladící vody. Potenciálně nepříjemným jevem je zápach v okolí rafinérie. Hlavními zápachajícími sloučeninami při zpracování jsou sirovodík a merkaptany. Již malé úniky těchto látek mají v okolí rafinérie nepříjemné následky. Např. etylmerkaptan zřetelně páchne již v koncentraci 1:10⁹.

Emise	Uhlí	Ropa	Plyn
SO ₂	400	300	1
NO _x	2	1,3	1
CO ₂	3	1,6	1

Tab. 50 Poměrné hodnoty emisí

Účinky znečišťujících exhalací při provozu energetických zařízení závisí do značné míry na složení ropy. Tak např. kuvajtská ropa obsahuje 2,4 % síry, zatímco v ropě Severního moře dosahuje tato hodnota jen 0,3 %.

Nečistším fosilním palivem je bezpochyby zemní plyn. Poměrné hodnoty emisí při spalování uhlí, topných olejů a plynu vztahované k zemnímu plynu jsou v tab. 50.

Při využívání zemního plynu se ale rovněž vyskytuje celá řada ekologických problémů. S průzkumem ložisek a s těžbou zemního plynu jsou spojena přibližně stejná rizika jako v případě ropy. Součástí těžby je v některých případech odsiřování, což se neobejde bez exhalací obsahujících síru. Hlavní složkou zemního plynu je metan. Ten není toxický, představuje ale riziko při úniku (možnost exploze a požáru). Tak např. exploze plynovodu v Ash-Ufě na Urale si vyžádala více než 500 obětí, podobně v roce 1989 prasknutí potrubí a následný požár v okamžiku projíždějícího expresu způsobily smrt přes 800 lidí.

3.1.3 Jaderné elektrárny

Jaderné elektrárny zaujímají v současné době významný podíl ve výrobě elektrické energie. Samotná výroba elektrické energie v jaderných elektrárnách má malé negativní účinky na životní prostředí, ale možnost úniku radioaktivity nelze nikdy stoprocentně vyloučit. Ekologické výhody jaderných elektráren snižuje těžba uranové rudy, její zpracování, produkce radioaktivních odpadů a poměrně velký nevratný odběr vody (JE Temelín až 4,8 m³·s⁻¹).

Hlubinná těžba uranové rudy má podobné škodlivé účinky na přírodu jako hlubinná těžba uhlí. Znečišťování ovzduší oxidy síry je nahrazeno emisemi radonu (větrání podzemních prostor). Propadání poddolovaného území většinou nehrozí, neboť uranová ruda se nachází ve skalních masívech. Vytěžená hlušina má povahu radioaktivního odpadu (nízkoaktivní odpad) a odčerpaná radioaktivní voda musí být filtrována před vypouštěním do vodoteče (může být ale využita k léčebným účelům – Jáchymov). Vytěžený důl je po vyrovnání hladin podzemní vody zaplaven a dochází tak ke kontaminaci vod, půdy, někdy i celého potravního řetězce.

Chemická těžba uranu podzemním louhováním má na jedné straně minimální požadavky na území a nevznikají při ní haldy radioaktivní hlušiny, ale na druhé straně je spojena s rozsáhlou kontaminací podzemních vod a půdy. Při chemické těžbě, která je ekonomicky velmi efektivní, se do podzemí vhnějí velká množství vysoce nebezpečných chemikálií (kyselina

sírová, kyselina dusičná, amoniak, fluorovodík) a vytlačuje na povrch roztok, který se zpracovává na tzv. žlutý koláč s vysokou koncentrací U_3O_8 . Součástí chemické těžby je závod na odstraňování vylouhovaného oxidu uranitého z použitých chemikálií. S touto technologií jsou spojena rizika chemického znečištění okolí při případné havárii.

Úprava uranové rudy spočívá v odstranění všech příměsí z uranové rudy, čímž vznikne tzv. uranový koncentrát, který je základní surovinou pro výrobu palivových tablet. Při úpravě uranové rudy vzniká velké množství chemických odpadů, které jsou radioaktivní. Odpady jsou ukládány do mokrých složišť (stejně jako popílek nebo struska). Nepříznivé účinky odkališť na přírodu (obdobné jako u uhelných elektráren) jsou umocněny radioaktivitou a nebezpečnými účinky chemikálií na ovzduší, podzemní vodu a půdu. Staré odkaliště, které je vyschlé, ohrožuje okolí emisemi radioaktivního prachu, pokud fouká vítr (nutno překrýt zeminou a zatravnit).

Samotné jaderné elektrárny mají menší škodlivé účinky na okolí než uhelné elektrárny. Největší jejich výhodou je, že neznečišťují ovzduší kouřovými plyny a neprodukují oxid uhličitý. Zabírají též menší plochu, neboť odpadá ekologicky nepříznivá skládka uhlí a jednotkový výkon reaktorů je vyšší. Na druhé straně nelze nikdy vyloučit únik radioaktivity do ovzduší či vod. Zejména u starších jaderných elektráren byl pozorován zvýšený obsah radiace v sedimentech z řek, kam byly vypouštěny filtrované kapalné odpady. V okolí jaderné elektrárny musí být proto prováděna radiační kontrola ovzduší, povrchových a podzemních vod, půdy a zemědělských produktů (maso, mléko, obilí, atd.). K největší havárii v historii jaderných elektráren došlo v Černobylské elektrárně v roce 1986. Havárie byla jednoznačně zaviněna obsluhujícím personálem a nevyhovujícím zastaralým typem reaktoru. Následný velký únik radioaktivity zamořil rozsáhlá území, řeky a podzemní vodu. Radioaktivní spad zasáhl celou Evropu.

Produkce radioaktivních odpadů snižuje ekologické výhody jaderných elektráren. Odpadů je sice mnohonásobně méně než popílku a škváry v uhelné elektrárně stejného výkonu, jsou však problémy s jeho skladováním. Jaderné elektrárny produkují nízkoaktivní, středně a vysoce aktivní odpady. Likvidace nízko a středně aktivních odpadů, které tvoří 99 % (objemových) všech odpadů, je bezpečně zvládnuta. Zbylé jedno procento vysoceaktivních odpadů tvoří vyhořelé palivo. Vyhořelé palivo je uloženo ve speciálních kontejnerech a skladuje se v nejmodernějších suchých nadzemních nebo podzemních úložištích. Podzemní úložiště mohou ovlivnit geologické, hydrogeologické, chemické a fyzikální vlastnosti skalních nebo solných masivů.

3.1.4 Vodní elektrárny

Vodní elektrárny snižují jednostrannou závislost na uhlí či uranové rudě. Velkou výhodou vodních elektráren je využívání obnovitelné energie, které není zatíženo produkcí odpadů a škodlivin. Vodní elektrárny mohou velice pružně měnit výkon a tím regulovat celou elektrizační soustavu. Tím dochází k menší produkci škodlivin uhelných elektráren, které pracují v ustáleném režimu. Avšak i u vodních elektráren lze najít celou řadu nepříznivých ekologických faktorů.

Největší škodlivé účinky na přírodu mají akumulární elektrárny. Zatopená plocha je srovnatelná s největšími povrchovými doly na uhlí. V unikátním prostředí jsou tak často celoplošně likvidovány vzácné ekosystémy. Velká hmota zadržované vody má nepříznivé důsledky na geologické a hydrologické poměry v podloží. V nádrži dochází k usazování sedimentů, které způsobují znečištění podzemních vod (zasolování). Na druhé straně vodní nádrž zlepšuje čistotu vody v řece. Přehrada tvoří ale nepřekonatelnou překážku pro pohyb vodních živočichů, brání ekologicky čisté lodní dopravě, způsobuje ochlazení vody v řece (stálá teplota kolem 10 °C u dna nádrže), které má vliv na vodní flóru a faunu.

Velká plocha hladiny nádrže způsobuje časté mlhy. Z ekologického hlediska ne nevýznamnou nevýhodou akumulčních elektráren je obrovská spotřeba betonu, kameniva a ocelových armatur při jejich stavbě. Výroba betonu je spojena s těžbou písku a vápence (výroba cementu), která je prováděna v ekologicky citlivých oblastech. Také těžba kameniva a zejména výroba železa a oceli má silně nepříznivé účinky na přírodu. Při případné havárii turbíny je ohrožena čistota vod (úniky mazacích a hydraulických olejů). Nejzávažnější je riziko protržení hráze, ke kterému může dojít při silném zemětřesení.

Průtočné elektrárny, pokud jsou dobře navrženy, mají minimální škodlivé účinky na okolí. Dokonce mohou zlepšit podmínky pro vodní živočichy a rostlinstvo. Zatopené území je nepatrně větší, než je plocha původního koryta řeky. V ojedinělých případech může dojít k vyšší erozi dna řeky a k nepříznivým vlivům na hladinu podzemní vody případně na hydrogeologické poměry.

Přečerpávací elektrárny jsou z hlediska nepříznivých vlivů na životní prostředí kompromisem mezi velkými akumulčními a malými průtočnými elektrárnami. Malé vodní elektrárny jsou budovány v místech, kde je sice malý průtok vody, ale k dispozici je velký výškový rozdíl. Častým místem jsou vodopády nebo svažité řeky, které se na horním konci přehradí a na dolním konci se vybuduje jezero. Voda z vodopádů se odvede do potrubí, které ústí do turbíny. Tímto řešením se zcela zničí veškeré ekosystémy závislé na průtoku vody korytem řeky. V každém případě je nutné zachovat určitý minimální průtok vody v původním řečišti (min 15 – 20 % letního průtoku), který zajistí životní podmínky pro vodní živočichy, rostliny a ostatní navazující ekosystémy. Ostatní účinky na okolí jsou u malých elektráren obdobné jako u přečerpávacích elektráren.

3.1.5 Rozvodné sítě

Nepříznivé účinky na životní prostředí mají i nadzemní přenosové a rozvodné sítě. Největší nepříznivé účinky způsobují přenosové sítě vysokého a velmi vysokého napětí a transformátorové stanice. Silné elektromagnetické pole zvyšuje při delší expozici riziko nádorových onemocnění mozku a leukémie. Nebezpečím jsou postihování především montážní pracovníci. Obyvatele domků v blízkosti nadzemních vedení, nebo transformátorových stanic, mohou trpět vyšším výskytem migrén a bolestí hlavy.

Přenosové nadzemní sítě způsobují těžkosti leteckému provozu, lesnictví a zemědělství. Vysoké stožáry a elektrovodná lana omezují leteckou údržbu zemědělských lánů (práškování a hnojení). Jsou často příčinou havárií zemědělských letadel, malých sportovních letadel a vrtulníků. V létě, když se zřítí stožáry (např. vlivem bouřky, větrné smrště) a dojde ke zkratu elektrovodných lan, dochází k požárům dozrávajících obilovin. V zimě může námraza a větrné poryvy způsobit stejné havárie, které způsobí výpadek elektrické energie v době její největší spotřeby. Potřeba překonat souvislé lesní plochy nadzemním vedením je příčinou vykáčení širokého pruhu lesa (nadzemní vedení včetně ochranného pásma). Obranná funkce lesa je snížena a les je náchylnější k různým druhům kalamit (větrná, sněhová, přemnožení škůdců, atd.). Někdy je možné překlenout les pomocí vysokých stožárů, bez nutnosti průseků, ale za cenu vyšších nákladů, vyššího rizika požáru v letním období a nepříznivého vizuálního efektu na krajinu (používá se u ekologicky významných nebo oslabených lesů). V ojedinělých případech mohou nadzemní vedení být příčinou ztráty orientace tažných ptáků.

Transformátorové stanice jsou častým zdrojem požárů a jsou příčinou nadměrného hluku. Velké transformátory obsahují značné množství transformátorového oleje, který může způsobit rozsáhlé znečištění půdy, podzemních a povrchových vod v případě nedostatečné údržby nebo havárie. Velmi nebezpečnou složkou transformátorových olejů byly dříve polychlorované bifenylly, které způsobovaly kontaminaci celého potravinového řetězce.

Vzhledem k trvale se snižujícím zásobám neobnovitelných energetických surovin a ekologickým problémům, vznikajícím při výrobě elektrické energie konvenčními způsoby, nabývá na významu využívání obnovitelných zdrojů. K obnovitelným zdrojům patří vedle vodní energie, která se již v mnoha zemích významně podílí na výrobě elektřiny, energie větrná, sluneční a geotermální, biomasa a energie vln a proudů v oceánech. V celosvětovém měřítku činí podíl obnovitelných zdrojů na dodávce energie zatím pouze 10 %.

3.2 Elektrotechnická výroba z pohledu ekologie

Ekologické problémy nepřináší jen výroba elektrické energie. Negativní dopad na životní prostředí mají i některé technologie aplikované v elektrotechnické výrobě. Většina klasických elektrotechnických technologií byla vyvinuta v období, kdy se hledělo na zajištění funkčnosti, a jiné požadavky se neformulovaly. Proto se v mnohých případech velmi obtížně k příslušné technologii přiřazuje i „ekologický parametr“. V některých případech je sice ekologická závadnost evidentní, ale volba vhodné náhrady je obtížná (buď náhrada není k dispozici, nebo není ve všech parametrech dostatečná). Situaci komplikuje i různorodost používaných elektrotechnických materiálů a rozmanitost technologií, kterými jsou tyto materiály zpracovávány. V popisu ekologické závadnosti materiálů a technologií proto mohou být jen vybrané příklady.

3.2.1 Ekologická závadnost vybraných materiálů

Z hygienického hlediska je nutné rozlišovat, jedná-li se o materiály toxické nebo karcinogenní. Některé materiály mohou vedle negativního působení na člověka mít i nepříznivý vliv na životní prostředí.

Toxické látky

Toxicita je vlastnost chemické látky vyvolávat poškození (intoxikaci) a je charakterizována smrtící, latentní dávkou (LD). *Latentní dávka* je takové množství škodlivé látky, které způsobí smrt určitého počtu pokusných zvířat, kterým byla látka aplikována za přesně určených podmínek. Pro toxické látky je dále důležité znát *největší přípustnou koncentraci* (NPK), tj. koncentrace, která nezpůsobuje v organismu nepříznivé reakce. Člověk nemusí toxické látky přijímat jen z jedné složky prostředí (např. ovzduší nebo vody). V případě současného přijímání z vody, ovzduší a z potravin je třeba znát celkovou přípustnou dávku, případně přípustnou denní toxickou dávku. Závažným faktorem toxického posuzování chemických látek je tzv. *práh toxického účinku*. Je to biologická změna mimo rozmezí adaptace vnitřního prostředí organismu. Podle účinků se dělí toxické látky na:

a) látky s účinky

- všeobecnými (poškození životních funkcí),
- systémovými (poškození orgánů),
- dráždivými (poleptání pokožky),
- dusivými (blokování krevního barviva).

b) látky poškozující

- centrální nervový systém,
- neurovegetativní systém.

Působení více toxických látek se může projevit výsledným, neúměrně zvýšeným účinkem (synergismus), nebo zmenšeným účinkem (antagonismus). Kromě uvedených vlivů se mohou projevit i účinky jiné (toxicita samoreplikující, alergizující, mutagenní, karcinogenní a teratogenní).

Alergie je chorobná přecitlivělost na určité látky. Mutagenéza je indukce dědičných změn v genech zárodečných a somatických buněk. Karcinogenéza jsou mutagenní změny, jejichž důsledkem je vznik rakoviny. Teratogenita je indukce strukturálních a funkčních vývojových poruch, způsobených vnějšími faktory v době těhotenství, chorobné změny v období před narozením.

Karcinogenní látky

Karcinogenní látky jsou látky, které po požití nebo dotyku s povrchem těla vyvolávají nádory:

- zhoubné (maligní),
- nezhoubné (benigní).

Karcinogenní vlastnosti mají různé organické i anorganické sloučeniny:

- polycyklické aromatické uhlovodíky,
- polychlorované uhlovodíky,
- nitrosoaminy,
- sloučeniny As, Cd, Cr, Be.

Karcinogenní látky jsou obsaženy v exhalacích ze spalování paliv, ve výfukových plynech motorových vozidel. Jsou to látky málo rozpustné a kumulují se v sedimentech.

Těžké kovy

Za těžké kovy jsou pokládány prvky s hustotou vyšší než $5 \text{ g}\cdot\text{cm}^{-3}$. Tvoří skupinu asi 40 prvků, které se souhrnně označují jako kovy toxické. Mezi tuto skupinu látek jsou zařazovány i některé amfoterní prvky (selen a arsen). Těžké kovy v nízkých koncentracích jsou nezbytné pro životní pochody (stopové prvky). Ve vyšších koncentracích se projevuje jejich toxicita. U člověka narušují nervovou soustavu, poškozují ledviny a mohou být zdrojem mutací, nádorů apod. Mohou se shromažďovat v půdě a být příčinou její sterility (Ni), nebo se mohou akumulovat v rostlinách (Cd) a tak ovlivňovat potravní řetězec.

V přírodě se těžké kovy jako prvky vyskytují velmi zřídka. Většinou jsou v různých sloučeninách, které se mohou měnit na organokovové sloučeniny. Tyto sloučeniny jsou obvykle mnohem toxičtější než samotný těžký kov. Toxicita závisí také na formě výskytu (Cr^{VI} , As^{III} je toxičtější než Cr^{III} , As^{V}). Většina těžkých kovů má schopnost postupně akumulovat (do sedimentů, živých organismů). Největší akumulaci schopnost mají kadmium, rtuť a olovo.

Obor	Nejčastější sloučeniny prvků
barvy a laky	Hg, Cr, Pb, Zn, Ti, Al, Ba, Sr
doprava	Pb
elektrotechnika	Ag, Se, Ge, Mn, Ni, Pb, Cu, Hg
hutní průmysl	Al, Cr, Mo, Ni, Pb, V
chemický průmysl	Fe, Al, W, Mo, Zn, Pb, Cu, Hg
papírenský průmysl	Ti, Zn, Al, Ba, Sr, Cr, Se, Cu, Hg
polygrafický průmysl	Zn, Cr, Ni, Cd, Cu, Pb
povrchová úprava kovů	Cr, Cu, Ni, Zn, Cd, Fe, Al
spalování topných olejů	V, Ni, Zn, Cu
textilní průmysl	Cu, Zn, Cr, Pb, Fe
těžba a zpracování rud	Fe, Zn, Hg, As, Se, Mn, Cu
těžba uhlí	Fe, Al, Mn, Ni, Cu, Zn
zemědělství	Hg, As, Cu, Zn, Ba, Cd, Mn
zpracování kůží	Cr, Al, Fe

Tab. 51 Průmyslové obory produkující těžké kovy

Hlavním zdrojem těžkých kovů v životním prostředí je antropogenní činnost, jako je spalování fosilních paliv, aplikace pesticidů a průmyslových hnojiv, dopravní exhalace a většina průmyslových provozů. Zdrojem těžkých kovů v životním prostředí jsou i komunální odpady. Přehled průmyslových oborů produkujících sloučeniny s těžkými kovy je v tab. 51.

Baryum patří mezi látky stimulující svalovou a srdeční činnost. Nepříznivě působí na nervový systém. *Stroncium* v minerálních vodách se uplatňuje příznivě při léčbě kožních chorob a chorob dýchacích cest. Přírodním zdrojem stroncia a barya jsou minerály ze zemské kůry. Jejich vyluhováním přecházejí tyto prvky do podzemních vod. Vyskytují se v odpadních vodách některých průmyslových výroby (výroba barev, keramiky, papíru, skla).

Hliník byl do nedávné doby pokládán z hygienického hlediska za neutrální prvek. V posledních letech se tento názor reviduje a upozorňuje se na případné neurotoxické účinky. U hliníku byla prokázána fytoxicita, a proto je jeho koncentrace limitována. V přírodě je hliník rozšířen ve formě hlinitokřemičitanů. Antropogenním zdrojem hliníku jsou odpadní vody z povrchových úprav hliníku a jeho slitin, z výroby papíru, kůže, barviv aj. Do vody přechází při její úpravě koagulací síranem hlinitým. Vlivem kyselých dešťů se zvětšuje migrace hliníku v půdě.

Mangan je nezbytný pro vývoj rostlin a živočichů. Znečišťuje ale vodu, kam se dostává z půd, sedimentů a částí rostlin. Ve vodách huminového charakteru může dosáhnout koncentrace až $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$. Mangan ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody (hnědé zbarvení, nepříznivé ovlivnění chuti). Je součástí železných rud. Antropogenními zdroji manganu mohou být některé průmyslové odpadní vody, např. ze zpracování rud, z metalurgických závodů a z chemických provozů.

Toxicita *mědi* byla prokázána vůči vodním živočichům (rybám, řasám). Míra toxicity záleží na formách výskytu mědi. Měď v koncentraci 1 až $5 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ dodává vodě nepříjemnou svíravou chuť. Značné množství mědi se dostává do podzemních vod při rozkladu sulfidických rud. Antropogenním zdrojem mědi jsou odpadní vody z povrchových úprav kovů. Do vodovodní vody se může dostat větší množství Cu rozpouštěním měděného potrubí. Příčinou výskytu mědi v povrchových vodách může být použití algicidních preparátů, které se do vody přidávají proti nadměrnému rozvoji řas. Dávkování mědi do vody vede k postupnému hromadění v sedimentech, ve kterých lze najít až $650 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

Z hygienického hlediska je zinek nezávadný. Při koncentracích 10 – $20 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ se projevuje svíravou chutí vody. Antropogenním zdrojem zinku jsou odpadní vody z povrchových úprav kovů a z výroby viskózy. Dalším zdrojem zinku mohou být pozinkované kovy (nádoby, plechy, okapy, aj.). V pitné vodě jsou zdrojem zinku rozvody z pozinkovaných trub. Ve větším množství se dostává zinek do podzemních vod rozkladem sulfidických rud.

Kadmium patří mezi klasické toxické kovy. Značně se kumuluje v biomase. Zesiluje toxické účinky jiných kovů, např. zinku a mědi. Má negativní vliv na reprodukci savců. Člověk se s ním dostává do styku zejména přes potravní řetězec (např. prostřednictvím hnojiv, pesticidů apod.). Lidský organismus, vystavený dlouhodobému působení kadmia, akumuluje Cd v ledvinách, játrech a trávicím ústrojí. U člověka způsobuje anémii, pigmentaci zubů a odvápnění kostí. Onemocnění, způsobené kadmiiem ve vodě, bylo poprvé popsáno v roce 1969 v Japonsku pod názvem „itai-itai“.

Akutní otrava kadmiiem se dostaví již při požití jídel, které se dostaly do styku s pokadmiovaným plechem. Při požití 30 až 40 mg Cd může otrava končit smrtí. Akumulační schopnost kadmia se projevuje chronickou otravou. Vzniká již za dva roky soustavné práce s kadmiiem a projevuje se zažívacími potížemi, hubnutím, nespavostí, bolestí v kříži a dolních končetinách. Dlouhodobé lékařské výzkumy prokázaly karcinogenní účinky kadmia. Světová

organizace pro zdraví proto doporučila již v r. 1972 omezit používání kadmia na minimum.

Antropogenním zdrojem kadmia jsou odpadní vody z povrchové úpravy kovů. Zdrojem Cd může být keramický, fotografický, polygrafický průmysl. Kadmium se může vyluhovat z potrubí vyrobeného z některých plastů. Jedním z hlavních zdrojů kadmia jsou exhaláty vznikající při spalování fosilních paliv, nafty, topných olejů a odpadů, obsahujících plasty. Významným zdrojem kadmia jsou baterie.

Rtuť je vysoce toxická látka. Má jeden z nejvyšších kumulačních koeficientů (105 až 106). Silně se kumuluje v sedimentech a ve vodní flóře a fauně. V padesátých letech minulého století došlo v Japonsku (Minamata, Niigata) k hromadné otravě po požití rybiho masa, které obsahovalo methylmerkuriové sloučeniny. Postižen byl centrální nervový systém.

V přírodních podmínkách se rtuť vyskytuje v okolí nalezišť rumělky. Sloučeniny rtuti jsou obsaženy v odpadních vodách z elektrolýzy, organických syntéz, rudných úpraven a ze zemědělských hnojiv (rtuťnaté pesticidy).

Olovo patří mezi látky toxické. Akutní otravy vodou s obsahem olova nejsou známy, způsobuje však otravy chronické, protože se hromadí v některých orgánech (kostech, játrech, ledvinách). Chronické otravy byly způsobené používáním pitné vody z oloveného potrubí.

Významným zdrojem olova jsou výfukové plyny motorových vozidel, obsahující rozkladné produkty tetraetylolova, které slouží jako antidetonační prostředek. Olovo se hromadí ve vegetaci v okolí komunikací. Zdrojem Pb může být koroze olovených částí potrubí a pigmenty barev. Nepatrně se olovo hromadí v důlních vodách, protože nepodléhá chemické a biochemické oxidaci.

Sloučeniny *arsenu* jsou jedovaté a způsobují chronická onemocnění. Bylo zjištěno i karcinogenní působení tohoto prvku. Krátkodobě má léčivé účinky (podporuje tvorbu červených krvinek a ukládání tuků a bílkovin v těle). V přírodě arsen doprovází v malých množstvích téměř všechny sulfidické rudy a je často součástí různých hornin a půd. V zemské kůře je celkem rovnoměrně rozšířen. Antropogenním zdrojem arsenu jsou odpadní vody z koželužen, výroby barviv a rudného průmyslu. Do povrchových a podzemních vod se arsen dostává při aplikaci arsenových pesticidů v zemědělství. Protože doprovází fosfor, je obsažen ve vodách z velkoprádel. Značné množství arsenu obsahují exhaláty, vznikající při spalování fosilních paliv a výluhy z elektrárenských popílků.

Značně jedovaté (více než arsen) jsou sloučeniny *selenu*. Selen se kumuluje v rostlinných a živočišných tkáních. Zvyšuje kazivost zubů a připouštějí se i karcinogenní účinky tohoto prvku. Bylo zaznamenáno uhynutí dobytka po otravě selenem. V přírodním prostředí se selen nachází jen ve stopovém množství a doprovází síru. Při zpracování sulfidických rud pražením a při spalování fosilních paliv se selen dostává do atmosféry. Je obsažen v odpadních vodách ze zpracování síry. Používá se v keramickém, sklářském a elektrotechnickém průmyslu.

Chrom působí toxicky na vodní flóru a faunu. Předpokládají se karcinogenní účinky chrómu. Již v malých koncentracích ovlivňuje Cr chuť a barvu vody. Antropogenním zdrojem chrómu jsou odpadní vody z kožedělného průmyslu, povrchové úpravy kovů, textilního průmyslu (součást některých barvicích lázní). Dalším zdrojem chrómu jsou některé inhibitory koroze, např. v chladicích okruzích nebo při rozvodu teplé vody.

Nikl není pro člověka toxický, pravděpodobně však má karcinogenní účinky. Podle dosavadních poznatků je nikl důležitý při anaerobních procesech. Je však toxický pro řadu vodních organismů. Do přírodních vod se může nikl dostat zejména z odpadních vod.

Prvek	Pitná voda	Vodní toky	Ostatní toky
Al	0,2	-	-
As	0,01	0,05	0,1
Cd	0,005	0,005	0,015
Cr	0,05	0,1	0,3
Cu	0,1	0,05	-
Hg	0,001	0,0005	0,001
Mn	0,1	0,2	0,5
Ni	0,05	0,05	0,15
P	1,5	1	1,5
Pb	0,001	0,05	0,1
Se	0,01	0,01	0,05
Zn	5	0,02	0,2
(mg.l ⁻¹)			

Tab. 52 Hodnoty přípustných koncentrací různých prvků ve vodě

V neznečištěných přírodních vodách se *kobalt* vyskytuje v koncentracích, dosahujících nejvýše jednotek mg·l⁻¹. V některých odpadních vodách metalurgického průmyslu může jeho koncentrace přestoupit 1 mg·l⁻¹. Organicky vázaný Co je přítomen v kalech z biologického čištění odpadních vod. Kyselka ve Vratislavicích u Liberce je svým obsahem kobaltu 0,36 mg·l⁻¹ spolu s obsahem niklu nejbohatší vodou na tento stopový prvek.

Molybden patří mezi mikrobiogenní prvky nezbytné pro život. Účastní se mnoha biochemických oxidačně – redukčních reakcí. Ve větších koncentracích může být toxický. Rostliny Mo značně kumulují. V přírodních vodách se molybden vyskytuje jen ve stopových množstvích (obvykle pod 1 mg·l⁻¹). Větší koncentrace molybdenu lze nalézt jen ve vodách v okolí nalezišť minerálů, obsahujících molybden, a v okolí metalurgických závodů.

Wolfram nemá zvláštní hydrochemický ani hygienický význam. Podzemní a povrchové vody na Urale obsahují 10 až 80 mg·l⁻¹ wolframu. *Vanad* v malých koncentracích má léčivé účinky, ale ve větších je toxický. Vysoké koncentrace způsobují dráždivě na pokožku a způsobují dietetické obtíže. Nepříznivě ovlivňuje biochemické procesy. Vanad je ve vodách od určitých koncentrací považován za ukazatel výskytu ropy.

Toxicitě *berylia* se v posledních letech věnuje zvýšená pozornost. Berylium vyvolává dermatózu a poruchy dýchacího ústrojí, při vdechování může mít i karcinogenní účinky. Sloučeniny berylia se používají v metalurgickém průmyslu, při výrobě raketových paliv a fluorescenčních lamp. Berylium nachází uplatnění rovněž v jaderných reaktorech jako moderátor.

Chlorované organické látky

Polychlorované bifenylly (PCB) jsou syntetické látky, u kterých se prokázala vysoká toxicita²⁶. Do lidského organismu se dostávají z potravního řetězce (rybí maso, kravské mléko, hovězí a vepřové maso). Významné negativní postavení má v tomto řetězci i mateřské mléko. Hlavní kontaminace živočišných potravních řetězců pocházela z barev a nátěrů obsahujících PCB a používaných v zemědělské prvovýrobě. Pro negativní biologické účinky (toxicitu) byla v Československu výroba PCB ukončena v roce 1986 (ve vyspělých zemích již v roce 1977).

Polychlorované bifenylly jsou nehořlavé kapaliny s výbornými dielektrickými vlastnostmi. Z chemického hlediska to jsou směsi různých izomerů a mohou obsahovat až deset atomů

²⁶ Toxicita PCB je srovnatelná s toxicitou dioxinů (2,3,7,8 tetrachlor dibenzo-p-dioxin), který je pokládán za nejtoxičtější známou synteticky vyrobenou látkou.

chlóru v molekule (u PCB s 4 až 5 atomy lze vytvořit přes 100 izomerů). Mimořádná chemická a biologická stabilita je závislá na počtu chlóru v molekule. Zvláště biochemicky stabilní jsou látky obsahující více než 5 atomů chlóru. PCB se chová obdobně jako DDT, vyznačuje se však ještě vyšším biokoncentračním faktorem (dvojnásobným proti DDT).

PCB se nacházejí ve všech složkách ekosystémů. Poprvé byly PCB objeveny v polovině 60. let minulého století při sledování kontaminace mořské fauny. Koncentrace PCB v dešťové vodě je 20 až 100 ng·m⁻³. Vysoké koncentrace PCB se nacházejí v čistírenských kalech (až 100 mg·kg⁻¹) a v půdě. NPK pro pitnou vodu je 50 ng·l⁻¹, vzduch 170 ng·l⁻¹. Povolená koncentrace PCB v konzumním mléce je 0,3 mg·kg⁻¹.

Technické směsi PCB mají výhodné technické vlastnosti. Jsou chemicky stálé, až do 300 °C. Jde totiž o kapaliny s bodem varu 330 – 390 °C podle stupně chlorace. Další výhodou je, že jsou nehořlavé, nemísí se s vodou, mají vysoký elektrický odpor (řádové 10⁻¹⁵ Ω·m⁻¹) a relativní permitivitu 5 - 7. Proto našli široké uplatnění v elektrotechnice jako náplně transformátorů a kondenzátorů, kde nahradily hořlavé parafinové oleje. PCB s vysokým obsahem chlóru se používaly jako náhražka parafinových vosků při výrobě kabelů, nebo jako těsnící hmota elektroinstalací. Dále se PCB užívaly jako změkčovadla laků a plastů, složky mazadel, jako surovina k výrobě nehořlavých hydraulických nebo teplosměnných kapalin (např. pro ohřev destilačních kotlů), nebo jako přísady do barev.

Přesto, že se PCB již přestaly vyrábět, není uzavřen problém jejich likvidace. Likvidace PCB je vzhledem k jejich chemické stálosti obtížná. Nejčastěji se provádí:

- skládkování jako nebezpečný odpad,
- chemický rozklad,
- spalování ve speciálních spalovnách.

Skládkování je pouze dočasné řešení. Metody chemického rozkladu nejsou v praxi příliš rozšířeny. Nejčastěji se provádí spalování při teplotě 1200 °C a přebytku kyslíku. Tento způsob likvidace je energeticky náročný a lze ho vzhledem ke značnému rozptýlení PCB v životním prostředí aplikovat jen v omezených případech. Přirozená biodegradace probíhá velmi pomalu. Znamená to, že s tímto typem škodliviny se budeme setkávat ještě delší dobu.

Plasty

Ve výčtu závadných materiálů nelze pominout plasty. Hodnocení jejich ekologické závadnosti není jednoduchá záležitost. V životním prostředí se plast může na jedné straně projevit negativně jako odpad, na druhé straně může mít negativní aspekty již samotná jeho výroba.

Z ekologického hlediska je velmi nevhodný materiál polyvinylchlorid (PVC). Jeho výroba by měla být z důvodu negativních ekologických dopadů výroby, užití i zneškodnění v co nejvyšší míře zredukována (do ČR se již nesmí dovážet obaly na bázi PVC). Toto ekologické hledisko je založeno hlavně na hodnocení potenciálního vlivu emisí chlorovodíku (HCl) a dioxinů vznikajících při spalování opadů z PVC.

Potenciálně velmi silný negativní dopad výroby PVC je v možné expozici karcinogenního monoméru vinylchloridu v pracovním prostředí. Další hlavní problémy jsou v expozici vinylchloridu, chlóru, fosgenu a dioxinů, vytvořených při nehodách (požár), nebo při zpracování a užití PVC. Konečně i při spalování odpadu s obsahem PVC se uvolňují chlorovodík, dioxiny a těžké kovy, které jsou dále emitovány do atmosféry, nebo kontaminují strusku, popílek, a materiály vystupující z procesu čištění spalin. Podíl chlóru, vzniklý ze spalování PVC, může činit až 50 – 80 % obsahu chlóru ve spalovaných odpadech.

Polystyren (PS) vykazuje lepší výsledky v porovnání s PVC, ale také se u něho objevují ekologické problémy. Výroba PS vyžaduje více energie. Některé produkty z PS jsou expandovány freony (CFC) nebo obsahují senzibilizující azodikarboamid. Styren je považován za látku způsobující poruchy reprodukce.

Polyuretany (PUR) představují potenciální nebezpečí při výrobě, polymeraci, zpracování i nehodách (požárech). Materiály s PUR bývají expandovány pomocí freonů (CFC) a často obsahují i halogenované retardéry hoření. Z těchto důvodů není PUR doporučován jako alternativní materiál k PVC. Obdobný závěr platí pro syntetický kaučuk (chloroprén) a kopolymer SBR (styrenbutadien), které uvolňují karcinogenní substance do pracovního prostředí. Při spalování chloroprénu se může uvolňovat chlorovodík a dioxiny.

Mezi alternativní ekologicky akceptovatelné materiály za PVC se pokládají polyetylén (PE), polypropylen (PP), polyetyléntereftalat (PET) a etylenpropylendien (EPDM).

3.2.2 Příklady ekologicky závadných technologií v elektrotechnice

Pro moderní elektrotechnickou výrobu je charakteristické využívání téměř celé škály materiálů vytvořené přírodou a člověkem, což je dáno specifickostí elektrotechnického výrobku. Různorodost elektrotechnických technologií je na jedné straně nezbytnou podmínkou pro funkčnost elektrotechnického zařízení a na druhé straně klade zvýšené požadavky na životní prostředí.

Povrchové ochrany s funkčními vlastnostmi

Téměř v každém elektrotechnickém zařízení jsou různé kovové kryty nebo šroubová spojení, od kterých se požadují vedle mechanických někdy i specifické elektrické vlastnosti (např. kontaktní odpor, snadná pájitelnost). Je-li k tomu zároveň vznesen požadavek, že zařízení bude vystaveno korozně agresivnímu prostředí, nabízí se použít na povrchovou úpravu kovových částí galvanicky vyloučené povlaky.

Pro své výjimečné vlastnosti, zejména v protikorozní ochraně, našlo v minulosti v tomto směru uplatnění kadmium. U galvanicky vyloučených kadmiových povlaků se oceňuje hlavně:

- dobrá ochranná účinnost proti korozi a stříbřitě bílý vzhled i po delší době expozice v agresivním prostředí,
- dobrá pájitelnost při užití neagresivních pájecích prostředků,
- dobré kluzné vlastnosti, malá objemnost korozních produktů (snadná demontovatelnost šroubových spojů),
- poměrně dlouhé zachování povrchové vodivosti,
- dobrá odolnost bimetalického spoje Cd-Al.

Vlastní kadmiování je jednoduché. Vážné problémy jsou se zneškodňováním kadmia v odpadních vodách. Složitá je i otázka kalového hospodářství. Kal se může vyvážet jen na vyhrazené skládce, aby se zamezilo nebezpečnému úniku toxických kovů do okolní půdy a vody.

Galvanotechnika není jedinou oblastí uplatnění kadmia v průmyslu. Kadmium se používalo jako stabilizátor do plastů, bylo v pigmentech některých nátěrových hmot. Pro zlepšení mechanických vlastností se přidává do mědi a používá se při výrobě pájek. Významné je využití kadmia jako elektrod v alkalických akumulátorech.

Náhradou kadmiových povlaků do průmyslově znečištěných prostředí mohou být např. povlaky zinkové. Korozní odolnost zinkových povlaků lze obecně zvýšit chromátováním nebo různými typy nátěrů (např. vypalovací nátěry plněné kovovým prachem). U řady

elektrotechnických výrobků, kde se dříve používaly kadmiové povlaky, lze použít jako plnohodnotnou náhradu rezolové nebo elektroforeticky nanášené nátěry. Pokud jsou na povlakový systém kladeny požadavky dobré pájitelnosti, lze kadmiové povlaky nahradit galvanicky vyloučenými cínovými, niklovými, nebo slitinovými (např. NiFe) povlaky.

Izolační systémy

Jako příklad ekologicky závadné technologie v oblasti výroby izolačních systémů může posloužit výroba budících vinutí elektrických strojů. Na budící vinutí jsou kladeny speciální technologické a konstrukční požadavky. Jedním z nich je, aby izolace byla odolná vůči vysoké teplotě a snášela mechanické namáhání. Tyto požadavky splňuje izolace na bázi azbestu. Další předností azbestu, pro který je využíván v elektrotechnickém průmyslu, je vedle odolnosti proti zvýšeným teplotám i jeho odolnost vůči chemicky agresivnímu prostředí a elektrickému oblouku.

Azbest (magnesium hydrosilikát) je nerost, který se v přírodě vyskytuje ve dvou základních druzích, z nichž každý se podle chemického složení dělí na více odrůd. Pro elektrotechniku má největší význam chryzolit, odrůda serpentinu, který kryje přibližně 90 % celkové spotřeby azbestu.

Chryzolit se snadno dělí na ohebná vlákna délky 2 až 100 mm a průměru 5 μm. Po vytřídění se z vláken vyrábějí provazce, šňůry, příze, tkanice, lepenka, papír apod. Pro elektrotechniku se používal speciální azbestový papír bez nežádoucích příměsí (oxidů železa) zpevněný nosičem ze skleněných vláken a prosycený termoreaktivní pryskyřicí (Vetroasbest, Asbestglas, Rotast apod.). Izolační systém z těchto materiálů splňoval všechny požadavky kladené na izolaci budících cívek i největších výkonů.

Při dělení azbestu vznikají jako odpadní produkty vlákna o průměru < 3 μm a délce 5 μm. Tato vlákna se dostávají vdechnutím snadno do plicních kanálků. Doba setrvání azbestových vláken závisí na druhu azbestu. Bílý azbest (chryzolit) se vyznačuje mnohem kratším časem setrvání v plicích v porovnání s modrým azbestem (krokydolit). Dlouhodobým působením na plicní tkáň může azbestový prach vyvolávat těžké chorobné stavy (azbestozu nebo rakovinu plic).

Stupeň nebezpečnosti azbestu není závislý pouze na chemickém složení nebo struktuře azbestových vláken. Úlohu tu hraje více činitelů. Urychlovačem karcinogenního působení prachu je kombinace azbestozy a tabákového dýmu.

Náhradou vláknitých materiálů se zabývají ve všech průmyslově vyspělých zemích. Jako perspektivní se jeví např. skleněná vlákna, polypropylen nebo keramická vlákna. Bezazbestové izolační systémy jsou vyráběny buď na bázi mechanicky pevného a elektricky dostatečně odolného nosiče s finálními vlastnostmi (např. materiál Delbond), nebo jako izolace, které své konečné vlastnosti získávají při technologickém zpracování (např. materiály Sklofol, Primon U a další).

Pájení v elektronice

Velice rozšířenou technologií v elektrotechnice je pájení. Při pájení se uvolňuje do ovzduší velké množství škodlivin, které mohou být inhalovány člověkem ve formě jemných aerosolů. Exhaláty mohou pocházet ze základního materiálu, přídatného materiálu (pájky, tavidla) nebo technologického procesu. Nejčastější látky objevující se při pájení jsou tab. 53.

Technologický proces	Škodliviny
měkké pájení	organická rozpouštědla, čisticí prostředky
tvrdé pájení	Fe, Cu, Cr, Ni, Al, Si, Sn, O ₃ , CO, CO ₂ , NO _x

Tab. 53 Nejčastější látky vznikající při pájení

Zvláštní pozornost je třeba věnovat aerosolům toxických látek kovové povahy (Mn, Cr, Be, Cu, Zn) a uvolňujícím se fluoridům a chloridům (z čisticích přípravků). Kromě aerosolů se uvolňují do pracovního prostoru i některé plyny, které nejsou nebezpečné z hygienického hlediska (nitrozní plyny, CO, CO₂), které ale patří mezi ekologické škodliviny.

Velikost NPK pro pájení a svařování je určována hygienickými předpisy. Dým uvolňující se při svařování nebo pájení se určuje ze vztahu:

$$NPK_d = 100 \frac{NPK_{tox}}{C_{tox}} \quad (116)$$

Hodnoty NPK vybraných toxických složek tavidel jsou v tab. 52. Jestliže obsahují škodliviny více toxických složek, jejich komplexní účinek se zjišťuje ze vztahu:

$$NPK_d = \frac{NPK_{tox_1} C_{tox_1} + NPK_{tox_2} + \dots + NPK_{tox_n} C_{tox_n}}{C_{tox_1} + C_{tox_2} + \dots + C_{tox_n}} \quad (117)$$

Snižování exhalací toxických látek v procesu pájení lze dosáhnout volbou vhodného typu pájky, tavidla a technologie pájení. Z hygienického hlediska má velký význam větratelnost prostorů, kde se provozuje pájení.

Dala by se uvést celá řada dalších případů, kdy použitá technologie nebo materiál je sice výhodný z hlediska výroby nebo funkce či provozu elektrotechnického zařízení, ale v některé fázi se projeví ve větší nebo menší míře ekologická závažnost zvolené aplikace. Může to být např. použití izolačních vrstvených materiálů na bázi fenolických pryskyřic, nátěrových nebo impregnačních prostředků založených na rozpustidlovém základě. Ekologické problémy přináší i aplikace plynů jako chladicích médií (freonů) nebo zhášecích či izolačních látek (hexafluorid síry).

Složka	NPK (mg.m ⁻³)		Význam složky v procesu pájení
	průměrná	nárazová	
anorganická			
fluoridy	1	2	aktivační činitel
Cl	3	6	
HCl	8	16	
CO	30	150	produkt spalování reakční zplodina
O ₃	0,1	0,2	
CO ₂	9000	45000	
NO _x	10	20	
organická			
benzen	5	25	rozpouštědlo
toluen	200	1000	
aceton	800	4000	
etylalkohol	1000	5000	
CCl ₄	20	200	
fenol	20	40	krycí složka
formaldehyd	2	5	

Tab. 54 Toxické složky vznikající v procesu pájení

IV. ŘEŠENÍ EKOLOGICKÝCH PROBLÉMŮ V PRŮMYSLU

Lidé na celém světě docházejí čím dál tím více k poznání, že způsob, jakým zachází společnost s životním prostředím, není v pořádku a že je nutné s tímto stavem něco dělat. Snaha o nápravu se děje na dvou úrovních. Na úrovni vládních exekutiv vznikají zákonná opatření, která mají většinou restriktivní a donucovací charakter. Na druhé straně v průmyslu, který pochopil význam ekologických záležitostí, vznikají aktivity, které zdůrazňují a posilují ekologické chování podniku.

Hodnocení vlivů působících na životní prostředí

Přijetím hlavních zákonů o životním prostředí na počátku devadesátých let, byl v České republice vytvořen na jedné straně moderní soubor legislativních předpisů, na druhé straně vzniklo pro podnikatelskou sféru náročnější prostředí.

Státní zájem o ochranu životního prostředí je vyjádřen zákonem č. 244/92 Sb., někdy označovaném zkratkou EIA. Podle tohoto zákona je při hodnocení vlivů projektovaných staveb na životní prostředí nutné posuzovat zejména:

- ekologickou únosnost dotčeného území,
- zajištěnost prevence, minimalizace, případně kompenzace nepříznivých účinků záměrů na životní prostředí,
- řešení dopravních systémů,
- důsledky činností využití dotčeného území na životní prostředí,
- způsoby nakládání s odpady a jejich zneškodňování,
- variantní koncepce a úplnost poskytovaných informací o projektovém záměru.

Výsledkem tohoto posouzení by mělo být dosažení takového stavu, který vyvažuje nárokané požadavky záměrů s možnostmi území. Navržená ochranná, případně kompenzační opatření, nebo korekce sledují prevenci ekologických ohrožení, případně minimalizaci nepříznivých účinků na životní prostředí. Tato opatření by měla harmonizovat jednotlivé společenské potřeby (urbanistické, krajinářské, ekologické a sociální). Při hodnocení EIA by měly být zohledněny v první řadě ekologické principy a zákonitosti. Respektovány by ale měly být i další skutečnosti, jako je např. vývoj krajiny, její osídlování a využívání, požadavky jednotlivých dotčených objektů a subjektů apod. Záměry každého projektu je potřebné hodnotit zejména z hlediska:

- lokalizace území pro obytné, rekreační a výrobně-skladové zóny,
- řešení dopravních systémů,
- zásobování vodou ve vazbě na její kvalitu,
- zásobování energiemi ve vazbě na hygienickou úroveň životního prostředí,
- likvidace odpadů,
- minimalizace narušování přírodních struktur a ekologické stability území,
- zajištění příznivé úrovně sídel včetně dostatečných funkčních ploch,
- revitalizace krajiny, poříčních systémů a venkovského osídlení,
- využívání a ochrana nerostných surovin a dalších přírodních zdrojů.

V souvislosti s EIA se často používá termín ekologická újma. Ekologickou újmou je ztráta nebo oslabení funkcí ekosystémů, vznikající poškozením jejich složek nebo narušením vnitřních vazeb a procesů v důsledku lidských činností. Ekologická újma je způsobena znečištěním či poškozením životního prostředí, případně ohrožováním zdraví obyvatel nevhodnými zásahy a činnostmi, neuvážlivým čerpáním přírodních zdrojů či vnášením cizorodých látek, nad míru stanovenou předpisy. Ekologickou újmou je tedy každá nepříznivá

změna životního prostředí, struktury a funkcí ekosystémů krajiny a jejich složek vyvolaná činností člověka. Každý, kdo poškozováním životního prostředí způsobil ekologickou újmu, je podle zákona povinen obnovit přirozené funkce ekosystému nebo jeho částí. Není-li to možné, nebo z vážných důvodů účelné, musí ekologickou újmu nahradit jiným způsobem (např. v penězích).

4.1 Ekologické aktivity průmyslu

Dominantním jevem ekonomiky jsou velmi tvrdé tržní podmínky. Na světovém trhu potom stačí relativně malá výchylka v kvalitě výrobku nebo služby jedním či druhým směrem, aby na ní trh zareagoval. Jedním z atributů ovlivňující současný světový trh, jsou ekologické parametry výrobku. Ve světě narůstá poptávka po ekologických službách a produktech.

Důvody tohoto nárůstu jsou různé. Na národní úrovni je to tlak zájmových skupin, které se snaží profitovat na vzniku nové formy ekonomiky – ekologickém byznysu. Na mezinárodní úrovni vyvolávají ekologické tlaky dva základní faktory:

- nadnárodní a globální povaha současných ekologických problémů,
- zvýšená citlivost veřejnosti na ekologické události.

Tyto faktory a složitost dopadů ekonomické činnosti lidstva na životní prostředí způsobuje, že vládní struktury i průmysl si začaly uvědomovat, že je nutné přejít na novou koncepci ochrany životního prostředí. Ukazuje se, že tradiční formy investic nejsou v této oblasti tak účinné a efektivní, jak by se očekávalo. Důraz je tedy přenášen z konvenčního investování do opatření proti znečištění na investice do specifických sektorů ekonomiky. To se projevuje posunem od snah vyčistit znečištěné složky na konci technologického řetězce ke snahám využívat takové technologie, při kterých ekologické problémy nenastávají (nebo jsou minimální). Změny v ekologickém myšlení jsou shrnuty v tab. 55.

Staré myšlení	Nové myšlení
bodové zdroje znečištění	difúzní zdroje znečištění
poškození přírody	mikrotoxická
dopady na místní úrovni	mezinárodní a globální dopady
ekologické investice	sektorová ekologická politika
likvidace znečištění	prevence znečištění
konfrontace	spolupráce
ekonomická zátěž	příležitost pro zisk

Tab. 55 Změny v ekologickém myšlení

Institucionálním dopadem těchto změn je i odklon od tradičních, často konfrontačních a donucovacích správních postupů ze strany exekutivy k přijetí takových postupů, které jsou mnohem více založeny na spolupráci mezi vládní exekutivou a průmyslem. Současně s tím, jak průmysl přejímá větší zodpovědnost za řešení ekologických záležitostí, hledá i ekonomicky efektivnější způsoby, jak se vyrovnat s legislativními ekologickými normami. Výsledkem těchto změn je poznání firem, že pokud budou efektivně a účinně bránit vzniku odpadů nebo vypouštění znečišťujících látek, může to pro ně představovat významné finanční úspory.

Ekologická politika průmyslu je postavena na čtyřech základních principech:

a) Technologickém pokroku, pro který je charakteristické:

- omezování znečištění,
- zabránění vzniku znečištění,
- používání progresivních technologií.

- b) Tržních mechanismech, v rámci nichž je odpad a množství znečištění ukazatelem využívání energií a surovin vystupujících do výrobního procesu.
- c) Nekonfrontačních vztazích, které dávají podnikům dostatečný legální prostor při řešení ekologických problémů.

Charakteristickou vlastností současných ekologických aktivit je snaha upozorňovat na neekologické chování firem. Takto je např. zaměřen americký Registr emitovaných toxických složek (TRI). TRI zveřejňuje firemní údaje o tom kde, jak intenzívně a kdo kontaminuje životní prostředí toxickými látkami. Výkaznictví podle TRI se ale nevztahuje na americké firmy působící v zahraničí.

Velké průmyslové ekologické nehody (únik toxického metylisokyanátu v r. 1984 v továrně Union Carbide v Bhopálu v Indii) byly v USA podnětem k přijetí zákona SARA (r. 1986). Podle tohoto zákona musí přes 320 amerických výrobců různých chemických látek podávat každoročně zprávy o hodnotách vypouštěných chemikálií do vody, vzduchu a půdy a to i v těch případech, kdy vypouštěná množství jsou v rámci vydaných povolení.

Havárie tankeru Exxon Valdez v Zátocě Prince Williama na Aljašce v roce 1989 a následný únik jedenácti milionů galonů surové ropy vedl k ustavení Koalice pro ekologicky odpovědnou ekonomiku (CERES). Koncepce CERES je založena na nátlaku klíčových firem plnit ekologické normy. K principům prosazovaným CERES se do roku 1993 přihlásilo přes 70 největších amerických firem.

Pro většinu ekologických aktivit je typické, že i když mají z počátku národní charakter postupně přerůstají do mezinárodního prostoru. Příkladem této tendence je např. program ekoauditů (EMAS) a systém pro snížení odpadů z obalových materiálů (DSD) apod.

Rada evropských společenství (The Council of European Communities) přijala v roce 1993 zásady ekologického managementu a auditu (Směrnice ES č. 1836/93 o dobrovolné účasti průmyslových organizací v programu ekologických prověrek EMAS). Cílem EMAS je zavést systémy ekologického řízení do průmyslových závodů a tak zlepšit ekologickou situaci v zemích ES. Podle EMAS existuje kolem 58 typů průmyslových činností, které vyžadují ekologický dohled. Chce-li se podnik certifikovat podle EMS musí:

- přijmout ekologickou politiku,
- provést ekologické posouzení podniku,
- provádět pravidelný ekologický audit,
- připravit program ekologického managementu,
- připravit a zveřejnit ekologické zprávy,
- zabezpečit ověřování ekologických zpráv vnějším auditorem.

Aktivita v rámci EMAS je založena na dobrovolnosti. Doplnuje tak tradiční státní donucovací a kontrolní aparát o nástroje, které se spoléhají na vlastní iniciativu podniku. Ve svých důsledcích to znamená, že průmyslové podniky v různých regionech ES musí své ekologické chování srovnávat s všeobecně přijatým ekologickým standardem. Od druhé poloviny devadesátých let to je ISO 14000.

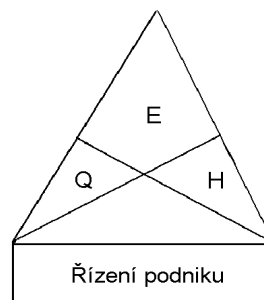
Systém DSD měl vytvořit v Německu prostor pro rozvoj recyklačního průmyslu. Tento předpoklad se naplnil v takovém rozsahu že, přivedl systém málem ke krizi. V prvním roce po vyhlášení (v r. 1993) bylo shromážděno více obalového materiálů (hlavně plastů), než kolik byly recyklační závody schopny zpracovat. Přes tyto obtíže a přes určité názory, že se jedná o omezování obchodu se koncepcí DSD prosadila v dalších zemích Evropy (Rakousko, Belgie, Dánsko, Francie, Itálie a Švédsko).

Od počátku devadesátých let nabývají v průmyslových ekologických snahách na významu aktivity vycházející z ISO 9000. I když ISO 9000 není specificky ekologickou normou, začaly ji některé průmyslové sektory používat pro řízení svých ekologických, hygienických a bezpečnostních (pracovních) záležitostí. Vycházely jednak z dokonale propracovaného systému řízení jakosti a jednak z poznatku, že ekologie a jakost spolu úzce souvisí. Ekologická specifika si ale vynutila vytvořit vlastní systém, který však převzal filozofii a strukturu ISO 9000 a dokonce celý soubor průmyslových aktivit v této oblasti zastřešil (obr.68).

V rámci EU je celá řada aktivit spojená s ochranou životního prostředí²⁷. Tak např. IPPC (Integrovaná prevence a omezování znečištění) je pokročilým způsobem regulace vybraných průmyslových a zemědělských činností při dosažení vysoké úrovně ochrany životního prostředí jako celku. Cílem opatření je předcházet znečištění a pokud to není možné, tak omezovat vznik emisí. Nižší zátěže životního prostředí je dosaženo snižováním produkovaných emisí především aplikací preventivních opatření, nikoli použitím koncových technologií, které odstraňují již vzniklé znečištění.

4.2 Ekologické řízení podniku

Zásady ekologického řízení podniku (Environmental management systems EMS) byly formulovány v Podnikatelské chartě pro trvale udržitelný rozvoj. Charta byla vypracována Mezinárodní obchodní komorou (ICC) v r. 1990 a vyhlášena na Druhé světové průmyslové konferenci o ekologickém managementu (WICEM II) v dubnu 1991. Na jejím zpracování se podíleli pracovníci významných světových firem jako DuPont, Shell International, Norsk Hydro. Cílem Podnikatelské charty pro trvale udržitelný rozvoj je co nejvíce podniků zavázat k tomu, aby uplatňovaly postupy vedoucí ke zlepšení ochrany životního prostředí. Zásady byly zpracovány do 16 principů řízení ochrany životního prostředí. Snaha o dosažení cílů, formulovaných v těchto principech, vyúsťuje do potřeby:



Obr.68 Začlenění environmentální aktivity do systému řízení podniku

- formulovat a zavést ekologickou koncepci (politiku) a ekologické programy v podniku,
- provádět objektivní a periodické vyhodnocování ekologické účinnosti přijatých opatření,
- informovat veřejnost v místě působení podniku o ekologickém chování,
- požadovat u ekologických koncepcí, programů a systémů řízení certifikovanou shodu s požadavky a nařízení ve formě osvědčení, vydaného nezávislým akreditovaným ekologickým prověřovatelem.

První směrnice a normy, které tyto zásady obsahovaly, byly:

- americká národní norma ANSI/ASQC E4-1993 – Požadavky na systémy jakosti ekologických programů,
- kanadská CAN/CSA Z750 – Směrnice pro ekologické prověřování,
- britská norma BS 7750 – Systémy ekologického managementu.

²⁷ Směrnice 2008/1/ES

Britská norma BS 7750 byla v Evropě první normou, stanovující požadavky na systémové pojetí ekologického chování podniku. Řada podniků v EU byla podle této normy certifikována. Rostoucí zájem o problematiku EMS byl podnětem ke vzniku evropského systému EMAS. Organizace, které přijímaly EMAS musely si buď vytvořit vlastní systém ekologického managementu, nebo použít BS 7750.

4.2.1 Obecné principy ISO 14000

Od r. 1995 mají podniky možnost zavádět EMS s využitím ISO 14000. Soubor těchto norem poskytuje nástroje pro systémové pojetí ekologického chování podniku na mezinárodně přijaté základně. Normy ISO 14000 jsou koncipovány v souladu s principem čtyř P, tj. podle principu Plánuj, Proveď, Prověř, Pokračuj, vypracovaného pro zajišťování jakosti. Systém je tedy obdobou požadavků na jakost ve výrobě a poskytování služeb tak, jak je přináší řada norem ISO 9000.

Podstatou ekologicky orientovaného řízení podniku, formulovanou v ISO 14000, je uplatnění ekologického přístupu ve všech úrovních řízení podniku. Smyslem tohoto opatření je minimalizovat negativní vlivy výrobních technologií i vyráběných produktů na životní prostředí. Tento komplexní přístup umožňuje souběžně řešit nejenom ekologické problémy, ale také mnohé technické, technologické, výrobní, personální a další otázky, významné pro podnik.

Za charakteristické prvky ISO 14000 lze pokládat:

- vytvoření systému řízení z hlediska životního prostředí v obecné i specifické formě,
- pravidelné šetření a prověřování podniku z hlediska životního prostředí,
- vytváření jednoznačných postupů (prohlášení) o technologických procesech, službách a výrobcích z hlediska životního prostředí,
- dobrovolné přistoupení k hodnocení chování podniku z hlediska životního prostředí (od získávání vstupních surovin až po likvidaci odpadů),
- všeobecná přístupnost informací o ekologické situaci v podniku.

Všechny normy zaměřené na systém ekologického managementu jsou nástrojem, který umožňuje podniku zabezpečit splnění (dodržování) vyhlášené ekologické koncepce a demonstrovat toto plnění. Nejde při tom o jednorázovou záležitost, ale o spirálový vývoj. Systém je koncipován zároveň tak, že může být použit nebo aplikován jakoukoli organizací bez ohledu na povahu její činnosti.

4.2.2 Systém ekologického managementu

V obecné poloze EMS zahrnuje koncepce, postupy, organizační struktury, jejich funkce a odpovědnosti, registry známých a pozorovaných přímých či nepřímých účinků pocházejících z činností podniku. V konečné formě se soubor všech požadavků vyplývajících z EMS projevuje v tom že:

- podnik má nástroj snižující náklady, což vede ke zvýšení konkurenceschopnosti,
- snižuje vystavení organizace rizikům z porušení zákonů,
- je prostředkem pro finančně účinné změny v ekologické oblasti,
- poskytuje prostředky pro objektivní posouzení podnikatelského chování,
- podporuje jak ekologické povědomí, tak cíle jakosti,
- je to cenný komunikační nástroj, který zvyšuje morálku organizace a vytváří etické veřejné vztahy.

Přípravné přezkoumání (počáteční analýza)

Cesta k zavedení EMS začíná podrobnou analýzou podniku s důrazem kladeným na hodnocení ekologických problémů a negativních vlivů činnosti podniku na životní prostředí. Analýza je prováděna s uplatněním moderních metod pro posouzení účinnosti řízení ochrany životního prostředí. Na základě vyhodnocení této analýzy jsou stanoveny ekologické cíle a vyhlášena ekologická politika. Přípravné přezkoumání je základním prekursorem, se kterým se všechny budoucí ekologické snahy a iniciativy podniku musí srovnávat.

Registr účinků na životní prostředí

Součástí posuzování ekologické aktivity podniku je vypracování registru účinků výrobní aktivity na životní prostředí. Tento dokument se týká zejména účinků pocházejících z činností podniku, které jsou upravovány nařízeními a předpisy. Vedle těchto všeobecně známých účinků mohou existovat v podniku speciální procesy, které ještě nebyly úplně vyhodnoceny, nebo které vzbuzují zájem veřejnosti. Podrobně musí být vzaty do úvahy trvalé účinky, které jsou spojeny s činnostmi prováděnými v minulosti přímo na místě, nebo v celé oblasti. Registr účinků by měl zahrnovat zejména následující kategorie:

- řízené a neřízené emise do atmosféry,
- řízené a neřízené vypouštění odpadních vod,
- znečištění půdy,
- využití půdy, vody, paliv, energie a dalších přírodních zdrojů,
- hluk, zápach, prach, vibrace a vizuální účinky,
- účinky na ekosystémy a specifické oblasti životního prostředí.

Uvedené kategorie musí být registrovány jak za normálních, tak za abnormálních provozních podmínek, včetně nepředvídatelných událostí, nehod a náhod. Přitom je nutné respektovat to, že požadavky na některé výrobky nebo substance mohou být limitovány zdravotními nebo bezpečnostními požadavky a že může existovat tlak na omezení jejich používání.

Ekologické cíle

Jakmile jsou známy výsledky přípravného přezkoumání, je možné definovat ekologické cíle, které vyjadřují jednání podniku ve vztahu k životnímu prostředí. Způsoby (prostředky), kterými se má ekologických cílů dosáhnout, musí být dokumentovány. Součástí cílů může být nezbytná modifikace výrobního procesu, nebo některého z jeho parametrů. Nové výrobky a procesy obvykle vyžadují zavedení oddělených programů definujících:

- jaké jsou ekologické cíle u nového výrobku,
- jak lze tyto cíle dosáhnout,
- jak postupovat při změnách a modifikacích, vzniklých v průběhu vývoje projektu,
- jaká nápravná opatření budou uplatňována,
- které okolnosti nápravná opatření vyvolávají a jak je jejich účinnost hodnocena (měřena).

Ekologická politika (koncepce)

Svůj postoj k ekologii podnik deklaruje vyhlášením ekologické politiky. Podle povahy, rozsahu a dopadů činnosti podniku musí politika životního prostředí obsahovat trojí závazek:

- neustálého zdokonalování,
- prevence znečišťování,
- souladu koncepce s legislativou a předpisy.

Ekologická politika musí být přijata vrcholovým managementem podniku na základě širokého souboru informací. Tyto informace pocházejí převážně z přípravného přezkoumání. Podnik může ale využít i data odvozená ze záznamů o jakosti, monitorování výrobních procesů a dalších informačních zdrojů. Od ekologické politiky se očekává, že:

- je relevantní k produktům a službám organizace a jejich ekologickým účinkům,
- je rozumně zavedena a udržována na všech úrovních organizace,
- je veřejně přístupná,
- obsahuje závazek kontinuálního zlepšování ekologické činnosti,
- počítá se zveřejněním ekologických cílů.

Pro úspěšné plnění EMS je vhodné zřízení výboru (komise) složené ze zaměstnanců podniku. Osoby zodpovědné za ekologii tak nejsou omezeny jenom svou ekologickou funkcí, ale mohou do své činnosti zahrnout jiné oblasti působení organizace např. operativní řízení, či jiné základní činnosti odlišné od ekologických aktivit. V malých nebo středních podnicích může být tato funkce svěřena jedné osobě. Komise by svou činnost měla odvíjet od vrcholového vedení. Nejvyšší stupeň managementu podniku by měl určovat ekologickou politiku organizace a zajistit, aby byl plněn systém ekologického řízení. Jako součást práce komise na úrovni vrcholového vedení by měla být reprezentace s definovanou odpovědností za to, že je systém ekologického managementu úspěšně plněn.

Ekologické plánování

Součástí EMS je i etapa plánování. Ta má zahrnovat tři hlavní prvky. První se týká vztahu činnosti podniku k aspektům životního prostředí. To představuje definování, analýzu a vyhodnocení aspektů zátěže životního prostředí vyvolaného činností podniku. Tento proces má být dokumentován a významné dopady mají být brány v úvahu při stanovování ekologických cílů. Jako druhý krok se požaduje vypracovat a udržovat postup pro sběr a shrnování informací, vztahujících se k příslušným zákonům a předpisům o životním prostředí. Třetí prvek se vztahuje k potřebě určit cíle se zřetelem na plnění podnikové politiky životního prostředí. Tyto záměry musí být rovněž potvrzeny příslušnou dokumentací a měly by respektovat:

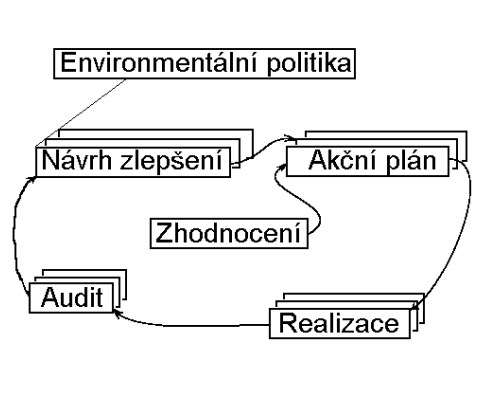
- zákonné a jiné požadavky,
- významné dopady na životní prostředí,
- finanční, provozní a obchodní omezení,
- názory zainteresovaných stran.

V souladu s politikou životního prostředí musí ekologické plánování také obsahovat závazky vztahující se k prevenci znečišťování.

Ekologické prohlášení

Po provedení jednotlivých fází zavádění EMS vydává podnik ekologické prohlášení, ve kterém stručně informuje veřejnost o:

- výrobní činnosti podniku,
- ekologických problémech souvisejících s výrobou,
- produkcí odpadů, emisí, spotřebě surovin a energií,
- začlenění ekologické politiky do systému řízení podniku.



Obr.69 Princip kontinuálního zlepšování ekologické úrovně podniku

Ekologické prohlášení je periodicky aktualizováno s tím, že aktualizace zobecňuje podstatné změny oproti prohlášení předešlému. Ekologické prohlášení nabývá na významu, jestliže organizace chce svůj EMS certifikovat. I když žádost o certifikaci je dobrovolná, tak jestliže je podána, požadavky systému se stávají povinné.

Kontinuální zlepšování

Jedním ze základních atributů EMS je požadavek kontinuálního zlepšování ekologických parametrů podniku. Tohoto stavu není nutné dosáhnout ve všech oblastech najednou. V souladu s ekologickou politikou podniku, by se ale měly ekologické ukazatele postupně zlepšovat. Kontinuální zlepšování (spirálový vývoj) by měl být pravidelně přezkoumáván a prověřován (obr. 69).

Funkčnost systému je v závěrečné fázi prověřena ekologickým auditem. Ten se stává nástrojem periodického a objektivního zhodnocení činnosti organizace, systému řízení a postupů sloužících k ochraně životního prostředí.

Ekologické audity (prověrky)

Má-li podnik účinně řídit svou ekologickou politiku a poskytovat objektivní a nezkreslené informace o svých ekologických aktivitách, musí mít k dispozici vhodné nástroje pro kontrolu efektivnosti EMS. Jedním z těchto nástrojů je ekologický audit. Ekologický audit představuje formu systematického, periodického a objektivního prověřování ekologické politiky podniku. Cílem ekologických auditů je:

- a) prokazovat že, systém ekologického řízení:
 - se shoduje s přijatými úmluvami a požadavky,
 - je náležitě plněn a dodržován.
- b) prověřit, jak je prováděno kontinuálnímu plnění cílů.

Posudkový proces by měl zahrnout všechny komponenty EMS. Jejich posuzování nemusí být ale prováděno naráz (posuzování může probíhat delší dobu). Pro účely prověrek musí podnik sestavit plán prověrek, obsahující:

- a) prověřované oblasti a činnosti:
 - organizační strukturu,
 - administrativní a pracovní postupy,pracovní oblasti, činnosti a procesy,
dokumentaci, zprávy a záznamy.
- b) frekvenci prováděných prověrek, která závisí na povaze prověřovaných činností a výsledcích získaných v předchozích prověrkách,
 - a) pravidla pro vedení prověrek,
 - b) postupy pro přijímání nápravných opatření,
 - c) postupy pro zveřejnění (publikování) výsledků prověrky.

Audity mohou být prováděny osobou z podniku nebo osobou, kterou organizace vybere. V každém případě by měla osoba, která provádí audit:

- postupovat objektivně,
- být k danému úkolu kompetentní,
- být nezávislá na prověřovaných činnostech,
- mít zkušenosti v odpovídajících oborech.

Operativní řízení

V průběhu výrobního procesu se může stát, že podnik zavede nové technologie nebo materiály, u kterých je potenciální možnost, že způsobí nežádoucí ekologické účinky. V tom případě je nutné operativně stanovit, zda jsou relevantní k ekologické politice. Přičemž tyto činnosti a procesy mají být prověřovány za řízených podmínek což zahrnuje:

- autorizaci procesu tam, kde je to vhodné nebo požadované legislativou,
- dokumentování pracovních instrukcí,
- monitorování a řízení procesů a jejich produktů.

I při normálních výrobních podmínkách musí organizace vést a udržovat informace o ekologických záležitostech výrobního procesu ve formě ekologické příručky, pracovních instrukcích a dalších specifikovaných dokumentů. V případě neshod s požadavky EMS musí být určeny osoby pro zajištění toho, že odsouhlasená nápravná opatření budou provedena. Tento proces by měl obsahovat:

- určení příčiny neshody,
- dohodu o plánu činností a termínu realizace,
- uskutečnění všech nezbytných opatření proti možným rizikům,
- dokumentování všech procedurálních změn, vyplývajících z opatření.

Negativní vlivy výrobků a procesů na životní prostředí nutí podniky k hledání metod, sloužících k odstranění a nebo alespoň k zmírnění ekologických následků výroby nebo škod způsobených likvidací výrobků po ukončení doby technického života. Metody musí tedy zajistit komplexní vyhodnocení všech efektů, které předcházejí i následují po vlastním užívání výrobků a služeb. Koncept tedy sleduje celý životní cyklus výrobku, a tak jej někdy nazývají „Konceptem od kolébky do hrobu“.

4.3 Analýza životního cyklu výrobku

Jednou z dynamicky se rozvíjejících metod zaměřených na zkoumání ekologického chování výrobků je tzv. „analýza životního cyklu“ (LCA). Analýza životního cyklu výrobku má základy v USA. Původní metoda se nazývala „Zdroje a profilová analýza životního prostředí“ a zaměřovala se na hodnocení výrobku z hlediska celkové spotřeby surovin a energie. V roce 1969 firma Coca-cola přišla s projektem, který se zabýval otázkou, zda zvolit jako obalový materiál plast, nebo sklo. Bylo bráno v úvahu jak získávání materiálu, tak jeho likvidace. Studie, proti všemu očekávání jednoznačně odhalila jako nejlepší alternativu plast.

Metoda nedosáhla velkého rozšíření a po překonání energetické a surovinové krize nebyl její další vývoj podporován. K renesanci metody došlo až počátkem 80. let minulého století v Evropě, kde se v rámci pozornosti věnované obalové technice začalo poukazovat na nadměrnou spotřebu obalů a z ní vyplývající zbytečné plýtvání se surovinovými a energetickými zdroji. Některé země Evropy, především Švýcarsko, Německo a Švédsko, začaly porovnávat jednotlivé druhy funkčně zaměnitelných obalů a původní americkou metodu rozšířili ještě o hodnocení ekologické zátěže, kterou daný obal během svého života přináší. Při hodnocení se začal sledovat celý životní cyklus. Neposuzovala se jen spotřeba surovin a energie nutná pro samotnou výrobu produktu, ale brala se v úvahu i spotřeba surovin a energie nutná na získání primárních surovin, jakož i na realizaci výrobku ve spotřebitelské sféře a na jeho závěrečnou likvidaci.

Koncepce LCA se postupně začala standardizovat. Začátkem devadesátých let přerostla koncepce LCA z úzkého okruhu zájemců do všech průmyslových odvětví (zejména v Evropě a Severní Americe). V roce 1992 na summitu OSN byla metodologie pod vlivem narůstajícího zájmu označena za velmi slibný nový nástroj na ochranu prostředí.

LCA v datech

1984	publikace EMPA (ekologické balící materiály)
1991	první práce SETAC
1992	vytvoření systému SPOLD (výměna dat)
1993	Brusel, SETAC („Sbírka zásad“ - směrnice)
1996	NF X30-300 (Francie standardy pro životní cyklus)
1997–2000	ISO 14040,41,42,43 (mezinárodní série standardů definující různé stupně metodologie LCA)
1999–2001	ISO 14020,25,48,49 (série standardů a dokumentací)
2006	ČSN EN ISO 14 040, ČSN EN ISO 14 044

Vývoj LCA v elektrotechnice

Jednou z prvních studií životního cyklu byla analýza vlivů počítačového pracoviště mikroelektroniky a výpočetní techniky. Další studie se již zabývaly výrobou nebo jejími částmi. Jako příklad lze uvést studii, která se zabývala srovnáním pájek a vodivých lepidel u technologie povrchové montáže. Některé studie jsou zaměřovány na metodologii LCA elementárních elektronických součástí. V posledních letech se metodologie prosazuje především v telekomunikační technice.

1993	LCA počítačového pracoviště
1994/95	Srovnávací studie pájky a vodivého lepidla v technologii povrchové montáže
1997/98	Semiconductronics: LCA elektrotechnických součástek
1998	Atlantic Consulting LCA zpráva pro EU o osobních počítačích
1998	Nokia: Studie životního cyklu mobilního telefonu
2000	Motorola / Fraunhofer IZM: Studie zpracování křemíku

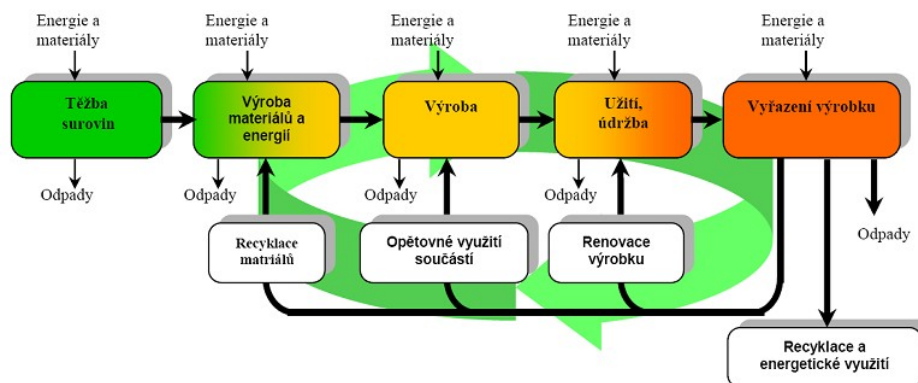
Metodika LCA je stále ve vývoji. Vývoj brzdí mnoho skutečností, jako například:

- složitost některých výrobních technologií a procesů,
- vysoké náklady a dlouhá časová měřítka na realizaci metodiky,
- některé závěry je třeba dělat již během zpracovávání studie a ne až v závěrečné zprávě

Metodika LCA zahrnuje hodnocení celého životního cyklu výrobku od těžby a zpracování surovin, po výrobu, dopravu a distribuci, užití, údržbu, až po recyklaci a konečné zneškodnění použitého výrobku. Hodnocené dopady, prováděné v rámci studie LCA zahrnují vyčerpávání zdrojů, lidské zdraví a kvalitu prostředí. Hodnocení se nezabývá ekonomickými úvahami, nebo sociálními efekty.

Životní cyklus výrobku

Pojem „životní cyklus výrobku“ názorně vyjadřuje tento obrázek:



Obr.70 Znárodnění životního cyklu

Toto zjednodušené schéma znázorňuje jednotlivé stupně životního cyklu. Základem je získávání suroviny (například pro plastové produkty to znamená těžba ropy). Po získávání surovin následuje výrobní stupeň, kde jsou suroviny zpracovány do základních materiálů pro výrobu (ropa je zpracována na polymer, který je pak dále možné zpracovat na plasty). Tyto materiály se nyní mohou podílet na vlastní výrobě konečného produktu. Následuje distribuce, prodej a užívání výrobku. Na konci životnosti je třeba výrobek ekologickým způsobem zlikvidovat. Ekologicky nejšetrnějším řešením je recyklace výrobku. Části výrobku, které se nepodaří recyklovat tvoří odpad. Jednotlivé části životního cyklu jsou spojeny dopravou, kterou je třeba rovněž zahrnout do životního cyklu.

Úrovně posuzování životního cyklu

Metodika LCA byla původně vyvinuta jako podpůrný nástroj k rozhodování mezi jednotlivými produkty. Během vývoje LCA se objevilo mnoho dalších možných aplikací, např.:

- použití pro vnitřní potřebu podniku ve vývoji a zlepšování výrobku,
- pro vnitřní plánování podniku,
- pro externí prezentaci výrobku (marketingové účely),
- jako podklady pro ekologickou politiku.

Obecně by se dal rozsah studie LCA rozdělit do tří úrovní:

- pojmové LCA,
- zjednodušené LCA,
- detailní LCA.

Pojmové LCA

Pojmové LCA je nejjednodušší úroveň LCA. V této úrovni popisu životního cyklu se pracuje většinou jen s omezeným množstvím dat. Pojmové LCA často odpovídá na otázky typu: „Je zde úsilí o ekologickou marketingovou strategii“, „Je produkt významně odlišný od výrobků, které si konkurují“, nebo „Má zvolený produkt výhody nebo naopak nedostatky ve zvolených sporných otázkách“. Na tyto otázky není třeba dělat vysoce kvalitní analýzu, která by byla zdlouhavá a tudíž drahá.

Omezení a zjednodušení zkoumaného systému se může dělat např. vynecháme-li jeden nebo více ovlivňujících faktorů, o kterých víme, že je stejně nedokážeme a nebo nemůžeme nahradit (vylepšit). Další možností je redukovat počet zkoumaných parametrů např. vynecháním spotřeby energie v životním cyklu, ale ne související emise a jejich příspěvek k dalším jevům.

Jako výsledek pojmové analýzy může být materiál nebo součást, která se nejvíce podílí na zkoumaných negativních dopadech. Pojmová LCA není vhodná pro marketingové účely nebo další veřejné šíření výsledků.

Zjednodušené LCA

Cílem zjednodušené studie LCA je poskytnout v podstatě stejný výsledek jako u detailní LCA, ale s významnou úsporou času a financí. Zjednodušení představuje dilema. Je třeba rozpoznat oblasti uvnitř LCA, které lze zjednodušit nebo vynechat, aniž by byl výsledek významně ovlivněn.

Zjednodušené LCA se skládá ze tří stupňů:

- promítnutí (Screening) – rozpoznání důležitých částí systému (životního cyklu),
- zjednodušení (Simplifying) – soustředění další práce na důležitých částech systému,

- ocenění spolehlivosti (Assessing reliability) – kontrola zda zjednodušení se příliš neprojeví na zkreslení výsledku.

Promítnutí LCA může pomoci poznat části (nebo stupně životního cyklu) produktu, které mohou být vynechány. Jako příklad použití promítnutí LCA je označení rizikových fází životního cyklu výrobku. Další využití promítnutí LCA může být sledování procesů, kde se vyskytují určité emise.

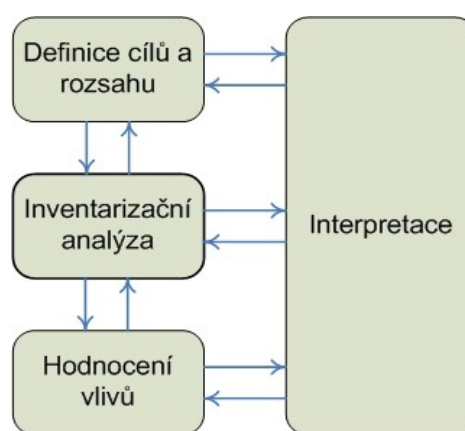
Zjednodušené LCA může být veřejně publikováno, pokud se podnik vyhne nesprávnému výkladu výsledků a pokud uživatel bude upozorněn, že se jedná o zjednodušené LCA.

Detailní LCA

Metodika detailního LCA je definovaná v normách ČSN EN ISO 14 040 a ČSN EN ISO 14 044. Tento postup se snaží co nejpřesněji stanovit vliv produktu na životní prostředí a předejít přesouvání environmentální zátěže mezi jednotlivými fázemi životního cyklu výrobku. Postup zpracování studie je rozdělen do čtyřech fází:

- Definice cílů a rozsahu.
- Inventarizační analýza.
- Hodnocení vlivů.
- Interpretace životního cyklu.

Jednotlivé fáze na sebe časově navazují, ale zároveň mezi nimi dochází k výměně a kontrole informací. Studie tak má iterativní charakter, nelze-li zajistit konzistenci právě zpracované fáze s nějakou z předchozích fází, dojde k přepracování této předchozí fáze a všech fází na ni navazujících. Tato situace je výstižně zobrazena na obr.71.



Obr.71 Postup zpracování studie LCA jednotlivé fáze a jejich vzájemný vztah

Studie detailní LCA má za cíl sledovat rozsah a velikost vlivů životního cyklu výrobku na životní prostředí. Na základě takovéto studie je pak možno preferovat výrobky s prokazatelně nižším negativním vlivem. Studie vede k identifikaci ekologicky náročných částí výroby a snaží se hledat řešení.

Aplikace	Pojmové LCA	Zjednodušené LCA	Detailní LCA
Vývoj výrobku	x	x	x
Návrh pro dané prostředí	x	x	
Zlepšení produktu		x	
Marketing		x	x
Strategické územní plánování	x	x	
Zbrojní průmysl	x	x	

Tab. 56 Příklady doporučených rozsahů studií LCA

4.3.1 Metodika LCA

Definice cílů a rozsahu

Definice cílů

Definice cílů je nedílnou součástí technické koncepce LCA. Zadání studie musí jednoznačně obsahovat:

- důvody vypracování studie,
- využití závěrů studie a navazující rozhodnutí,
- specifikace a rozsah požadovaných informací s uvedením pro jaký účel budou použity,
- okruh uživatelů, kterým je studie určena

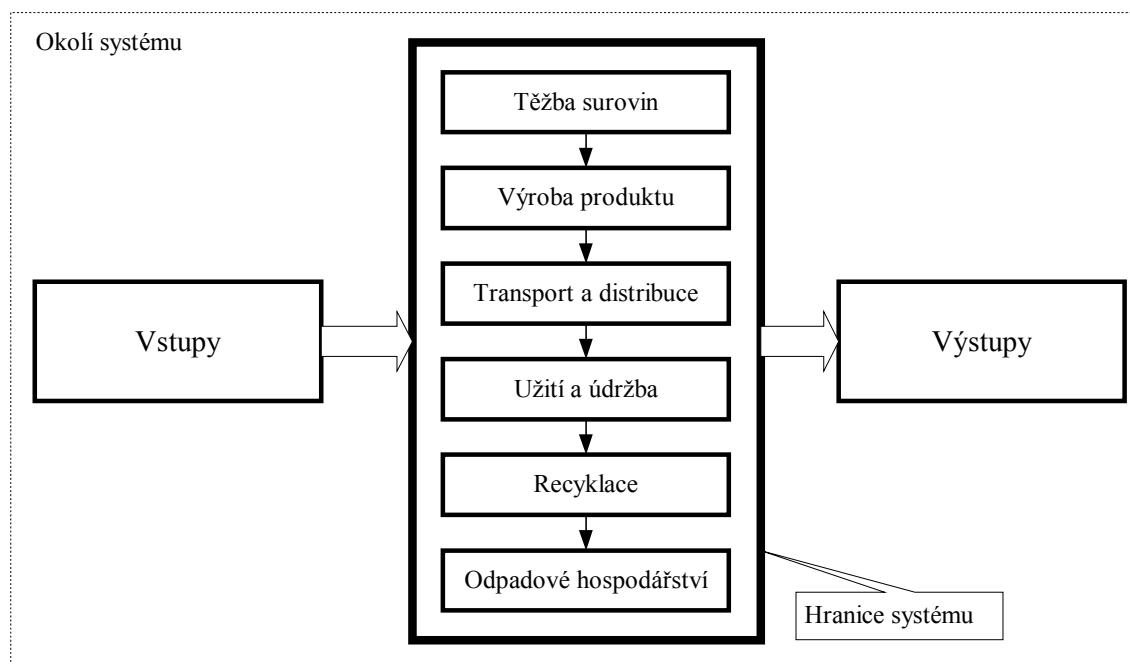
Rozsah studie

Studie LCA by měla zahrnovat celý životní cyklus výrobku. S tím souvisí veliký objem dat. Některé metody analýzy se zjednodušují a zaměřují jen na část životního cyklu (např. likvidace výrobku). Další možností zjednodušení studie může být zaměření na jeden parametr cyklu výrobku (např. únik škodlivých látek do ovzduší). Takovéto postupy zjednodušení datového souboru se však neslučují s plnohodnotnou koncepcí LCA. Se zvětšováním rozsahu studie roste riziko, že systém bude příliš složitý. Analýza pak může být finančně a časově náročná. Na druhou stranu při moc úzkém zaměření studie se dá očekávat, že nalezené řešení nebude optimální.

Rozsah studie se stanovuje na základě definice cílů. Při tom je ale třeba brát i ohled na časové a ekonomické možnosti řešitele. Základem je definice systému, jeho hranic i okolí. Následuje definice dat a jejich klíčových identifikátorů. Kvalita a rozsah dat závisí na cíli studie.

Definice systému

Životní cyklus, tedy existence výrobku, lze popsat jako systém, který se svým okolím komunikuje pomocí vstupů a výstupů (obr. 72). Jedná se o souhrn operací na výrobku spojených s materiálovými a energetickými toky. Rozsah oboru vstupů a výstupů se stanoví na základě definice cílů a rozsahu studií.



Obr. 72 Schéma systému

Vstupy zahrnují:

- energie,
- suroviny (primární, regenerovaný i recyklovaný základní materiál, který se používá ve výrobním procesu),
- materiály, potřebné pro zajištění jednotlivých etap životního cyklu,
- pomocné materiály (materiály, které se používají v systému výroby určitého výrobku, neslouží však přímo k jeho vytvoření).

Výstupy zahrnují:

- vlastní výrobek (výrobek včetně primárního balení),
- vedlejší produkty (produkt, který vzniká vedle hlavního výrobku a který může být dále komerčně využit),
- znečištění (vody, ovzduší, zeminy, ostatní znečištění),
- odpad z výroby (veškerý materiál bez obchodovatelné hodnoty, který se vypouští do životního prostředí prostřednictvím vzduchu, vody i půdy a nemá již prospěšné použití),
- energetické emise (teplo, světlo, hluk, vibrace a záření).

Hranice systému

Okolím systému rozumíme prostředí mimo systém, které komunikuje se systémem prostřednictvím vstupů a výstupů. Okolí je od systému odděleno hranicí systému a lze si ho představit jako reálný svět, který do systému dodává energii a suroviny. Systém na druhou stranu dodává do reálného světa (okolí systému) škodliviny a exhalace, které je třeba eliminovat.

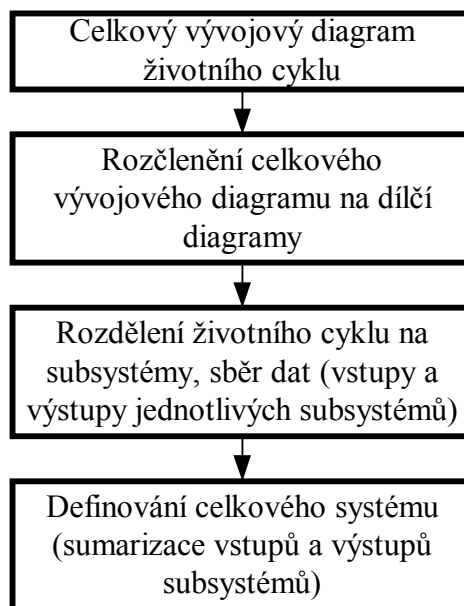
Definice funkční jednotky

Srovnávání dvou a více systémů nebo jednotlivých variant částí systémů je třeba dělat na základě stejné funkce. Je tedy třeba definovat funkční jednotku, která nastaví stupnici, pomocí které lze posuzovat rovnocennost mezi systémy. Funkční jednotka vychází z hlavní funkce systému. Funkční jednotka musí být jasně měřitelná a ohraničená. Výběr funkční jednotky není vždy přímý a může mít hluboký dopad na výsledky studia.

Při definování funkční jednotky je nejprve třeba přehledně popsat životní cyklus výrobku. Popis se provádí pomocí diagramů. Nejprve realizujeme přehledový (celkový) diagram, který slouží k základní orientaci v životním cyklu. Následným dělením celkového diagramu na dílčí diagramy se snažíme rozepsat životní cyklus na úroveň jednotlivých technologických operací.

Po vytvoření dílčích diagramů následuje rozdělení životního cyklu na subsystémy. Následuje sběr dat pro vstupy a výstupy subsystémů. Pro posuzování životního cyklu jako celku je třeba vstupní a výstupní data sumarizovat a z takto získaných dat vytvořit celkový systém.

Znalost vlivů a vazeb mezi subsystémy životního cyklu pak usnadní analýzu systému. Jednotlivé subsystémy jsou prostřednictvím vazeb na sobě závislé, proto změna chování jednoho subsystému nutně ovlivní chování druhého (obr.73).



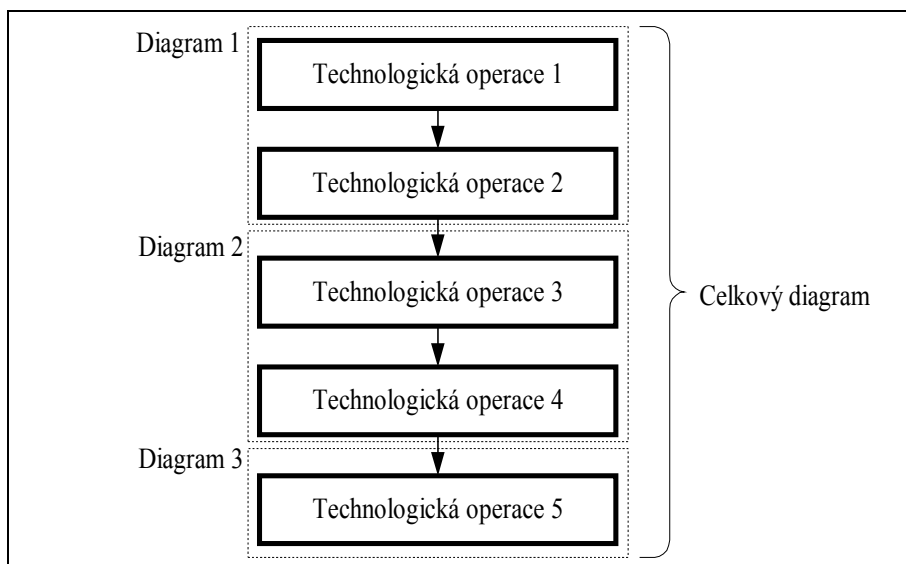
Obr.73 Základní schéma tvorby funkční jednotky

Celkový diagram slouží k ucelenému pohledu na životní cyklus. Pro vlastní analýzu je však nevhodný, protože není dostatečně podrobný. Z tohoto důvodu je třeba celkový diagram rozdělit na jednotlivé bloky (dílní vývojové diagramy), které již mají omezenější rozsah (obr. 74). Menší rozsah umožňuje po převedení na subsystémy přehlednější a přesnější definování vstupů a výstupů subsystémů. Jednotlivé dílní diagramy je možné podle rozsahu dále dělit až na úroveň jednotlivých technologických operací.

Dělení musí být tak koncipované tak, aby při návrhu zlepšení výrobku v závěru analýzy bylo možné jednotlivé části životního cyklu zaměřovat za alternativní řešení. Následná opravná analýza se pak podstatně zjednoduší. Hloubka dělení vývojového diagramu je definována v definici cílů a rozsahu.

Jednotlivé části životního cyklu můžeme tedy popsat jako řadu na sebe navazujících subsystémů. Výstupy jednoho subsystému působí jako vstupy do následujícího subsystému. Počet subsystému je dán velikostí systému, dostupností údajů a rozsahem studie. Tato představa značně usnadňuje pohled na materiálové a energetické toky provázející celý cyklus výrobku. Jednotlivé propojení subsystémů, jejich vzájemné vazby popisují dílní diagramy procesu.

Rozdělení životního cyklu na subsystémy lze kvalifikovat jako přiřazení vstupů a výstupů k jednotlivým dílním diagramům. Zpětně celkový systém získáme sumarizací vstupů a výstupů jednotlivých subsystémů.



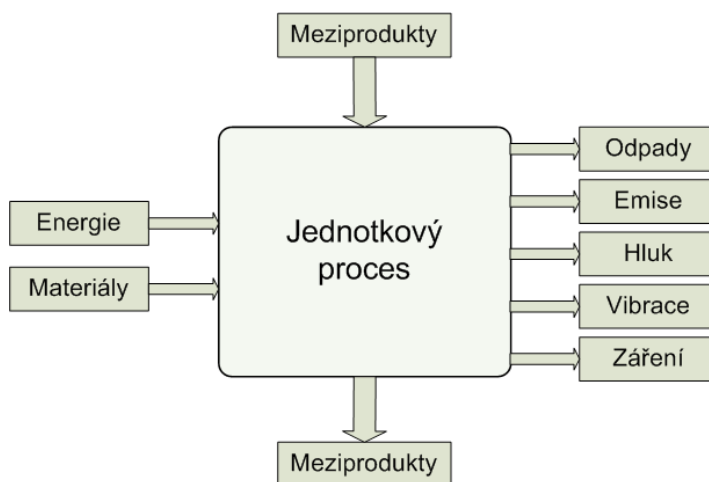
Obr.74 Rozčlenění celkového vývojového diagramu na dílčí diagramy

Hodnocení se provádí nejprve pro jednotlivé subsystémy a následnou sumací dopadů subsystémů se získá ekologický dopad celkového systému. K hodnocení dopadů se používají ekologické indikátory.

Zcela zvláštní kategorií je hodnocení závěrečného subsystému (zpravidla likvidace). Výstupem tohoto subsystému je kompletní použitý výrobek, tedy jakýsi výsledek předešlých subsystémů.

Výrobní systém, jehož hranice jsou vymezeny, je nutné pro další zpracování rozložit na jednotkové procesy. Jednotkový proces je podle normy ČSN ISO 14 040 definován jako nejmenší část výrobního systému, pro kterou jsou sbírány údaje během inventarizační analýzy.

Pro jednotkové procesy je nutné stanovit jejich vstupy a výstupy z hlediska materiálů, energií a emisí (obr. 75). Tím dojde ke shromáždění množství dat z životního cyklu produktu. Musí být určeno, zda jsou data v souladu s požadavky na kvalitu a rozsah studie LCA. Nashromážděná data mají být vztažena k referenční jednotce jednotkového procesu (například jednotka množství materiálu nebo energie) a dále přiřazena k funkční jednotce zkoumaného výrobního systému. Tím dojde k určení skutečných materiálových a energetických vstupů a výstupů životního cyklu produktu připadajících na funkční jednotku.



Obr.75 Jednotkový proces životního cyklu produktu

Tam, kde dochází k výrobě více produktů nebo k recyklaci různých materiálů a produktů uvnitř výrobní organizace, se mohou při zpracovávání inventarizační analýzy objevit problémy s přiřazením vstupů a výstupů jednotkových procesů k jednotlivým produktům. Pro

takové případy stanovuje norma ISO 14 044 zásady alokace toků a úniků. Všude, kde je to možné, má být alokace založena na fyzikálních principech. Tam, kde jich nelze využít, je možné určit vlastní hledisko například cenu produktů (alokace na ekonomickém základě). To znamená, že environmentální zátěž procesu, kde se najednou zpracovává více produktů, se rozdělí mezi produkty úměrně jejich ceně.

Inventarizační analýza

Inventarizační analýza je stěžejní část metodiky LCA. Zabývá se sběrem a úpravou dat. Začíná se u těžby surovin, pokračuje se přes výrobu produktu, distribuci, servis a končí ve fázi, kdy se produkt stává odpadem. Po celou dobu životního cyklu inventarizační analýza sbírá data ve formě vstupů a výstupů. Základní fáze inventarizační analýzy:

- rozpoznání a znázornění materiálových a energetických toků působících ve studovaném systému,
- rozdělení systému na subsystémy,
- analýza subsystémů,
- určení vstupů a výstupů systému,
- alokace dat mezi hlavní a vedlejší produkty (u sloučených výrobních procesů).

Data potřebná pro inventarizační analýzu

Nedílnou činností v inventarizační analýze je sbírání a zpracovávání dat. Úroveň a množství dat by měla být taková, aby vyhovovala cílům studie LCA.

Získávání dat:

- přímým měřením na místě,
- informační bulletiny a deníky,
- knihy, zprávy, rokování, atd.,
- pohovory s pracovníky,
- literární rešerší, hledání v databázích a na internetu,
- výpočty,
- kvalifikované odhady,
- databáze,
- LCA software,
- pomoci IOA²⁸ analýzy,

Slučitelnost dat

Inventarizační analýza v sobě zahrnuje množství dat rozličného charakteru a měřítek. Proto je snaha vstupní a výstupní data znormalizovat, tedy zavést mezi nimi takovou jednotku (funkční jednotku), která by byla použitelná pro analýzu. Jako výsledek by měly mít všechny vstupy a výstupy ze systému odkaz na tuto funkční jednotku.

Kvalita dat

Data jsou často neúplná nebo nepřesná velkou měrou kvůli nedostupnosti kvalitních zdrojů. Svou roli zde hraje interní politika firem a snaha o zachování výrobního tajemství. Někdy jsou data dostupná, ale jsou v takovém tvaru, že jejich použití je nesnadné a zatížené velkou chybou (například údaje o emisích v ovzduší nebo ve vodě jsou udávány úhrnně a zastoupení konkrétního životního cyklu se ztrácí). Navíc data v průběhu studie stárnou.

Z výše uvedených důvodů je nutné průběžně ověřovat platnost dat, s cílem zlepšit celkovou

²⁸ Input Output Analysis

kvalitu dat.

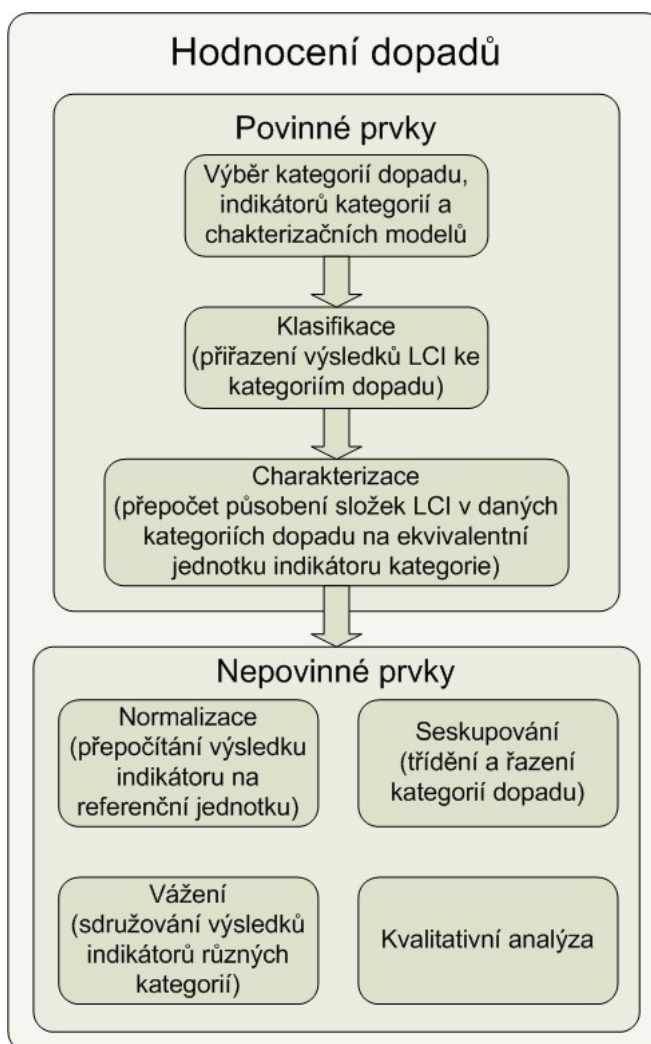
Využití dat z IOA pro LCA

Inventarizační analýza je velice náročná na vstupní data. Ta nejsou v mnoha případech dostupná. Studie LCA je obvykle zpracovávána pro určitý produkt nebo službu. V tomto případě není problém s dostupností dat z procesů, které probíhají v rámci dané organizace, ale většina vstupů je dodávána jinými firmami, kde nemusí být sběr dat umožněn. V takovéto situaci je možné použít informace o procesech z komerčních databází. Ani ty ale nemusí požadovaný proces obsahovat. Proto byla vyvinuta další možnost, která je dnes často používána. Jedná se o Input Output analýzu. Možnost použití IOA zvýšila skutečnost, že jsou v současnosti publikovány Input Output Tables (IOT) jednotlivých států a to včetně emisí do vzduchu.

Základní myšlenkou celého přístupu je fakt, že ekonomický subjekt existuje díky tomu, že mu jiný ekonomický subjekt nebo přímo spotřebitel platí za jeho výstupy. Těmi mohou být výrobky i služby, mohou mít hmotnou i nehmotnou podstatu. Ekonomický subjekt na svém vstupu spotřebovává energii a materiály, za které rovněž platí penězi. U všech finančních toků se sleduje z kterého a do kterého ekonomického sektoru proudí.

Hodnocení dopadů

Hodnocení dopadů (vlivů) vychází z údajů inventarizační analýzy. Cílem hodnocení dopadů je vytvoření vzájemné vazby mezi životním cyklem produktu a dopadu cyklu na životní prostředí. Návrh zlepšení by měl vést ke snížení spotřeby energie, vyčerpávání zdrojů, snížení emisí znečištění a eliminování množství odpadu. Toho lze dosáhnout volbou ekologicky šetrnějších technologických postupů nebo volbou jiných materiálů, které by vedly ke zlepšení stávajících vlastností výrobku. V případě srovnávání dvou a více výrobků dochází v této fázi LCA k porovnání výhod a nevýhod jednotlivých výrobků s následujícím rozhodnutím. Přístup k hodnocení dopadu, vycházející z ČSN EN ISO 14 044 je zobrazen na obr.76.



Obr.76 Postup při hodnocení dopadů

Nejprve je nutné vybrat kategorie dopadu²⁹, jejich indikátory³⁰ a charakterizační model³¹ v závislosti na cílech a rozsahu studie LCA. Nejčastěji se používají následující kategorie dopadu, které lze rozdělit podle rozsahu působení:

- Globální
 - Skleníkový efekt.
 - Narušování stratosférické ozónové vrstvy.
 - Spotřeba surovin.
- Regionální
 - Acidifikace a eutrofizace.
 - Tvorba přízemního ozónu.
 - Ekotoxicita.
 - Smog.
- Lokální
 - Přímé toxické působení.
 - Land-use.
 - Radiace.
 - Kontaminace půdy.
 - Zápach.
 - Hluk.

Výsledky inventarizační analýzy se následně přiřadí k příslušným kategoriím dopadu podle charakteru působení na životním prostředí. Některé látky mohou být přiřazeny do více kategorií dopadu. Proces přiřazování výsledků inventarizační analýzy životního cyklu k jednotlivým kategoriím dopadu se nazývá *klasifikace*.

Výsledky klasifikace se zobrazují v matici (tab. 58), která vystihuje vztahy specifických vlivů a oblastí vyžadujících ochranu.

Kategorie dopadů	Zdroje	Lidské zdraví	Kvalita prostředí
Vyčerpávání zdrojů			
abiotických	+		
biotických	+		
Znečištění			
globální oteplování		(+)	+
ozónová díra		(+)	(+)
humánní toxicita		+	
ekotoxicita		(+)	+
tvorba oxidantů	+	+	
acidifikace		(+)	+
eutrofizace		(+)	+
Znehodnocení ekosystému			
užití půdy			
+ označuje přímý potenciální vliv, (+) označuje nepřímý potenciální vliv			

Tab. 58 Příklad vztahů mezi obecnými oblastmi ochrany a kategoriemi specifických dopadů

²⁹ Kategorie dopadu = třída reprezentující environmentální problémy, k nimž mohou být přiřazeny výsledky inventarizační analýzy

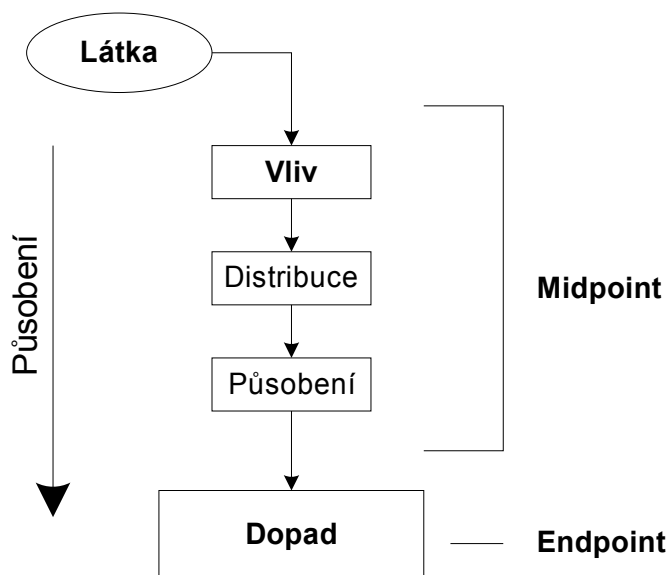
³⁰ Indikátor kategorie (indikátor kategorie dopadu životního cyklu) = kvantifikovatelná veličina reprezentující kategorii dopadu

³¹ Charakterizační model = způsob přiřazení výsledků inventarizační analýzy životního cyklu k indikátorům jednotlivých kategorií dopadu

Ke každé kategorii dopadu musí být určen její indikátor, na jehož ekvivalentní jednotky se přepočítají výsledky inventarizační analýzy přiřazené do dané kategorie. Například pro skleníkové plyny se jako ekvivalentní jednotka používá 1 kg oxidu uhličitého. Proces přepočítání výsledků inventarizační analýzy na ekvivalentní jednotky indikátorů kategorií se nazývá *charakterizace*.

Předchozí prvky hodnocení dopadů jsou povinnou součástí studie LCA. Následující prvky jsou dobrovolné a slouží k zřehlednění výsledků studie LCA. Jejich výběr záleží na cíli studie. Jedná se většinou o:

- normalizaci – přepočítání výsledku indikátoru na referenční jednotku,
- seskupování – třídění, řazení a sdružování kategorií dopadu do skupin v závislosti na konečném bodu kategorie³², nebo v závislosti na jiném hledisku (podle cíle studie),
- vážení – při kterém jsou sdružovány výsledky indikátorů různých kategorií. Metody vážení a výsledky hodnocení dopadů před vážením však musí zůstat k dispozici, aby se předešlo zkreslení celkových výsledků,
- analýzu kvality údajů³³ – provádí se pro snazší pochopení výsledků hodnocení dopadů.



Obr.77 Působení látky v životním prostředí

Poslední část studie LCA je zaměřena na hodnocení a kontrolu studie LCA z hlediska kompletnosti, citlivosti, konzistence a dalších. V této fázi je zpracována prezentace výsledků studie, zhodnocení její kvality, vysvětlení možných nejasností a hlavně zdůraznění významných problémů v životním cyklu produktu, tak aby byl podán jasný výsledek studie LCA, který je dále použitelný – například pro vývoj a zlepšení výrobku, marketing a další.

Obecně při hodnocení dopadů se posuzuje, podle jakého mechanismu působí látka na životního prostředí. Míru tohoto působení je možné přepočítat na ekvivalentní jednotku dané kategorie, nebo je možné sledovat působení až k určitému bodu, kde dojde ke konkrétnímu poškození konečného bodu kategorie jak je znázorněno na obr.77.

Metodiky hodnocení dopadu se liší podle toho, zda se výsledek vztahují ke konečnému

³² Konečný bod kategorie = základní vlastnost nebo aspekt přírodního prostředí, lidského zdraví nebo zdrojů, identifikující jejich environmentální problémy.

³³ Analýza kvality údajů je pojem, který používá norma ISO 14 044. Ve skutečnosti se jedná o kvalitativní analýzu výsledků hodnocení dopadů.

indikátoru (endpoint) nebo k látce, která má podobné vlivy (midpoint). S postupem hodnocení směrem ke konečnému bodu roste možnost výsledek konkrétně interpretovat, ale klesá přesnost výsledku (působení látek v životním prostředí není jasně kvantifikováno). Midpoint indikátorem může být například ekvivalentní hmotnost oxidu uhličitého pro globální oteplování, endpoint je například lidské zdraví pro hodnocení těžké kategorie.

LCA s použitím softwarového nástroje

Při praktickém zpracování studie LCA se vychází z požadavků uvedených norem. Aplikace všech těchto požadavků v praxi je však velice komplikovaná. Proto se důležitou podporou staly softwarové nástroje (např. GaBi, Bousted, SimaPro). S jejich pomocí se zpracování LCA studie výrazně usnadňuje.

Softwarový nástroj zjednodušuje všechny fáze studie LCA. Nejprve si uživatel definuje prvky cíle a rozsahu studie podle předložené šablony. Při zpracování inventarizační analýzy má uživatel možnost zadávat vlastní procesy s jejich vstupy a výstupy nebo využít vestavěných knihoven procesů. Výrobní systém bývá rozdělen na „foreground“³⁴ a „background“³⁵ procesy. Foreground procesy jsou analyzovány více do detailů, případně jsou zpracovatelem zcela vytvořeny. Cílem je získat konkrétní údaje, zatímco background procesy jsou často přebírané z knihoven procesů a jejich data jsou obecnějšího charakteru. Soulad procesů vybraných z knihoven s definovaným cílem a rozsahem je zjednodušen zvýrazněním shody u nabízených procesů.

Nejdůležitější částí komerčních softwarových nástrojů je hodnocení dopadů. Uživatel má možnost výběru z několika dostupných metod hodnocení dopadů. Výsledek je zobrazen formou grafů nebo tabulek snadno převoditelných do jiných programů pro další zpracování.

4.3.2 Příklady využití LCA

LCA může posloužit v celé řadě rozhodování, které mají ekologické zaměření. Studie LCA mohou být použity:

a) interně, např. pro:

- plánování nebo rozvoj ekologické strategie,
- projekty výrobků, výrobních postupů a jejich zdokonalování,
- sledování pokroku v ekologickém zlepšování výrobních procesů,
- ekologický auditing a minimalizaci odpadu.

b) externě, např. pro:

- marketing nebo podporu specifických reklam,
- stanovení kritérií sloužících k hodnocení ekologicky šetrných výrobků,
- školení a ekologickou osvětu,
- formulaci globálních zásad ekologické politiky.

Informace ze studií LCA mohou být rovněž využity pro mezinárodní účely, mohou sloužit jako základ pro podání stížností, nebo na podporu politických rozhodnutí. Při externích aplikacích LCA je zapotřebí zveřejnit často detailní a specifické informace, aby studie byla důvěryhodná. Takovéto zveřejnění mohou být ale kontroverzní. Vyžadují proto transparentní způsob oznámení zdroje dat, sestavy dat a použitých metod.

³⁴ ve významu „v popředí“.

³⁵ ve významu „v pozadí“.

Externí studie se potýkají i s náročným zásadním rozhodnutím, jak udržet v rovnováze množství detailů, které přesně popisují informace a předpoklady studie LCA a zároveň jak prezentovat informace v redukované formě veřejnosti.

Některé studie mohou vznikat na základě sponzoringu. V takových případech se informace ze studie a její závěry nepublikují. Jinak lze informace vyměňovat volně, vylučují se pouze důvěrné informace.

Velké uplatnění LCA se nabízí pro aplikace jako je značení ekologicky šetrných výrobků, programy certifikací výrobků nebo ekologická reklama. Řada reklamních prohlášení, např. prohlášení o biologické rozložitelnosti nebo recyklovatelnosti výrobků, nepotřebuje zdůvodnění podložené metodikou LCA. Často tato prohlášení mohou vyžadovat kritéria, která nelze zkoumat metodami LCA.

Jednou z oblastí, kde přes určité specifické rysy nachází metodika LCA své uplatnění, je výpočetní technika (PC). Výroba a provoz počítačů jsou a patrně dlouho budou dynamicky se rozvíjejícím odvětvím. S konstrukcí osobních počítačů se začala prudce zvyšovat i jejich výroba. Počítač jako výrobek se tak dostává na špičku v oblasti morálního zastarávání. S tím souvisí jeho ekologická likvidace. Na druhé straně miliony PC je trvale v provozu, což představuje ohromnou spotřebu elektrické energie. V současné době se proto prosazuje metodika LCA při ekodesignu spínaných zdrojů a el. Zařízení v pohotovostním stavu³⁶.

4.3.3 Ekodesign a LCA

Metodika LCA se začíná uplatňovat v ekodesignu technických zařízení. Ekodesignem je myšlen systematický proces věnující se návrhu a vývoji výrobku, který kromě klasických vlastností jako je funkčnost, ekonomičnost, bezpečnost nebo technická proveditelnost klade důraz na dosažení minimálního negativního dopadu výrobku na životní prostředí během jeho celého životního cyklu.

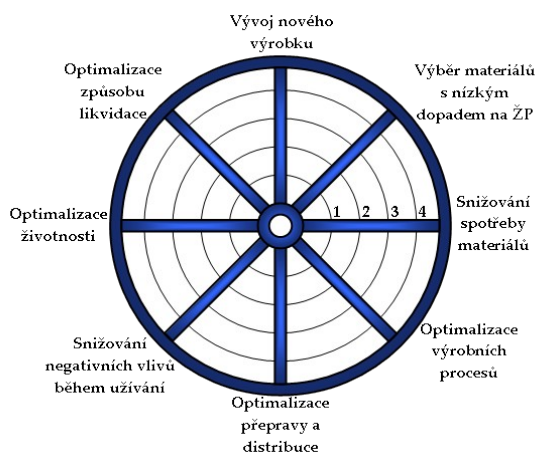
Ekodesign je někdy znázorňován jako soubor strategií (obr.78). Každé lóukoti z kola přísluší jedna strategie, přičemž nahoře je umístěna strategie používaná při tvorbě zcela nového výrobku. Dále pak jsou ve směru hodinových ručiček umístěny strategie v takovém pořadí, jaké odpovídá celému životnímu cyklu výrobku [49].

Vývoj nového výrobku

Vývoj zcela nového výrobku si žádá speciální přístup, neboť v takovém případě se musí brát v ohledu nejen materiální stránka, ale především funkční požadavky kladené na výrobek.

Výběr materiálů s nízkým dopadem na životní prostředí

Tato strategie nezahrnuje pouze výběr materiálů, které mají minimální dopad na životní prostředí, ale i volbu materiálů, které jsou recyklované nebo recyklovatelné.



Obr. 78 Ekodesignové strategie

³⁶ Nařízení komise EU č. 1275/2008 - ekodesign z hlediska spotřeby el. energie elektrických a elektronických zařízení pro domácnost a kanceláře v pohotovostním a vypnutém stavu. Nařízení komise (ES) č. 278/2009 – ekodesign z hlediska spotřeby elektrické energie externích zdrojů napájení ve stavu bez zátěže a jejich průměrné energetické účinnosti v aktivním režimu (spínané zdroje)

Při výběru surovin je vhodné dávat přednost materiálům z obnovitelných zdrojů.

Snižování spotřeby materiálů

Snižování spotřeby materiálů vede k lepšímu environmentálnímu profilu výrobku. Tato strategie se promítá do zmenšování objemu jednotlivých produktů a vede ke snižování hmotnosti výrobku. Měl by být také kladen důraz na snížení různých druhů materiálů v jednom výrobku.

Optimalizace výrobních procesů

Tato strategie se zaměřuje především na snížení negativního dopadu jednotlivých technologií na životní prostředí během vlastní výroby. Provéřit se musí technologické postupy výroby a posoudit použité pomocné a vedlejší materiály z hlediska jejich využití nebo spotřeby energie.

Optimalizace přepravy a distribuce

Název této strategie napovídá, že přímo nesouvisí s výrobou či užíváním výrobku samotného, nicméně je to velice podstatná strategie a to nejen ekologického, ale i ekonomického hlediska. Je nutné se soustředit na to, aby přeprava výrobku během celého jeho životního cyklu byla co nejšetrnější k životnímu prostředí.

Snižování negativních vlivů během užívání

Další ze strategií se věnuje především parametrům, které se týkají bezpečného, energeticky a materiálově úsporného používání hotového výrobku. Velký důraz je kladen na snižování energetické spotřeby, což u elektrických spotřebičů prakticky znamená *zvyšování jejich účinnosti*. Tato část ekodesignové strategie zahrnuje minimalizaci množství a toxicity odpadů, které při používání výrobku vznikají.

Optimalizace způsobu likvidace

Tento segment ekodesignové strategie se zaměřuje na poslední fázi života výrobku. Měla by být zajištěna co možná největší recyklovatelnost výrobku, případně jeho bezpečná likvidace. S ohledem na tyto aspekty by se už při návrhu a vývoji mělo dbát na to, aby výrobek obsahoval co nejméně různých druhů materiálů. Ekodesignový návrh předpokládá snadnou demontáž především nebezpečných částí.

4.4 Ekologicky šetrný výrobek

V posledních letech se v mnoha průmyslově vyspělých zemích světa začínají jako ochránci životního prostředí prosazovat i technici. Přicházejí s názorem, že ochrana životního prostředí musí být nedílnou součástí technologického vývoje výrobku a že informace o takovýchto výrobcích by měly být spotřebiteli dostupné. Konkrétně se tento přístup projevuje ve formě označování ekologicky šetrných výrobků ochrannou známkou (eco-labelling)³⁷.

Myšlenka označovat výrobky značkami, které by informovaly spotřebitele o vlivu, který má výroba a spotřeba výrobku na životní prostředí, byla poprvé realizována v roce 1977 v německém programu „Modrý anděl“. Do roku 1995 bylo v tomto programu označeno více než 4 000 výrobků ve více než 80 výrobních kategoriích. Dnes existuje především v Evropě několik dalších národních programů takového označování, např. „Umweltzeichen“ v Rakousku, „Stichting Milieukeur“ v Holandsku, „ECO Mark“ v Japonsku, „Environmental Choice“ v Kanadě nebo „White Swan“ v severních státech. Podle studie OECD z roku 1992 byly takové programy zahájeny již ve 22 členských zemích OECD. Řada zemí, kde eco-labelling probíhá, patří k Evropské unii, kde je zaváděn jednotný systém dle nařízení EEC

³⁷ Z průzkumu trhu vyplývá, že 20 až 30 % kupujících je ochotno na ekologicky šetrný výrobek připlatit 5 až 10 %.

880/92. Cílem této aktivity je budoucí vzájemné uznávání jednotlivých národních systémů.

Označování ekologicky šetrných výrobků ve většině těchto zemí organizuje stát (obvykle ministerstvo životního prostředí), který tyto systémy nejen podporuje, ale ručí i za jejich správnou funkci. Důležitou součástí jsou Rady, ve kterých působí vedle zástupců státní správy i zástupci spotřebitelů, nevládních ekologických organizací, průmyslu, vysokých škol a případně další odborníci.

4.4.1 Hlavní zásady programu zaměřeného na eco-labelling

Základní cíle programů zaměřených na označování ekologicky šetrných výrobků lze shrnout do následujících bodů:

- zvýšení podílu prodeje výrobků ekologicky šetrného charakteru,
- výchovné působení na spotřebitele,
- pozitivní ovlivňování výrobce,
- poskytování záruky spotřebiteli, že výrobek v žádné fázi svého životního cyklu negativně neovlivňuje životní prostředí,

Eco-labelling je založen na dobrovolném rozhodnutí výrobců označovat své výrobky jako ekologicky šetrné. Má-li být toto označování všeobecně přijímáno, musí být podloženo obecně přijatelnými zásadami, čímž je myšleno, že:

- Environmentální označování a prohlášení musí být přesné, ověřitelné a neklamavé.
- Procesy a požadavky na environmentální označování a prohlášení nesmí být připraveny, přijaty nebo použity za účelem vytvoření překážek pro mezinárodní obchod.
- Environmentální označování a prohlášení musí být založeno na všeobecně přijatelné metodice. Pro hodnocení vlivu výrobku na životní prostředí musí být použity vědecké a reprodukovatelné metody.
- Při vytváření environmentálního označování nebo prohlášení by měly být tam, kde je to vhodné, vzaty do úvahy hlediska životního cyklu výrobku.
- Environmentální označování by nemělo potlačovat inovace vedoucí ke zlepšení environmentálního profilu respektive chování výrobce.

Jakékoli administrativní požadavky, nebo požadované informace musí být omezeny jen na ty, které jsou nezbytné pro stanovení shody s použitými kritérii a normami pro označení nebo prohlášení. Musí být zaručena rovnocenná možnost používání environmentálního značení a prohlášení pro všechny organizace bez ohledu na jejich velikost.

Proces a rozvoj environmentálního označování a prohlášení by měly zahrnovat otevřené konzultace se zainteresovanými stranami, přičemž by mělo být vynaloženo rozumné úsilí o dosažení konsensu. Příprava kritérií musí být přístupná všem zainteresovaným stranám, které musí být k účasti včas a odpovídajícím způsobem pozvány.

Strana využívající environmentální označování nebo prohlášení musí spotřebitelům poskytnout relevantní informace o environmentálních aspektech výrobku nebo služby.

Informace týkající se procedur, metodiky a kritérií použitých pro environmentální označování nebo prohlášení, musí být na požádání poskytnuty všem zainteresovaným stranám.

Z hlediska výrobců i spotřebitelů jsou programy zaměřené na eco-labelling zcela dobrovolné a poskytují o výrobcích pozitivní informace. Nejedná se tedy o konfrontační přístup. Výrobci spolupracují s organizátorem takového programu.

4.4.2 Požadavky spojené s propůjčením ochranné známky

Výrobek splňující ekologické požadavky může být označen ochrannou známkou. Ochranné známky se propůjčují výrobkům na základě splnění požadavků zpracovaných pro jednotlivé přesně vymezené kategorie výrobků ve směrnících. Jedná se o dva typy požadavků:

Základní

Nevztahují se k ekologickým, ale k užitným vlastnostem výrobku. Tyto požadavky mají zajistit, aby výrobek byl jakostní a svými užitnými vlastnostmi plně srovnatelný s konkurenčními výrobky, sloužícími stejnému účelu (ekologizace výrobku nebylo dosaženo na úkor kvality a výrobek je vyráběn v souladu se všemi relevantními předpisy a zákony).

Specifické

Jsou požadavky, jejichž splněním se ekologicky šetrný výrobek odlišuje od ostatní produkce. Týkají se to zejména:

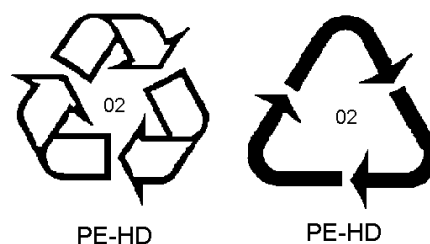
- úspor surovin a energie,
- využití druhotných surovin,
- využití obnovitelných zdrojů energie,
- omezení emisí škodlivin,
- omezení nebo odstranění škodlivých nebo jedovatých látek,
- omezení nebo odstranění odpadů.

Důvěryhodnost postupů pro udělování známky ekologicky šetrného výrobku je zajišťována tím, že:

- definice výrobkové kategorie a environmentální kritéria zahrnují všechny alternativní průmyslové přístupy,
- příprava kritérií je otevřená a přístupná jak pro tuzemské tak i pro zahraniční výrobce,
- požadavky vztahující se k výrobnímu místu berou v úvahu environmentální požadavky státu výrobce,
- správní postupy ověřování splnění podmínek pro udělení známky nejsou diskriminační.

4.4.3 Typy ochranných známek

V současné době se lze setkat s celou řadou znaků a symbolů oznamujících spotřebiteli, že se výrobek chová „přátelsky k životnímu prostředí“. Do této kategorie patří symboly nebo grafické obrazce na výrobku, nebo na obalech, literatura o výrobku, technické bulletiny, reklamy, telemarketing atd. Mohou to být také recyklační symboly, které informují o recyklačních podmínkách příslušného plastu apod. Příklady některých log a symbolů tohoto typu jsou na obr.79.



Obr.79 Příklady recyklačních symbolů používaných u plastů

Eco-labellingové programy si kladou za úkol širší cíle, než jen informovat spotřebitele při výběru výrobků šetrných vůči životnímu prostředí. Zaměřují se i na podporu vývoje a výroby takovýchto výrobků. Výrobci, kteří splní přísná kritéria směrnice, získají právo označit svůj výrobek ochrannou známkou. Pro zákazníky jsou tyto známky vodítkem při výběru výrobků. Informují spotřebitele, že podle současných znalostí označený výrobek celou dobu své celé existence (od kolébky do hrobu) škodí minimálně životnímu prostředí.

Provázanost světové ekonomiky si vynucuje normalizovat přístupy spojené s označováním ekologicky šetrných výrobků. Proto v rámci ISO vznikají mezinárodní normy pro environmentální značení. Ty mají sloužit k poskytování mezinárodně konsistentního přístupu k hodnocení environmentálních vlastností výrobků a pro předávání informací o nich spotřebitelům. ISO definuje tři typy programů environmentálního značení:

Značky I. typu

jsou ty, které udělují známku (obvykle právně chráněnou) výrobku, jenž splňuje soubor předem určených požadavků. Značka tak identifikuje výrobek, který v rámci určité výrobkové kategorie, je určen ke zmenšení negativního dopadu na životní prostředí. Program je veden třetí stranou (soukromou nebo vládní), která stanoví kritéria posuzování ekologické nezávadnosti. Programy mohou být národní, regionální a mezinárodní. Výrobci se účastní v těchto programech na základě dobrovolnosti. Znamky některých národních programů jsou na obr. 80³⁸.

Značky II. typu

jsou založené na vlastním prohlášení výrobců, dovozců, distributorů, nebo jiných osob, které pravděpodobně z takových vyhlášení budou mít prospěch. Mohou mít formu např. prohlášení, symbolů nebo obrazců na výrobku nebo na obalech.

Značky III. typu

jsou známky kvantifikovaných informací o výrobku založené na předem daných ukazatelích, které jsou nevážené a nekvantifikované.

Propůjčení ochranné známky neznamená, že výrobek je pro životní prostředí naprosto neškodný, avšak musí být zárukou, že životní prostředí je jím negativně ovlivňováno podstatně méně než výrobky se srovnatelnými užitnými vlastnostmi odpovídajícími limitům, které vycházejí z právních předpisů a technických norem. Samotnému propůjčení ochranné známky předchází stanovení vyšších požadavků, než stanovují příslušné normy a předpisy, přičemž jsou brány v úvahu všechny fáze životního cyklu výrobku. Proto závazek k výrobě či dovozu výrobků s tak vysokými ekologickými parametry je dobrovolnou aktivitou výrobce či dovozce. Splnění tak přísných požadavků nelze nařídít nebo jinou direktivní formou vyžadovat. Nejedná se tedy o právní povinnost tak jako v případě základních ekologických požadavků (EIA), ale o dobrovolnou aktivitu výrobců či dovozců, kteří propůjčením ochranné známky získají lepší možnosti k prosazování svých výrobků na domácím i zahraničním trhu.



Obr. 80 Příklady národních značek Ekologicky šetrných výrobků

³⁸ a - Německo, b - severní země, c - Maďarsko, d - EU, e - Slovensko, f - Rakousko, g - Česká republika

4.4.4 Národní program pro udělování známky „Ekologicky šetrný výrobek“

Také Česká republika se přiřadila ke státům, v nichž sílí snahy využívat pro podporu státní ekologické politiky nejen přímé legislativní právní nástroje, ale také nástroje nepřímé, mezi které se řadí udělování známky vyjadřující šetrnost výrobku k životnímu prostředí. Národní program označování ekologicky šetrných výrobků je vysloveně tržním prostředkem ovlivňování výroby a spotřeby ve prospěch životního prostředí. Stát, který je v Programu zastoupený Ministerstvem životního prostředí ČR, zde působí jako garant objektivního hodnocení a záruk správnosti vůči spotřebiteli.

Národní program označování ekologicky šetrných výrobků byl schválen usnesením vlády ČR č. 156 ze 7.4.1993. Realizace začala vyhlášením Národního programu MŽP v dubnu 1994 a propůjčením první známky v červnu 1994. Program je ve svých zásadách, cílech i postupech srovnatelný s programy států EÚ. Program je dobrovolný.

Tepelně isolační materiály ze sběrového papíru
Oleje pro mazání motorových pil
Nátěrové hmoty ředitelné vodou
Plynové kotle s atmosférickým hořákem
Lepidla a tmely ředitelné vodou
Hygienický papír ze sběrového papíru
Grafický papír ze sběrového papíru
Kotle plynové průtočné s výkonem do 50 MW
Aglomerované materiály na bázi dřeva a výrobky z nich
Kotle na tuhá paliva
Brikety z dřevního odpadu

Tab. 59 Výrobky, jimž byla udělena známka „Ekologicky šetrný výrobek“

Národní Program je otevřený jak pro výrobky vyráběné v České republice, tak i pro výrobky dovážené. Umožňuje proto srovnání českých a zahraničních výrobců na ekologické úrovni.

Právo užívat ochrannou známku získává výrobce na základě licenční smlouvy, ve které se zavazuje, že:

- bude používat známku v jednobarevném (zeleném nebo černém) provedení s identifikačním číslem,
- známku bude používat jen k reklamě výrobků uvedených v předmětu licenční smlouvy,
- známku nepřenechá třetí osobě.

4.5 Čistší produkce

Při aplikaci ekologické politiky ve výrobní průmyslové sféře se začíná uplatňovat vedle strategie kontroly a řízení jakosti i strategie prevence. Dostává se do popředí nejen na úrovni mezinárodní a státní, ale především na úrovni podnikové, kde jsou všechny její formy označovány pod souhrnným termínem „cleaner production“, čili čistší produkce³⁹.

K vzniku pojmu čistší produkce došlo v 80 tých letech minulého století a jeho oficiální definice byla přijata na 15. zasedání rady UNEP (United Nations Environmental Programme Governing Council) v Paříži v r. 1989. Podle této definice znamená pojem čistší produkce takový koncepční a procedurální přístup k výrobě, jenž vyžaduje, aby nejen všechny fáze

³⁹ Pojem čistší produkce je často chybně zaměňován za pojmy bezodpadová nebo maloodpadová výroba. Čistší produkce na rozdíl od těchto pojmů, jež jsou statické a vyjadřují určitý dosažený stav, je pojmem dynamickým vyjadřujícím ne stav, nýbrž postoj.

výrobního postupu, ale i všechny fáze životního cyklu produktu (výrobku, služby) byly stále prověřovány a tak se předcházelo jak krátkodobě, tak i dlouhodobě k případnému poškození životního prostředí a zdraví člověka.

Pod pojmem „všechny fáze životního cyklu produktu“ se rozumí nejen fáze jeho vzniku (fáze výrobní), ale i fáze užívání, tj. fáze spotřebitelská a fáze zániku čili způsob likvidace odpadu vzniklého z původního produktu. Pojem čistší produkce tedy nezahrnuje jen technická zlepšení výrobních procesů, byť preventivního charakteru, ale i nevýrobní činnosti, např. skladové hospodářství apod. Provádění čistší výroby v praxi znamená systematické prověřování určitého výrobního procesu s cílem, co nejvíce minimalizovat jeho negativní dopad na životní prostředí a na zdraví člověka. Mezi nejčastěji používané nástroje čistší výroby se řadí:

- sledování materiálových toků a provádění látkové a energetické bilance výrobních operací,
- trvalá péče o minimalizaci odpadů,
- analýza a posouzení životního cyklu výrobku,
- hodnocení ekologického rizika,
- zvyšování bezpečnosti práce.

Použití všech uvedených nástrojů lze aplikovat jak na jeden výrobní proces, tak i na jeho určitou část, nebo naopak na celou výrobní fázi či výrobu popř. výrobek nebo službu. Hranice sledovaného systému lze volit podle rozsahu problému a zadaného cíle. Ukazuje se, že je účelné postupovat vždy od jednoduššího ke složitějšímu a od metodik již prověřených k metodikám novějším. V každém případě záleží výběr nástroje především na typu řešeného problému.

Obecně lze za nejuniversálnější a nejfrekventovanější nástroj, jenž se používá prakticky při každé analýze, považovat provedení látkové a energetické bilance, tj. bilanční porovnání vstupů a výstupů ve vybraném systému. Rozsah bilance může být různě veliký v závislosti na zadaném úkolu. Může být prováděna bilance jednoho toku, více nebo všech toků, a to jak z hlediska látkového (složení jednotlivých proudů), tak i energetického. Z výsledku provedených bilancí lze určit slabá místa výrobních procesů, ale i velikost látkových a energetických ztrát. Provedení bilancí je většinou východiskem pro stanovení dalšího postupu.

Druhým nejčastěji používaným nástrojem je trvalá snaha o minimalizaci vzniku odpadů. Používá se hlavně při prověřování výrobních procesů. Jejím hlavním úkolem je minimalizovat vznik i používání nebezpečných a toxických látek a minimalizovat vznik odpadů. Metoda vznikla jako odezva na legislativní úpravy v USA na ustanovení vyplývající ze zákona o odpovědnosti vůči životnímu prostředí známého pod zkratkou CERCLA. Postup minimalizace odpadů byl rozpracován Úřadem pro životní prostředí USA (EPA) a je používán i v Evropě.

Dalším nástrojem je hodnocení ekologického rizika výrobního procesu. Hodnocení ekologického rizika vzniklo jako logické pokračování EIA a v mnoha průmyslově vyspělých státech je již uzákoněno jako jeho součást. V podniku hodnocení ekologického rizika navazuje na již dříve prováděné hodnocení průmyslového rizika, kterým se stanovovala pravděpodobnost selhání bezpečnostních opatření u průmyslových zařízení a tím i pravděpodobnost vzniku průmyslové havárie. Stejně jako průmyslové riziko je i ekologické riziko posuzováno nejen z hlediska pravděpodobnosti výskytu havárie či selhání zařízení, ale i z rozsahu škod, které tím budou způsobeny. Rozdíl mezi průmyslovým a ekologickým rizikem je dán tím, že v případě průmyslového rizika byly zvažovány pouze škody přímo vzniklé na zařízení, ale ne škody na životech vzniklé nepřímo, tj. vyvolané negativními vlivy

na životní prostředí. Hodnocení ekologického rizika je velmi složitý problém, jehož řešení značně závisí na odhalení všech řetězců příčin a následků existujících v životním prostředí a také na stanovení jejich významu. Metoda stanovení rizika je poměrně dobře propracovaná a dává objektivní výsledky. Stanovení ekologického rizika se stále rozšiřuje a provádí se nejen u průmyslových procesů a zařízení, ale také u výrobků a chemických látek, odpadů apod.

Zvyšování bezpečnosti práce je zatím nejnovějším nástrojem čistší výroby. Podobně jako u předchozích metod jde opět o systematické prověřování technologických procesů, postupů, strojů, zařízení a materiálů, tentokrát ne z hlediska vlivu na vnější, přírodní prostředí, nýbrž z hlediska jejich vlivu na vnitřní, pracovní prostředí a na zdraví a pohodu pracovníků. Místo problémů regionálních a globálních jsou zde posuzovány problémy lokální, např. vibrace,



Obr. 81 Hlavní oblasti opatření čistší produkce

hluknost, záření, výskyt škodlivin na pracovišti, jejich skladování, manipulace apod. Zvyšování bezpečnosti práce z hlediska čistší produkce je intenzivně rozvíjeno zejména v Dánsku a v ostatních zemích EU. Rozvoj této problematiky je v EU podporován Technickým úřadem pro zdraví a bezpečnost (European Trade Technical Bureau for Health and Safety), jenž byl založen v r.1989 Evropskou federací odborových svazů (European Trade Union Confederation).

4.5.1 Principy čistší produkce

Čistší produkce znamená optimální využití surovin a snížení úniku škodlivin i tvorby odpadů u zdroje při jejich vzniku. Zabráni-li se vzniku škodlivin a tvorbě odpadů už zde, bude také nižší potřeba koncových zařízení pro čištění a zařízení pro znovuzískávání surovin z odpadů. Čistší produkce tak přinese podnikům nižší investiční a provozní výdaje, a bude proto i ekonomicky efektivní. Čistší produkce znamená řešení problémů životního prostředí podle priorit (obr. 81):

- zabránit vzniku škodlivin a odpadů ve výrobě,
- snížit množství škodlivin a odpadů,
- recyklovat co největší množství odpadů,
- externě recyklovat odpad, který nebyl recyklován interně,
- využít odpad pro výrobu vedlejších produktů,
- využít odpad, z něhož nemohou být získány opakovaně suroviny pro výrobu energie,
- sládkovat zachycené škodliviny odpady, které nebyly zpracovány podle předcházejících bodů.
- Snížení úniku škodlivin a tvorby odpadů u zdroje je preferováno v následujícím pořadí:
 - změna výrobku,
 - změna pracovních postupů,
 - zpětné zpracování odpadů ve výrobním procesu,
 - vedlejší výrobky.

LITERATURA

Zákony

Všeobecné zákony

- [1] Zákon č. 17/1992 Sb. o životním prostředí.
- [2] Zákon č. 244/1992 Sb. o posuzování vlivů na životní prostředí.
- [3] Zákon ČNR č. 282/1991 Sb., o České inspekci životního prostředí.
- [4] Zákon č. 123/1998 Sb., o právu na informace o životním prostředí.

Ochrana ovzduší

- [5] Zákon č. 86/1995 Sb., o ochraně ozónové vrstvy Země.
- [6] Zákon č. 309/1991 Sb., o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami (zákon o ovzduší), ve znění zákona č. 218/1992 Sb. a zákona č. 158/1994 Sb. (úplné znění zákona č. 211/1994 Sb.).
- [7] Vyhláška MŽP č. 117/1997 Sb., kterou se stanovují emisní limity a další podmínky provozování stacionárních zdrojů znečišťování a ochrany ovzduší.
- [8] Vyhláška MŽP č. 41/1992 Sb., 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.
- [9] Zákon č. 158/1994 Sb. o ochraně ovzduší před znečišťujícími látkami (zákon o ovzduší).
- [10] Zákon č. 211/1993 Sb., o zákazu výroby, dovozu a užívání látek poškozujících nebo ohrožujících ozónovou vrstvu Země.

Vodní hospodářství

- [11] Zákon ČNR č. 254/2001 Sb., o vodách (vodní zákon), ve znění zákona ČNR č. 425/1990 Sb., zákona č. 114/1995 Sb., zákona č. 14/1998 Sb. a zákona č. 58/1998 Sb.
- [12] Zákon ČNR č. 130/1974 Sb., o státní správě ve vodním hospodářství, ve znění zákona ČNR č. 49/1982 Sb., zákona ČNR č. 425/1990 Sb. a zákona č. 23/1992 Sb., (úplné znění zákona ČNR č. 458/1992 Sb.), ve znění zákona č. 114/1995 Sb. Zákon č. 58/1998 Sb., o poplatcích za vypouštění odpadních vod do vod povrchových.
- [13] Nařízení vlády ČR č. 171/1992 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného znečištění vod ve znění nařízení vlády ČR č. 185/1996 Sb.

Odpadové hospodářství

- [14] Zákon č. 125/1997 Sb. o odpadech, ve znění zákona č. 167/1998 Sb.
- [15] Zákon č. 7/2005 Sb. – Díl 8 Elektrická a elektronická zařízení
- [16] Vyhláška MŽP č. 337/1997 Sb., kterou se vydává Katalog odpadů a stanoví další seznamy odpadů (katalog odpadů).
- [17] Zákon č. 157/1998 Sb., o chemických látkách a chemických přípravcích a o změně některých dalších zákonů.
- [18] Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 250/1998 Sb., o registraci chemických látek.
- [19] Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 251/1998 Sb., kterou se stanoví metody pro zjišťování toxicity chemických látek a přípravků.
- [20] Vyhláška Ministerstva zdravotnictví č. 301/1998 Sb., kterou se stanoví seznam chemických látek a chemických přípravků, jejichž výroba, uvádění na trh a používání je omezeno.
- [21] Vyhláška ČBÚ č. 99/1992 Sb., o ukládání odpadů do dolů.

Ochrana nerostného bohatství a půdního fondu

- [22] Zákona č. 114/1992 Sb. o ochraně přírody a krajiny.
- [23] Zákona č. 334/1992 Sb. o ochraně zemědělského půdního fondu.
- [24] Zákona č. 44/1988 Sb., o ochraně a využití nerostného bohatství (horní zákon), ve znění zákona ČNR č. 541/1991 Sb. (úplné znění zákona pod č. 439/1992 Sb.) a změny vyplývající ze zákona ČNR č. 10/1993 Sb. a zákona č. 168/1993 Sb.

Hygiena a bezpečnost práce

- [25] Zákona č. 86/1992 Sb. o péči o zdraví lidu,

Normy

- [26] ČSN ISO 9001 Normy pro management jakosti a zabezpečování jakosti. Část 1: Směrnice pro jejich volbu a použití
- [27] ČSN 75 6505 Zneškodňování odpadních vod z povrchových úprav kovů a plastů
- [28] ČSN 75 72221 Jakost vod. Klasifikace jakosti povrchových vod.
- [29] ČSN 80 5510 Ochrana ovzduší. Metody stanovení imisí znečišťujících látek. Všeobecné požadavky.
- [30] ČSN 83 0601 Zásady pro stanovení jakosti provozních vod v průmyslu
- [31] ČSN 83 8001 Názvosloví odpadů
- [32] ČSN ISO 14 000 (návrh normy) Environmentálně orientované řízení

Časopisy, sborníky

- [33] Čermáková E.: Ohrožená ozónová vrstva a skleníkový efekt očima fyzika sborník z III. konference EIA, str. 163 - 166, Praha 1996
- [34] Kubátová J.: Programy environmentálně orientovaného řízení. Standardy rodiny ISO 14000. sborník z III. konference EIA, str. 494 - 501, Praha 1996
- [35] Neužil M.: Vliv energetiky na životní prostředí sborník z III. konference EIA, str. 75 - 81, Praha 1996

Publikace

- [36] Cihelka J.: Sluneční vytápěcí systémy, Praha SNTL 1984
- [37] Černý M. a kol.: Korozní vlastnosti kovových konstrukčních materiálů, Praha SNTL, 1984
- [38] Doležel B.: Odolnost plastů a pryží, Praha SNTL 1981
- [39] Fridrich R.: Vodíková koroze a křehkost kovů, Praha SNTL 1963
- [40] Havelka M.: Prašnost v průmyslu zejména hutním, Praha SNTL
- [41] Hennig O., Lach V.: Chemie ve stavebnictví, Praha SNTL 1983
- [42] Jostan J., Mussinger W., Bogenschütz A.F.: Korrosionsschutz in der Elektronik, LEUTZE Verlag 1987
- [43] Jubish H.: Klimaschutz elektronischer Gerete, Berlin Verlag Technik 1965
- [44] Kostadinov D.: Ochrana sdělovacích kabelů před korozi, Praha NADAS 1983
- [45] Ponec V. a kol.: Adsorbce na tuhých látkách, Praha SNTL 1968
- [46] Rychtera M.: Deterioration of Electrical Equipment, Praha ACADEMIA 1970
- [47] Schütz A., Kalousek M., Brdička R.: Úvod do fyzikální chemie, Praha SNTL 1968
- [48] Bartoníček R. a kol.: Koroze a protikorozi ochrana kovů, Praha AKADEMIA 1966
- [49] Remontová, Květoslava.: Ekodesign, Praha, Ministerstvo životního prostředí 2003, ISBN: 80-7212-230-4
- [50] Rodrigo J., Castells F.: Electrical and Electronic Practical Ecodesign Guide, University Rovira i Virgili, Spain, 2002

- [51] Braniš M.: Základy ekologie a ochrany životního prostředí. Informatorium Praha 1999
- [52] Kabala S.J.: Ekologický management v mezinárodním měřítku. Nová oblast odpovědnosti firem. CEA ČR, Děčín 1994
- [53] Kol. autorů: Studie o nástrojích pro podporu minimalizace odpadů. CEMC Praha 1994
- [54] Kol. autorů: Guidelines for Life-Cycle Assessment, Code of Practice. Society of Environmental Toxicology and Chemistry, Brussels 1993
- [55] Kol. autorů: Metodická příručka pro nakládání s odpady a podnikání s odpady. GES Ostrava 1995.
- [56] Kol. autorů: Ekologicky orientované řízení podniku. CEMC Praha 1995.
- [57] Lacinová L.: 14x o ekologii. SZOPK Bratislava 1993.
- [58] Masters G. M.: Introduction to Environmental Engineering and Science. Prentice-Hall International, Inc., 1991
- [59] Míchal I.: Ekologická stabilita. Veronica, ekologické středisko ČSOP, Brno 1992
- [60] Moldan B.: Ekologie, demokracie, trh. MŽP ČR, Praha 1992
- [61] Nesvadba, J., Velek, K.: Tuhé odpady. SNTL Praha, 1983
- [62] Noskovičová D.: EMS Ekologicky orientovaný systém řízení. DT Ostrava 1996
- [63] Odum, E. P.: Základy ekologie. Academia Praha 1972
- [64] Quarg, M. a kol.: Ochrana životního prostředí. SNTL Praha, 1985
- [65] Tilling S.: Ozon a skleníkový efekt. TEREZA ČSOP, Praha 1992
- [66] Vlček J., Drkal F. a kol.: Technika a životní prostředí. Vydavatelství ČVUT, Praha 1994
- [67] Vlček J., Drkal F. a kol.: Technika a životní prostředí. Vydavatelství ČVUT, Praha 1994
- [68] Rychtera M., Bartáková B.: Tropikalizace elektrických zařízení, Praha SNTL 1974

Skripta

- [69] Hemerka, J.: Odlučování tuhých částic, Vydavatelství ČVUT Praha 1994
- [70] Kol. autorů: Příručka k ekologické výchově na elektrotechnických oborech. MŠMT ČR, Praha 1988
- [71] Rohon, P.: Základy životního prostředí. Vydavatelství ČVUT Praha 1991
- [72] Synáčková, M.: Čistota vod. Vydavatelství ČVUT Praha 1994

Adresy INTERNETU

- [73] www.link.cz/users/czn.cz/lemac - česká firma zabývající se renovací tonerových kazet
- [74] www.ecotoner.cz - česká firma zabývající se renovací tonerových kazet
- [75] www.greendisk.com - americká firma zabývající se recyklací počítačových disket
- [76] www.terier.cz - český výrobce drtiček a třidiček odpadů
- [77] www.dmrecycling.com - americká firma zabývající se recyklací počítačových komponentů
- [78] www.mesit.cz - česká firma zabývající se mimo jiné recyklací elektronických obvodů
- [79] www.cbot-recycle.com - americká firma zabývající se recyklací počítačových komponentů
- [80] www2.epix.net/~enviro - americká firma zabývající se recyklací obrazovek monitorů
- [81] www.epa.gov - oficiální stránky US EPA
- [82] www.ceu.cz - oficiální stránka Českého ekologického ústavu

PŘÍLOHY

Použité symboly a zkratky

<i>Ctox</i>	hmotnost koncentrace toxické složky v dýmu (%)
<i>NPKtox</i>	nejvyšší povolená koncentrace toxické složky v dýmu ($\text{mg}\cdot\text{m}^{-3}$)
<i>ppm</i>	koncentrace ($\text{cm}^3\cdot\text{m}^{-3}$)
<i>ppb</i>	koncentrace ($\text{mm}^3\cdot\text{m}^{-3}$)
<i>BCSD</i>	(Business Charter for Sustainable Development) Charta pro udržitelný rozvoj
<i>CE</i>	(Combustion Efficiency) účinnost spalování
<i>CFC</i>	chloroflorouhlovodíky
<i>DSD</i>	(Duales System Deutschland) Německý systém snížení množství balicího materiálu
<i>DRE</i>	(Destruction and Reawval Efficiency) účinnost destrukce a odstraňování
<i>DFD</i>	(Desing For Disassembly) navrhni výrobek tak, aby se dal snadno rozebrat
<i>DPS</i>	deska plošného spoje
<i>EC</i>	(European Community) Evropské společenství
<i>EPA</i>	(Environmental Protection Agency) Ekologická a správní agentura v USA
<i>EMS</i>	(Environmental Management System) Ekologický orientovaný systém řízení
<i>EMAS</i>	(Comumunity Eco-Management and Audit Scheme) Ekologický systém řízení a prověřování
<i>GEMI</i>	(Global Environmental Managment Initiative) Iniciativa celosvětového ekologického managementu
<i>ISKO</i>	Informačním systému kvality ovzduší
<i>ICC</i>	(International Chamber of Comerce) Mezinárodní obchodní komora
<i>POHC</i>	(Principle Organic Hazardous Constituents) základní nebezpečné organické látky
<i>PIC</i>	(Products of Incomplete Combustion) produkty nedokonalého spalování
<i>OECD</i>	(Organization for Economic Cooperation and Development) Organizace pro ekonomickou spolupráci a rozvoj
<i>REZZO</i>	Registr Emisí a Zdrojů Znečištění Ovzduší
<i>SARA</i>	(Superfund Amendment and Reauthorization Act) Zákon USA zakládající fond na odstraňování starých ztěží
<i>TDS</i>	(Total Dissolved Solids) Množství rozpuštěných solí
<i>TEQM</i>	(Total Environmental Quality Management) Komplexní systém řízení ekologické politiky podniku
<i>TKO</i>	tuhý komunální odpad
<i>TRI</i>	(Toxic Releaase Inventory) Americký Registr vypouštěných toxických látek
<i>VOC</i>	(Volatile Organic Compounds) Těkavé organické látky
<i>WICEM</i>	(Word Industry Conference on Environmental Manegement) Světová průmyslová konference o ekologickém řízení

Obsah

I. ÚVOD DO PROBLEMATIKY.....	4
1.1 ZÁKLADNÍ POJMY A SOUVISLOSTI.....	4
1.1.1 Ekologické faktory.....	4
1.1.2 Zdroje energie a látek v přírodě.....	6
II. HLAVNÍ SLOŽKY ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ.....	10
2.1 OVZDUŠÍ.....	10
2.1.1 Znečištění ovzduší.....	10
2.1.2 Důsledky znečištěné atmosféry.....	15
2.1.3 Snižování emisí v ovzduší.....	24
2.1.4 Důsledky znečištěné atmosféry.....	32
2.2 VODA.....	72
2.2.1 Znečištění vody.....	73
2.2.2 Přírodní vody.....	79
2.2.3 Odpadní vody.....	83
2.2.4 Havárie vodních systémů.....	90
2.2.5 Čištění odpadních vod.....	94
2.2.6 Znehodnocování vyvolané vodou.....	96
2.3 ODPADY.....	111
2.3.1 Klasifikace odpadů.....	112
2.3.2 Způsoby nakládání s odpady.....	113
2.3.3 Skládkování.....	114
2.3.4 Spalování.....	119
2.3.5 Recyklace odpadu.....	122
2.3.6 Likvidace komunálního odpadu.....	129
2.3.7 Prevence odpadů.....	137
III. PODÍL ELEKTROTECHNIKY NA ZHORŠOVÁNÍ ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ.....	137
3.1 VÝROBA A ROZVOD ELEKTRICKÉ ENERGIE Z POHLEDU EKOLOGIE.....	137
3.1.1 Uhlé elektrárny.....	138
3.1.2 Elektrárny na topný olej a zemní plyn.....	141
3.1.3 Jaderné elektrárny.....	142
3.1.4 Vodní elektrárny.....	143
3.1.5 Rozvodné sítě.....	144
3.2 ELEKTROTECHNICKÁ VÝROBA Z POHLEDU EKOLOGIE.....	145
3.2.1 Ekologická závadnost vybraných materiálů.....	145
3.2.2 Příklady ekologicky závadných technologií v elektrotechnice.....	151
IV. ŘEŠENÍ EKOLOGICKÝCH PROBLÉMŮ V PRŮMYSLU.....	154
4.1 EKOLOGICKÉ AKTIVITY PRŮMYSLU.....	155
4.2 EKOLOGICKÉ ŘÍZENÍ PODNIKU.....	157
4.2.1 Obecné principy ISO 14000.....	158
4.2.2 Systém ekologického managementu.....	158
4.3 ANALÝZA ŽIVOTNÍHO CYKLU VÝROBKU.....	162
4.3.1 Metodika LCA.....	166
4.3.2 Příklady využití LCA.....	174
4.3.3 Ekodesign a LCA.....	175
4.4 EKOLOGICKY ŠETRNÝ VÝROBEK.....	176
4.4.1 Hlavní zásady programu zaměřeného na eco-labelling.....	177
4.4.2 Požadavky spojené s propůjčením ochranné známky.....	178
4.4.3 Typy ochranných známek.....	178
4.4.4 Národní program pro udělování známky „Ekologicky šetrný výrobek“.....	180
4.5 ČISTŠÍ PRODUKCE.....	180
4.5.1 Principy čistší produkce.....	182
LITERATURA.....	183
ZÁKONY.....	183

NORMY.....	184
ČASOPISY, SBORNÍKY.....	184
PUBLIKACE.....	184
SKRIPTA.....	185
ADRESY INTERNETU	185
PŘÍLOHY.....	186
POUŽITÉ SYMBOLY A ZKRATKY.....	186