

# ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

*Martin Rulík*





## ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

*Martin Rulík*

Vzhledem k enormnímu růstu populace a vysoké produkci odpadních vod zejména v oblastech s vysokou hustotou obyvatelstva je již přes 100 let nezbytné odpadní vody čistit, neboť vodní recipienty si s tak velkým znečištěním již neporadí.

Čištění odpadních vod je souhrnem technologických procesů na zneškodňování a snižování obsahu látek znečišťujících odpadní vodu (redukce mechanických nečistot, organických látek, hlavních biogenních prvků, zejména dusíku a fosforu a snížení počtů nežádoucích mikroorganismů. Toho se docílí zpravidla ve třech až čtyřech hlavních stupních, kdy první (mechanický) stupeň zachycuje unášený materiál a suspendované látky, druhý (biologický) stupeň je založen na biochemické aktivitě heterotrofních mikroorganismů, zejména bakterií a jeho účelem je rozklad a mineralizace organických látek a ve třetím stupni (terciární čištění) se chemickou či biologickou cestou snižuje obsah fosforu. Dusík se chemicky srážet nedá, může být odstraněn pouze biologicky (procesy nitrifikace a denitrifikace). Srážení fosforu se často provádí dávkováním chemikálie (solí hliníku nebo železa) přímo do akivační směsi. Za terciární čištění je považována i biologická dočišťovací nádrž či dezinfekce odtoku z ČOV.

### ODPADNÍ VODY

Za vodu odpadní je považována veškerá voda, která projde jakýmkoliv výrobním procesem a tímto použitím se změnila její jakost nebo teplota, příp. i jiné vody, odtékající ze sídlišť, obcí, dolů, závodů a dalších objektů, které jsou vypouštěny do vod povrchových (recipientů) a mohou ohrozit jakost těchto vod. Podle tohoto vymezení je nutné za odpadní vodu pokládat i srážkové a balastní vody odtékající kanalizacemi z obcí (Just a kol. 1999).

Vypouštění odpadních vod povoluje územně příslušný vodohospodářský orgán (okresní úřad, referát nebo odbor životního prostředí), který je přitom vázán nařízením vlády ČR č. 61/2003 Sb., kterým se stanoví ukazatele přípustného znečištění vod. Toto nařízení uvádí mimo jiné nepřekročitelné limity kvality vypouštěných odpadních vod (tzv. emisní standardy) a přípustné hodnoty znečištění vodních toků (tzv. imisní standardy).

Odpadní vody se obvykle rozdělují na odpadní vody **městské (splaškové, komunální)** a **průmyslové** (do kterých se většinou zahrnují i odpadní vody ze zemědělských závodů).

### ODPADNÍ VODY SPLAŠKOVÉ (KOMUNÁLNÍ)

Z technologického hlediska obsahují komunální odpadní vody zejména **hrubě rozptýlené** látky, **jemně rozptýlené usaditelné** látky, **jemně rozptýlené obtížně usaditelné** a **neusaditelné** látky a **rozpuštěné** látky. Přibližné složení typické odpadní splaškové vody je uvedeno v Tab. 53.

**Tab. 53.** Charakteristika typické splaškové odpadní vody (dle Atlas a Bartha 1998)

|                                       | Koncentrace (mg.l <sup>-1</sup> ) |
|---------------------------------------|-----------------------------------|
| celkové množství nerozpuštěných látek | 700                               |
| rozpuštěných                          | 500                               |
| fixovaných                            | 300                               |
| těkavých                              | 200                               |
| suspendovaných                        | 200                               |
| fixovaných                            | 50                                |
| těkavých                              | 150                               |
| BSK                                   | 300                               |
| CHSK                                  | 400                               |
| celkový organický uhlík (TOC)         | 200                               |
| dusík (jako N)                        | 40                                |
| organický N                           | 15                                |
| volný amoniak                         | 25                                |
| dusitany                              | 0                                 |
| dusičnany                             | 0                                 |
| fosfor (jako P)                       | 10                                |
| organický P                           | 3                                 |
| anorganický P                         | 7                                 |
| tuky                                  | 100                               |

Z hlediska vodohospodářského patří mezi nejvýznamnější složky znečištění komunálních odpadních vod **organické látky, sloučeniny dusíku a sloučeniny fosforu**. Protože splaškové odpadní vody obsahují převážně organické lehce rozložitelné látky, je možné pro zhodnocení celkového organického znečištění splaškových vod použít hodnoty biochemické spotřeby kyslíku (BSK), chemické spotřeby kyslíku (CHSK), popř. celkového organického uhlíku (TOC). Spotřeba kyslíku je mírou rychlosti mikrobiální oxidace organických látek ve vodě, resp. mírou obsahu oxidovatelných látek ve vodě. BSK je pak metodou, jak tuto spotřebu měřit. Aerobní mikroorganismy využívají organických látek jako zdroje energie a uhlíku pro syntézu zásobních látek a nových buněk. Rozpuštěný kyslík je pak spotřebováván na oxidaci exogenního (mimobuněčného) substrátu v roztoku a dále na oxidaci zásobních látek (tzv. endogenní oxidace). Oxidace těchto nově vzniklých látek probíhá 10 až 20 dní, což je však pro běžné stanovení BSK dlouhá doba, proto se standardně používá inkubace 5denní, označovaná jako BSK<sub>5</sub>. Průměrná hodnota BSK<sub>5</sub> je 300 mg.l<sup>-1</sup>, přičemž asi polovina BSK<sub>5</sub> připadá na rozpuštěné látky. Specifické množství BSK<sub>5</sub> připadající na 1 obyvatele za den je v závislosti na spotřebě vody v našich podmínkách 60 g, reálná produkce však zřejmě nepřekračuje hodnotu 40 g na obyvatele a den (Just a kol. 1999). V zemích, kde je vyšší spotřeba vody na 1 obyvatele za den, jsou splaškové vody zředěnější a vykazují i nižší hodnoty BSK (až pod 100 mg.l<sup>-1</sup>). Hodnota specifického množství BSK<sub>5</sub> na 1 obyvatele je proto vyšší (cca 70 g). Hodnota CHSK surové splaškové vody se rovná obvykle asi dvojnásobku hodnoty BSK.

Aby bylo možné posuzovat a vzájemně porovnávat znečištění průmyslové a splaškové, byl do praxe zaveden pojem **populační ekvivalent**, resp. tzv. **ekvivalentní počet obyvatel**. Míra znečištění se při tomto způsobu hodnocení posuzuje podle hodnoty BSK<sub>5</sub>. Za znečištění produkované jedním obyvatelem se uvažuje denně 60 g BSK<sub>5</sub>. Populační ekvivalent (EO) pak udává, kolika ekvivalentním obyvatelem je rovno dané průmyslové znečištění.

$$EO = BSK_5 \cdot Q / 60$$

kde hodnota BSK je v g.m<sup>-3</sup>, Q = spotřeba vody (m<sup>3</sup>) za den, 60 = specifické množství.

Populační ekvivalent je tedy množství znečištění, které je stejné jako znečištění tohoto druhu produkované denně jednou osobou. Např. čistírna odpadních vod vyprojektovaná pro 25 000 ekvivalentních obyvatel (EO) může čistit znečištěnou vodu od 25 000 obyvatel, tj. znečištění odpovídající BSK<sub>5</sub> 25 000 . 0,06 = 1500 kg za den. Hodnoty BSK<sub>5</sub> v různých průmyslových závodech a odpovídající hodnoty EO jsou uvedeny např. v publikaci Chudoba a kol. (1991).

Z poměru BSK<sub>5</sub>:CHSK lze usuzovat na poměrné zastoupení rozložitelných látek. Pokud je tento poměr vyšší než 0,5, je možné o dané odpadní vodě předpokládat, že obsahuje organické látky převážně biologicky rozložitelné. Mezi takové patří např. odpadní vody ze škrobáren (0,57), droždáren (0,64) a cukrovarů (0,70).

**Tab. 54.** Průměrné hodnoty ukazatelů znečištění v přepočtu na jednoho obyvatele na den (podle Chudoba a kol. 1991)

| Ukazatel znečištění    | Jednotka | Hodnota |
|------------------------|----------|---------|
| nerozpuštěné látky     | g        | 55      |
| BSK <sub>5</sub>       | g        | 60      |
| CHSK                   | g        | 109     |
| Corg                   | g        | 40      |
| BSK <sub>5</sub> /CHSK | –        | 0,55    |
| Corg/CHSK              | –        | 0,37    |
| BSK <sub>5</sub> /Corg | –        | 1,50    |
| celkový N              | g        | 12      |
| celkový P              | g        | 2–4*    |
| extrahovatelné látky   | g        | 15      |

\* v závislosti na spotřebě syntetických detergentů

Odpadní vody mohou být také životním prostředím pro výskyt nejrůznějších patogenních organismů (Tab. 55).

**Tab. 55.** Patogenní organismy, které se mohou vyskytovat v odpadních vodách, seřazené podle stupně jejich závažnosti (v případě některých parazitů se může jednat o jejich vajíčka, nikoliv dospělé – např. tasemnice, škrkavky)

| Baktérie                              | Viry              | Střevní paraziti              |
|---------------------------------------|-------------------|-------------------------------|
| <i>Salmonella typhi</i>               | Enteroviry        | <i>Schistosoma</i> spp.       |
| <i>Salmonella paratyphi</i>           | Poliovirus        | <i>Ascaris lumbricoides</i>   |
| <i>Salmonella</i> spp.                | Echovirus         | <i>Trichuris trichuria</i>    |
| <i>Shigella</i> spp.                  | Coxsackieviry     | <i>Taenia</i> spp.            |
| <i>Vibrio cholerae</i>                | Hepatitida typu A | <i>Diphyllobothrium latum</i> |
| <i>Mycobacterium tuberculosis</i>     | Norwalk virus     | <i>Ancylostoma duodenale</i>  |
| <i>Leptospira icterohaemorrhagiae</i> | Rotavirus         | <i>Necator americanus</i>     |
| <i>Campylobacter</i> spp.             | Adenovirus        | <i>Entamoeba histolytica</i>  |
| <i>Listeria monocytogenes</i>         | Parvovirus        | <i>Giardia lamblia</i>        |
| <i>Candida albicans</i>               |                   | <i>Naegleria</i> spp.         |
| <i>Yersinia enterocolitica</i>        |                   | <i>Acanthamoeba</i> spp.      |
| <i>Escherichia coli</i>               |                   | <i>Cryptosporidium</i> spp.   |
| <i>Pseudomonas aeruginosa</i>         |                   |                               |

| Baktérie                              | Viry | Střevní paraziti |
|---------------------------------------|------|------------------|
| <i>Klebsiella</i> spp.                |      |                  |
| <i>Staphylococcus aureus</i>          |      |                  |
| <i>Aeromonas hydrophila</i>           |      |                  |
| <i>Mycobacterium paratuberculosis</i> |      |                  |
| <i>Erysipelothrix rhusopathiae</i>    |      |                  |
| <i>Bacillus anthracis</i>             |      |                  |
| <i>Clostridium</i> spp.               |      |                  |
| <i>Yersinia pestis</i>                |      |                  |
| <i>Brucella</i> spp.                  |      |                  |

### Koncepce nakládání s komunálními odpadními vodami

V městech se uplatňuje nejvíce **centralizované odvádění odpadních vod** kanalizací do jedné společné čistírny. Kanalizace může být jednotná nebo oddílná. Jednotná kanalizace odvádí jedním trubním profilem splaškové i dešťové vody a musí být tedy navržena na velké dešťové odtoky, ke kterým dochází zřídka a jednorázově. Oddílná kanalizace sestává ze dvou trubních systémů, splaškového a dešťového. Dešťová kanalizace může z jednotlivých kanalizovaných území odvádět dešťové vody nejkratšími cestami do vodních toků a může být zakládána mělkěji než kanalizace jednotná. Odvádění dešťových vod může být kombinováno také s jejich částečným zadržováním a vsakováním. Hlavním problémem centralizovaných řešení představují vysoké náklady na budování kanalizací.

**Decentralizovaná řešení** jsou založena na zneškodňování odpadních vod v jednotlivých domech. V úvahu přicházejí bezodtoké žumpy, septiky kombinované se zemními filtry a domovní mechanicko-biologické čistírny.

### ZPŮSOBY ČISTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

Čištění odpadních vod je souhrnem technologických procesů na zneškodňování látek znečišťujících odpadní vody a na snížení jejich koncentrace. Prakticky se realizuje v čistírnách odpadních vod (ČOV). Úkolem čistírny je odstranit z odpadních vod všechny škodlivé a nežádoucí příměsi tak, aby do toku (recipientu) mohla být vypuštěna voda vyčištěná, blížící se svojí jakostí vodě v řece.

Čištění odpadních vod lze rozlišovat na intenzivní a extenzivní. Jako **intenzivní** je označováno čištění v mechanicko-biologických čistírnách odpadních vod (ČOV). Existují čistírny různých velikostí. Nejmenší jsou domovní čistírny, sloužící v decentralizovaném systému nakládání s odpadními vodami v jednotlivém domě, popř. skupině několika sousedních domů. Bývají součástí domu a patří jeho majiteli. Centralizované ČOV patří zpravidla obci. Jako malé čistírny se označují ČOV do 500 ekvivalentních obyvatel, jako čistírny městské pak ČOV pro více než 500 ekvivalentních obyvatel. Z technologického hlediska nejsou hranice mezi malými a městskými čistírnami příliš podstatné. Jejich společným rysem je soustředění technologických zařízení v homogenním stavebním objektu a závislost na dodávce elektrické energie. Výhodou je vysoká intenzita, říditelnost procesů a relativně malé nároky na plochu. Nevýhodou je potřeba soustavné obsluhy, jednoúčelovost a poměrně vysoké investiční a provozní náklady.

**Extenzivní** zneškodňování odpadních vod využívá tradičních principů hnojení a závlah odpadními vodami, čištění vody při půdní filtraci a v biologických rybnících. Mezi extenzivní přístupy využívané v centralizovaných systémech nakládání s odpadními vodami patří např. stabilizační nádrže, čistírny na principu zemního filtru, vegetační (kořenové) čistírny; v decentralizovaných systémech se využívají nejčastěji žumpy a septiky.

Extenzivní postupy proti mechanicko-biologickému čištění nevyžadují trvalé napojení na elektrickou energii, mají jednodušší obsluhu a menší provozní náklady. Nevýhodou je větší nárok na plochu a horší ovladatelnost až neovladatelnost procesů. V některých případech není extenzivní nakládání s odpadními vodami přijímáno a podporováno vodohospodářskými orgány.

### Biologické čištění odpadních vod

---

Biologicky lze čistit pouze odpadní vodu obsahující organické látky schopné biochemického rozkladu. Jde přitom o napodobení, usměrnění a zintenzivnění přirozených rozkladných pochodů a procesů samočištění, které se vyskytují v půdním a vodním prostředí. Všechny hlavní způsoby biologického čištění byly vyvinuty empiricky. Až na výjimky dává čistírenská praxe přednost aerobním pochodům. Předností aerobního způsobu čištění je rychlejší rozklad znečišťujících látek (zejména typu BSK<sub>5</sub>) a vznik větší biomasy mikroorganismů. Nevýhodou je, že aerobní čištění lze aplikovat pouze na čištění odpadních vod s menším organickým zatížením. Naopak anaerobním způsobem se dají čistit vysoko koncentrované, organicky zatížené odpadní vody.

Biologické způsoby čištění odpadních vod je možné v zásadě rozdělit do dvou základních typů: (1) způsoby, ve kterých probíhá čištění v podmínkách téměř přirozených – tzv. **přírodní způsoby čištění** a (2) způsoby, ve kterých se čištění uskutečňuje v uměle vytvořených podmínkách – tzv. **umělé způsoby čištění**.

Přírodní způsoby čištění odpadních vod dosahují příznivého čistícího účinku využíváním samočisticích procesů v půdě, ve vodním prostředí a za příznivé součinnosti rostlin. Proces čištění je pozvolný, mikroorganismy pomalu rozkládají a mineralizují organickou hmotu. Uvolněné živiny jsou využívány vegetací. Vegetace využívá z vyčištěné odpadní vody značnou část živin, zejména dusíku a fosforu, které způsobují po projití tradičními (konvenčními) ČOV eutrofizaci vodních toků. V přírodních čistírnách probíhají složité fyzikálně-chemické a biologické procesy, jejichž výsledek se pak projeví v konečném čistícím účinku. Přírodní způsoby čištění a využití odpadních vod vyžadují jejich předčištění, tj. kvalitní mechanické čištění.

V zařízeních umělého čištění probíhají rozkladné procesy podstatně rychleji než u přírodních způsobů, protože se v nich nejrůznějšími technickými podmínkami vytvářejí co nejlepší podmínky pro rozvoj a činnost mikroorganismů. **Principem biologického čištění je využití odpadní vody jako substrátu pro růst biomasy o vysoké koncentraci, ale nízké růstové rychlosti, případně sorpce nerozložitelných látek.** Toho se v čistírnách odpadních vod dosahuje buď v systémech s řízenou akumulací biomasy ve vnosu, tzv. aerobní aktivací, nebo v biofilmových reaktorech – zkrápěné nebo ponořené biologické kolony (biofiltry).

Přírodní způsoby čištění a využití odpadních vod se v současnosti stále více rozšiřují. Mezi přírodní způsoby čištění odpadních vod Tlapák a kol. (1992) řadí: a) půdní filtrace; b) vegetační kořenové čistírny s makrofyty; c) aerobní biologické nádrže; d) anaerobní biologické nádrže; e) dočišťovací biologické rybníky; f) průtočné vegetační čistírny s plovoucími vodními rostlinami; g) průtočné žlabové bioeliminátoři; h) čištění kolonami imobilizovaných buněk v umělém prostředí; i) závlahu městskými, průmyslovými a zemědělskými odpadními vodami; j) závlahu kejdou, tekutými vyhnílymi čistírenskými kaly a tekutými odpady.

### Stabilizační nádrže a rybníky

---

Stabilizační nádrže jsou obvykle mělké nádrže sloužící k čištění nebo dočišťování odpadních vod převážně přirozenými způsoby. Tato čistící zařízení patří mezi nejstarší a používají se ke zneškodňování až úplnému vyčištění hnilobných odpadních vod za použití různých nádrží rybníčního typu. Jejich

uplatnění je zejména při čištění splaškových vod z malých zdrojů znečištění, čištění splaškových vod objektů se sezónním provozem (rekreační střediska, letní tábory apod.), dočišťování odpadních vod za mechanicko-biologickými ČOV. Na čistícím procesu se podílí bakterie ve vodě i v kalu a další fáze látkového koloběhu. Kladem rybníků jsou nízké stavební a provozní náklady, k záporům patří hlavně značné nároky na plochu, zápachy v případě anaerobních stavů a nutnost odstraňování usazenin. V případech nepostačující přirozené reerace hladinou a pro účely zamezení úplného zámruzu hladiny nádrže v zimním období, lze stabilizační nádrže podle potřeby doplnit zařízením pro přídavnou aeraci.

Přesné vymezení pojmu stabilizační nádrže je obtížné, protože v literatuře je patrná značná nejednotnost. Jsou užívány různé názvy částečně se obsahově překrývající, jako např. biologické rybníky, stabilizační rybníky, stabilizační nádrže, oxidační nádrže a biologické nádrže. Označení stabilizačních nádrží určených k čištění nebo dočišťování odpadních vod termínem „biologický rybník“ není podle některých autorů zcela vhodné, protože pojem „rybník“ v názvu neodpovídá popisu a funkci obsaženým v definici. Rybník je definovaný podle ČSN 73 6510 jako „umělá vodní nádrž určená především k chovu ryb, s možností úplného a pravidelného vypouštění, jejíž provedení a technické vybavení, jakož i provoz odpovídá potřebám rybníčního hospodářství“ (Effenberger a kol. 1986). Podobně termínem „dočišťovací rybník“, používaným některými autory, rozumíme pouze jednu z možných aplikací – k dočišťování odtoků z čistíren odpadních vod.

Podle způsobu úpravy vlastností vody a technologie čištění můžeme stabilizační nádrže zjednodušeně rozdělit na:

(a) **Akumulační rybníky** (vyhňivací laguny) – nádrže pro čištění odpadových vod kampaňového průmyslu (cukrovarnického, škrobárenského apod.), které v první fázi (v zimním období) slouží jako vyhňivací (anaerobní) nádrž, v průběhu jara přechází spíše na typ odpovídající oxidační nádrži. Není sem však přiváděna další odpadní voda. Voda je v těchto rybnících zadržována tak dlouho, až samočištění proběhne do stádia beta-mesosaprobity. Teprve potom je rybník vypuštěn a připraven přijmout další odpadní vodu. Obecně zde převažují anaerobní procesy. Hloubka nádrže, ani plošné zatížení nejsou příliš důležité, rozhodující je zde doba zdržení.

(b) **Asimilační rybníky** jsou odpadními vodami zatěžovány trvale, napuštěná voda nesmí překročit stupeň alfa-mesosaprobity – tj. musí poskytovat možnost rozvoji asimilujících organismů. Často je zde možný chov kaprovitých ryb.

(c) **Stabilizační** (oxidační) rybníky je termín obvykle používaný pro sadu rybníků řazených za sebou, v nichž postupně probíhá rozklad od anaerobní fáze až případně po chov ryb. Jsou hluboké 60–100 cm, mají krátkou dobu zdržení. Nádrže tohoto typu se obvykle používají v seriovém zapojení 3 jednotek:

- předřazeného anaerobního stupně s velmi krátkou dobou zdržení (0,5 dne), hloubka je asi 50 cm. Nádrž slouží k mechanickému předčištění sedimentací. Pochody jsou anaerobní, převládá metanové kvašení.
- 1. aerobní nádrže, kde dochází k rozvoji fytoplanktonu, probíhající pochody jsou aerobní i anaerobní, zde již často dochází k rozvoji zooplanktonu (např. vířníků).
- 2. aerobní nádrže, které slouží jako filtrační stupeň. Dochází zde k rozvoji zooplanktonu (často dominující perloočky rodu *Daphnia*), voda často mívá vysokou průhlednost.

Stabilizační nádrže jsou využívány pro čištění a dočišťování odpadních vod převážně z malých obcí do 1000 obyvatel, ze zemědělského znečištění, rekreačních středisek a z některých menších zdrojů průmyslových odpadních vod. Jako zařízení pro dočišťování odpadních vod byly stabilizační nádrže vybudovány jako součást takových mechanicko-biologických čistíren střední velikosti, u kterých byly pro vybudování nádrží územní a ekologické předpoklady a kde dočišťování odpadních vod bylo nezbytné s ohledem na následné využívání povrchové vody. Stabilizační nádrže jsou totiž vhodnou for-

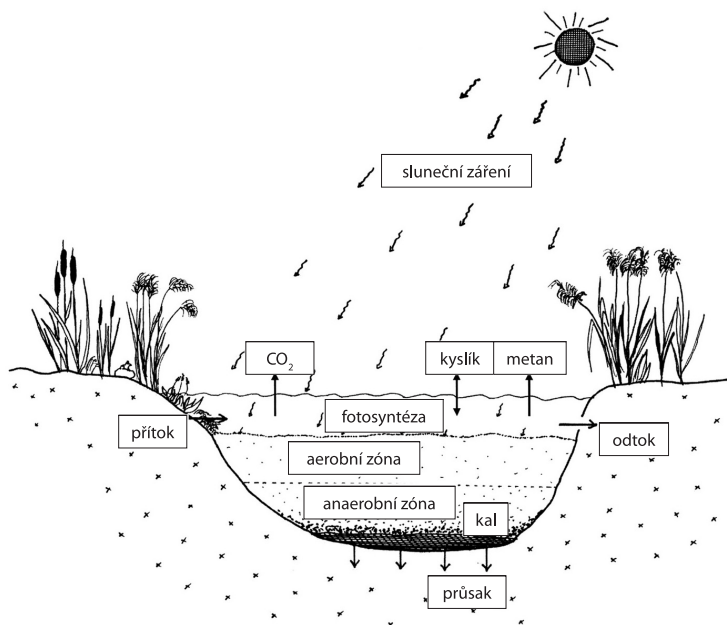


inou přechodu z intenzivních čistírenských procesů do přirozeného biologického režimu povrchových vod (při nižším zatížení nádrže často mohou druhově bohaté biocenózy v mnoha směrech odpovídat osídlení recipientu vyčištěné odpadní vody). Dočišťovací nádrže tedy mohou působit kromě hlavní funkce, kterou je snížení organického znečištění a stabilizace odtoku, také jako vyrovnávací a směšovací nádrže zajišťující promíchání odtoku z biologického stupně čistírny vyrovnáním kvality čištěné vody. Stabilizační nádrže mohou být také využívány ke zneškodňování dešťové vody z oddělovačů deště. Značná je také schopnost stabilizačních nádrží snižovat s vysokou účinností (až o 99,8 %) množství bakterií včetně patogenních. Plochy zbylé po ukončení provozu stabilizačních nádrží také lze po rekultivaci vrátit do půdního fondu.

Z hlediska ekologického jsou stabilizační nádrže přínosem pro pozitivní utváření vzhledu krajiny. Příznivý vliv mají také na mikroklima krajiny. Jestliže je možné využít pro stabilizační nádrže, např. bývalých rybníků nebo přirozených terénních prohlubní, lze tím zajistit vytvoření vhodných podmínek pro život různých druhů fauny, jejichž existence může být ohrožena např. meliorováním (vysoušením, případně zaspáním) vlhkých oblastí a malých vodotečí (Effenberger a kol. 1986).

### Mechanismus čištění odpadních vod ve stabilizačních nádržích

Ve stabilizačních nádržích dochází především k usazování nerozpuštěných látek, k biologickému odbourávání organického znečištění a k zapojení minerálních látek do přirozeného koloběhu. Stabilizační nádrže vykazují zejména značnou schopnost zachycovat fosfor. V nádržích se samovolně kombinují aerobní a anaerobní podmínky (Obr. 64). Účinkům čištění prospívá tyto kombinace v rámci možností třídít, tj. rozdělit stabilizační nádrže na více stupňů.



**Obr. 64.** Schéma stabilizační nádrže

Obecně se rozdělují na stupně dva. V prvním dochází ke zvýšenému usazování pevných částic, které pak na dně vyhnívají. Probíhá zde intenzivní rozklad organických látek a ve vodním sloupci dominují anaerobní či anoxické podmínky. Ve druhém stupni pak dochází k dočišťování a měly by zde převažovat aerobní podmínky. Vhodný je výskyt ryb.

## Akumulační nádrže

Akumulační nádrže jsou považovány za speciální typ stabilizačních nádrží sloužící k čištění odpadních vod kampaňového průmyslu (zejména cukrovarského a škrobárenského). Akumulační nádrže jsou navrhovány kapacitně na celkové množství odpadní vody, produkované v době kampaně (od října do začátku ledna). Přírodní způsob čištění cukrovarek (nebo jiných) vod v akumulační nádrži spočívá v řízeném využívání přirozených anaerobních čistících procesů.

Cukrovarské odpadní vody jsou před čištěním v anaerobních akumulačních biologických nádržích nejdříve mechanicky vyčištěny na sítěch, v lapáku písku a v usazovacích nádržích. Před anaerobní biologickou nádrží je možné umístit velkokapacitní zemní usazovací nádrže umožňující zachycení prachových a jílnatých částic. Vlastní přirozené biologické čištění probíhá v akumulačních biologických anaerobních nádržích, které jsou navrženy kapacitně na celkové množství cukrovarek odpadních vod produkované za celou cukrovarskou kampaň. V akumulační anaerobní biologické nádrži se čistí odpadní vody z praní a plavení, vody mycí, kondenzační a technologické po příslušné recirkulaci. V nádrži probíhá dlouhodobý 5 až 8měsíční čistící proces, na němž se rozhodujícím způsobem podílejí anaerobní mikroorganismy. Rychlost odbourání úzce souvisí s teplotou vody. Z počátku v zimě probíhá pozvolna, počátkem jara se zvyšující se teplotou nabývá na intenzitě. V podstatě je čistící proces ukončen počátkem srpna, kdy dochází k ukončení mineralizace organického znečištění a postupnému přechodu na aerobní režim. Proces odbourávání organické hmoty probíhá převážně v mírně alkalickém prostředí a podílejí se na něm metanogenní bakterie. Anaerobní čistící proces se neobejde bez menších pachových závad, kdy kvašením vznikají nižší mastné kyseliny a  $H_2S$ . Odpadní vody se proto vápní, čímž se pH rozkladných pochodů přesunuje do alkalické oblasti. Ukončení procesu čištění se projevuje postupným výskytem kyslíku v nádrži a rozvojem řas v nádrži.

Na podobném principu se navrhuje akumulační anaerobní biologické nádrže pro čištění odpadních vod škrobárenských, pivovarnických, mlékárenských aj.

## Dočišťovací biologické nádrže (rybníky)

Dočišťovací biologické nádrže (rybníky) patří u nás k nejrozšířenějšímu způsobu využití malých vodních nádrží. Využívají se k čištění odpadních vod pod čistírnami a tvoří druhý stupeň biologického čištění. Jejich hlavním úkolem je odstranění zbývajícího organického znečištění a eliminace značné části nutrientů (Šálek a Tlapák 2006). Dočišťovací nádrže se člení do tří základních skupin:

- dočišťovací biologické nádrže, u nichž je dočištění dominantní funkcí;
- dočišťovací rybníky, u nichž je dočištění odpadních vod důležitou vedlejší funkcí a jsou k tomuto účelu speciálně upravené;
- ostatní druhy malých vodních nádrží, které se částečně podílejí na zvyšování jakosti vody, ale nejsou speciálně upravené.

## Vegetační čištění odpadních vod

Ve vegetačních systémech čištění odpadních vod se snažíme využívat a řídit přírodní procesy, z nichž nejdůležitější jsou:

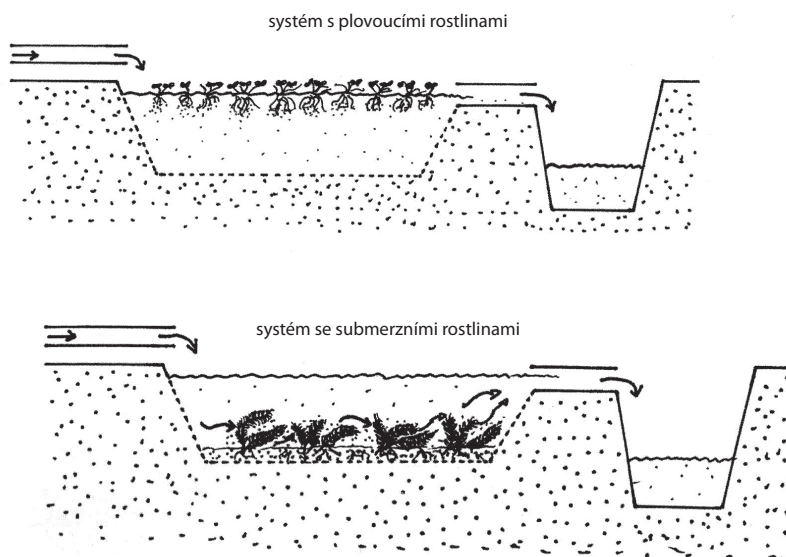
- mikrobiální a biochemické procesy v kořenové zóně rostlin;
- filtrační účinek kořenového systému a substrátu;
- obohacování substrátu kyslíkem přiváděným do kořenové zóny rostlinnými pletivy;
- odčerpávání látek rostlinami a jejich zabudování do biomasy;
- evapotranspirace (= odpařování vody z povrchu rostlin a z povrchu substrátu).

V literatuře se pro vegetační čištění používá někdy pojmu umělé mokřady (Vymazal 1995). **Umělé mokřady** jsou definovány jako uměle vytvořený komplex zvodnělého nebo mělce zaplaveného zemního lože, emerzní, submerzní nebo plovoucí vegetace, živočichů a vody, který napodobuje přirozené mokřady pro praktické využití.

Podle použité vegetace a převládajících procesů využívaných pro čištění vod je možno vegetační systémy rozdělit do dvou hlavních skupin:

a) Čistící efekt je založen převážně na fotosyntetické aktivitě a metabolismu sinic, řas a rostlin – za budování látek do biomasy rostlin [vodní (akva)kultury řas, plovoucích nebo ponořených rostlin = mokřady s ponořenými (submerzními) rostlinami; mokřady s plovoucími rostlinami] (Obr. 65).

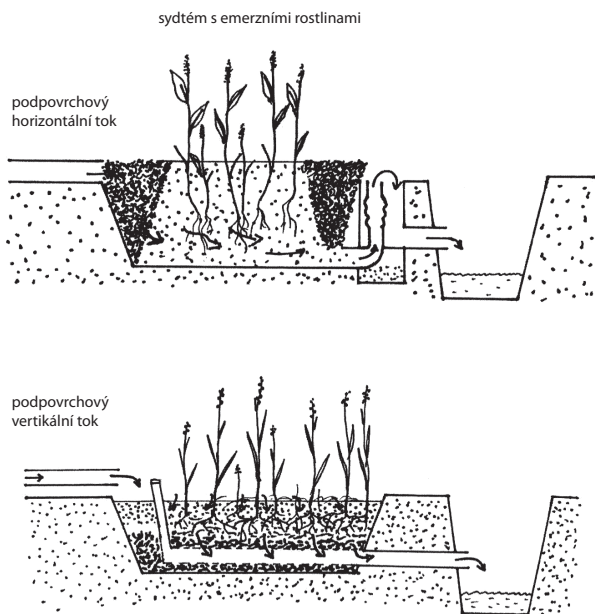
Tyto systémy jsou vhodné především jako třetí stupeň čištění, zařazený za kořenovou čistírnu nebo konvenční mechanicko-biologickou čistírnu za účelem eliminace živin a odstraňování zbytkového znečištění. Podmínkou jejich dobré funkce je pravidelná sklizeň nebo jiný způsob odstraňování narostlé biomasy a odstraňování kalu. Tyto systémy jsou vhodné rovněž pro produkci organické hmoty využívané pro krmné účely, kompostování atd. Fungování těchto systémů je závislé na intenzivním růstu rostlin, proto mohou být provozovány pouze ve vegetačním období, případně s umělým přihříváním, přisvětlováním apod.



**Obr. 65.** Akvakultura s plovoucími či submerzními rostlinami

b) Čistící efekt je založen převážně na sorpčních a biochemických procesech v půdním tělese prorostlém kořenovým systémem rostlin [KČOV = kořenové čistírny odpadních vod, tj. mokřady s vynořenými (emerzními) rostlinami] (Obr. 66).

Tyto systémy jsou vhodné především jako ekvivalent druhého stupně čištění. Mohou být provozovány se sklizní nebo zcela bez sklizně narostlé biomasy, protože množství látek zabudované do rostlin je považováno za nepodstatné (viz Čížková a kol. 1994). Mineralizací organického znečištění vzniká na KČOV podobně jako v konvenčních ČOV, velké množství minerálních živin – dusíku a fosforu. Ve srovnání s konvenčními ČOV (= intenzivní systémy) lze KČOV považovat za systémy extenzivní. Jako jediný stupeň čištění je vhodné KČOV navrhovat do velikosti znečištění cca 600 EO.



**Obr. 66.** Akvakultura s emerzními rostlinami

Výhody a nevýhody vegetačních způsobů ve srovnání s městskou ČOV jsou následující (Beeby 1993):

#### Výhody

- nízké provozní náklady;
- nízké energetické požadavky;
- mohou být postaveny u zdroje odpadní vody;
- více flexibilní a méně náchylní na náhlé přetížení;
- biomasa se může sklízet na krmivo pro zvířata nebo do kompostu;
- sklizená biomasa může být využita jako palivo.

#### Nevýhody

- vyžadují velké zábory půdy;
- není využití pro velké objemy odtoků;
- snížená schopnost provozu v zimě;
- malá kapacita pro odstranění patogenů na výtoku;
- mohou být náchylné na vysoké hladiny polutantů jako např. toxické kovy.

#### Umělé mokřady s plovoucími rostlinami, sinicemi a řasami

Využívají většinou vodní hyacint (= tokozelka nadmutá, *Eichhornia crassipes*) nebo rostliny z čeledi Lemnaceae (okřeškovitě, např. *Lemna*, *Spirodella*, *Wolffia*). V případě vodního hyacintu lze rozlišit dva základní systémy použití:

- a) dočišťovací systémy zaměřené na odstraňování živin, které jsou inkorporovány v biomase, která je pravidelně sklízená;
- b) kombinované sekundární a terciární čištění pro odstranění organického i minerálního znečištění, přičemž rozklad organického znečištění a mikrobiální transformace probíhají současně. Vod-

ní hyacint se v tomto případě sklízí pouze v rámci údržby systému. Mokřadní systémy s vodním hyacintem snášejí velké zatížení – až 440 kg BSK<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup> d<sup>-1</sup>. Systémy využívající vodní hyacint jsou dobře propracovány pro využití v tropech a subtropích, protože jeho růst je výrazně omezen při teplotách pod 10 °C. U nás problematiku propracovala např. Žáková (1990), Žáková a Véber (1991).

Okřehky mají ve srovnání s vodním hyacintem širší geografické pásmo výskytu a rostou i při teplotách blízkých 0 °C. Hlavní funkce okřehků se omezuje na eliminaci živin, protože povrch jejich kořenového systému, který slouží jako podklad pro bakterie, je prakticky zanedbatelný ve srovnání s hyacintem. Hustý a souvislý pokryv okřehků zabraňuje difúzi kyslíku ze vzduchu do vody a prakticky eliminuje fytoplankton (a tím i produkci fotosyntetického kyslíku) vzhledem k nedostatku světla ve vodním sloupci. Tím se voda většinou stává anaerobní, což podporuje denitrifikaci. Nepřítomnost fytoplanktonu také značně snižuje koncentraci nerozpuštěných látek na odtoku. Okřehky lze ve vegetačním období velmi jednoduše sklízet a jejich nutriční hodnota je vyšší než u vodního hyacintu vzhledem k více než dvojnásobnému obsahu proteinů, tuků, dusíku a fosforu. Systémy využívající okřehků jsou zaměřeny na sekundární čištění se zvýšeným odstraňováním živin. Systémy jsou poměrně hluboké (většinou 3 m), rozlehlé (i přes 20 ha) a doba zdržení se pohybuje v rozmezí 20–40 dní.

Ve srovnání se sinicemi a řasami bylo zjištěno, že rychlost odčerpávání živin z odpadní vody není u rostlin tak vysoká a že v procesu čištění odpadních vod jsou řasy a sinice mnohem aktivnější než vyšší rostliny (Véber a Zahradník 1986).

### Umělé mokřady se submerzními rostlinami

Submerzní rostliny přijímají živiny především systémem kořenů ze sedimentů, jsou však schopny asimilovat i živiny z vodního sloupce. Jsou schopné asimilovat živiny obsažené v odpadní vodě, ale mohou růst pouze v dobře okysličené vodě. Z tohoto důvodu není možné využívat tyto systémy pro čištění odpadních vod s vysokým obsahem snadno rozložitelných organických látek. Jejich použití se proto omezuje především na **dočišťování**.

Přítomnost submerzních rostlin má za následek odčerpání rozpuštěného anorganického uhlíku a zvýšení koncentrace rozpuštěného kyslíku v průběhu vysoké fotosyntetické aktivity rostlin. Zvýšené hodnoty pH vytvářejí optimální podmínky pro těkání amoniaku a srážení fosforu. Vysoké koncentrace rozpuštěného kyslíku vytvářejí předpoklad pro mineralizaci organických látek. Asimilované živiny jsou vesměs zadržovány v kořenovém systému vyšších rostlin a v nárostových společenstvech. Živiny uvolňované v průběhu dekompozice submerzních rostlin jsou snadno asimilovány nárostovými společenstvy. Jako nejvhodnější rostliny se jeví *Egeria densa*, *Elodea canadensis*, *E. nuttallii*, *Ceratophyllum demersum*, *Hydrilla verticillata*.

### Umělé mokřady s emerzními rostlinami

Systémy využívající emerzní rostliny lze rozdělit do tří hlavních skupin:

1. s povrchovým tokem;
2. s podpovrchovým horizontálním tokem;
3. s podpovrchovým vertikálním tokem.

ad 1.) Čištění odpadních vod se uskutečňuje při průtoku OV hustým porostem mokřadních rostlin, které rostou v relativně málo propustném substrátu. K odstraňování znečištění z odpadních vod dochází především působením mikroorganismů, které rostou na ponořených částech rostlin a tlejících zbytků rostlin na dně. Značné množství vody může při tomto způsobu čištění prosakovat do podzemních vod, jelikož tyto systémy nejsou odděleny od podloží. Tento systém je využíván zejména ve Spojených státech. Doporučená vegetace: *Typha* sp. (orobinec), *Scirpus* sp. (skřípina), *Phragmites aus-*

*tralis* (rákos obecný), *Juncus* sp. (sítina). Účinnost čištění je vysoká především pro organické látky (BSK, CHSK) a nerozpuštěné látky. Odstraňování dusíku a fosforu je nižší vzhledem k malému kontaktu OV s půdou.

ad 2.) **Tzv. kořenová čistírna** (ev. vegetační kořenová čistírna).

Principem tohoto způsobu čištění je horizontální průtok OV propustným substrátem, který je osázen mokřadními rostlinami. Substrát musí být dostatečně propustný, aby nedocházelo k ucpávání a následnému povrchovému odtoku. Při průchodu OV substrátem dochází k vysokému stupni odstraňování organických a nerozpuštěných látek a mikrobiálního znečištění. Odstraňování dusíku a fosforu je nižší, ale tyto systémy nejsou určeny speciálně pro odstraňování těchto živin.

ad 3.) Při tomto způsobu čištění je odpadní voda přerušovaně přiváděna na povrch lože osázeného mokřadními rostlinami. Voda prosakuje vrstvami šterku a písku, je sbírána na dně drenážními trubkami poté odváděna ze systému. Principiálně je tento způsob shodný se zemní filtrací. Zaplavování a vysoušení loží má za následek střídání oxidačních a redukčních podmínek. V současnosti je v provozu několik málo systémů, někdy se používají v kombinaci s vertikálním prouděním.

### **Vegetační kořenové čistírny**

Principem je velmi pomalá filtrace odpadní vody propustným šterkovým ložem, které je osázeno rákosem a dalšími druhy hlubokokořenících vodních rostlin. Výhodou je vysoký čistící efekt (až 95%), vysoká spolehlivost, minimální problémy s kaly, možnost využít i stávající nekvalitní kanalizaci v obci, nízké provozní náklady a nízké investiční náklady.

První kořenová čistírna byla u nás uvedena do provozu v roce 1989, v současné době je v ČR více než 130 KČOV. Většina KČOV je projektována jako hlavní stupeň čištění domovních a městských splaškových vod (celkem 126, pouze 6 slouží jako dočišťovací stupeň). Počet připojených obyvatel na jednotlivé KČOV se pohybuje od 2 do 1000, přičemž nejvíce KČOV je navrženo pro zdroje znečištění 100–500 EO (53 KČOV) a méně než 10 EO (tj. malé domovní čistírny (32 KČOV). Jako vegetační pokryv se nejvíce využívá rákos obecný (41 KČOV), chrastice rákosovitá (*Phalaroides arundinacea*; 19 KČOV) a jejich kombinace vysazovaná v pruzích kolmých na směr protékající odpadní vody (32 KČOV). Zkušenosti z provozu KČOV ukazují, že nejvýznamnější funkcí rostlin v našich podmínkách je tepelná izolace povrchu vegetačních polí v zimním období. Kořenové čistírny jsou téměř výhradně dimenzovány pro odstranění organických a nerozpuštěných látek. V těchto parametrech dosahují KČOV velmi dobré účinnosti (Tab. 56) a běžně bez problémů splňují limity pro vypouštění. Kořenové čistírny, které jsou takto dimenzovány, však dosahují podstatně nižších účinků při odstraňování dusíku a fosforu (viz Tab. 56). Především odstraňování amoniaku je nízké vzhledem k nedostatku kyslíku, který je důležitou podmínkou nitrifikace ve filtračním loži. Přesto se však průměrné odstranění celkového dusíku a fosforu z běžných splaškových vod pohybuje v rozmezí 40–45 %. Odstraňování organických a nerozpuštěných látek v KČOV je v průběhu roku stálé, a navíc se KČOV dobře vyrovnávají s kolísáním organického znečištění a také jeho nízkými koncentracemi. To umožňuje využívat KČOV na čištění splaškových vod, které jsou silně ředěny dešťovými nebo drenážními vodami, což je v našich podmínkách velmi běžné pro malé vesnice (Vymazal 2002).

**Tab. 56.** Účinnost KČOV v České republice v období 1989–1999 (koncentrace a účinnost = průměr z jednotlivých KČOV); K = počet KČOV (upraveno dle Vymazal 2002)

| Parametr                        | Přítok (mg.l <sup>-1</sup> ) | Odtok (mg.l <sup>-1</sup> ) | Účinnost (%) | K  |
|---------------------------------|------------------------------|-----------------------------|--------------|----|
| BSK5                            | 160                          | 15,3                        | 86,1         | 38 |
| CHSK                            | 352                          | 60,0                        | 75,9         | 30 |
| NL                              | 165                          | 14,5                        | 82,3         | 38 |
| P <sub>celk.</sub>              | 5,8                          | 2,95                        | 42,4         | 21 |
| N <sub>celk.</sub>              | 54,2                         | 27,0                        | 42,6         | 14 |
| NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> -N | 30,9                         | 18,4                        | 33,6         | 25 |
| NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> -N | 6,9                          | 4,6                         | 25,8         | 10 |

### Vegetace KČOV

V kořenových čistírnách se používají převážně emerzní helofyty, kořeničky v půdě a v sedimentech mělkých vodních nádrží, s velkým objemem vytrvalých podzemních orgánů. Hloubka filtračního lože je volena tak, aby podzemní části přitomných rostlin prorůstaly celým profilem lože. Pro nejčastěji používané rostliny jsou udávány maximální hloubky: *Scirpus* sp. (*Schoenoplectus lacustris*) – 0,76 m; *Phragmites australis* – 0,6–0,7 m; *Typha* sp. – 0,3 m. Při provozu kořenové čistírny je nutné udržovat hladinu vody 10–15 cm pod povrchem filtračního lože. To je nutné jako prevence proti zamrznání v zimním období a proti líhnutí obtížného hmyzu v letním období.

#### Podíl rostlin na čistícím procesu:

- za hlavní přínos rostlin k čistícímu procesu je považován přenos kyslíku do kořenové zóny;
- zvyšování hydraulické propustnosti půdního tělesa;
- ponořené části rostlin slouží jako substrát pro rozvoj bakterií;
- evapotranspirace;
- odčerpávání živin a dalších látek rostlinami.

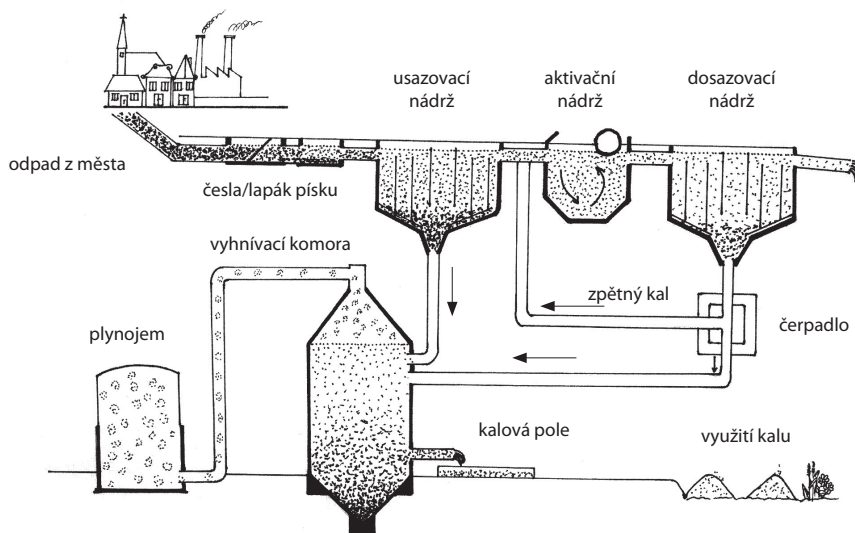
Rostliny v kořenových čistírnách nebyly nikdy používány pouze za účelem odčerpávání živin. i při maximálním výkonu rostlin přispívají rostliny k jednotlivým procesům v plně zatížené KČOV max. 20–25 %. Podmínky na KČOV jsou optimalizovány především z hlediska hydraulického, nikoliv však z hlediska nároků rostlin. Náplň filtračního lože je tvořena ostrohranným štěrkem; rostliny rostou spíše v jemnozrnných materiálech (rákos, zblochan, orobince). Širšímu použití těchto materiálů však brání jejich nedostatečná hydraulická vodivost. Např. rákos má nejhlubší a nejmohutnější kořenovou soustavu, a proto také schopnost přinášet nejvíce O<sub>2</sub>, množství odebraných živin je rovněž velké, ale má malou odolnost k letnímu sečení. Nejúčinněji poutá živiny zblochan vodní (*Glyceria maxima*), ale kořeničky pouze mělce. Chrástice snáší hrubozrnné substráty lépe, v zaplavených půdách však kořeničky také mělce a její biomasa, a tím i množství vázaných živin, je značně nižší. Kromě výše uvedeného existují ještě další důvody, proč plochu kořenové čistírny osázet:

- 1) rostliny chrání filtrační pole před promrznutím;
- 2) brání invazi plevelů;
- 3) ovlivňují vzhled kořenové čistírny – dobře vypadající KČOV vypadá, že dobře čistí;
- 4) přínos rostlinného porostu ke koloběhu vody (mikroklima).

## UMĚLÉ ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

### ČIŠTĚNÍ SPLAŠKOVÝCH (KOMUNÁLNÍCH) VOD V MĚSTSKÝCH ČOV

Hlavním cílem městských ČOV je odstranění organických látek, obsažených ve splaškových odpadních vodách. Toho se dosahuje zpravidla ve dvou- až třístupňovém provedení, kde se první dva stupně podílejí prakticky na kompletním odstranění organických látek. Třetí stupeň pak obvykle slouží k odstranění minerálních nutrientů. Jednotlivé stupně čistícího procesu se nazývají primární, sekundární a terciární čištění odpadních vod.



**Obr. 67.** Schéma konvenční ČOV (upraveno dle Bulíčka 1988)

V primárním stupni probíhá mechanické předčištění odpadní vody, jehož cílem je odstranění hrubých pevných nečistot a suspendovaných látek, dále tuků a chemickými postupy některých speciálních látek. Primární stupeň odstraňuje pouze suspendované látky. Jen malé procento suspendovaných a rozpuštěných organických látek je aktuálně mineralizováno během čištění tekutých odpadů. Většina organického materiálu je odstraněna usazením. Tekutý podíl odpadů obsahující rozpuštěné organické látky je předmětem dalšího stupně čištění. Primární stupeň čištění odstraní pouze 30–40 % BSK, proto je druhý stupeň nezbytný pro jeho další redukci (Tab. 57). V sekundárním, biologickém stupni, nastává postupný rozklad a mineralizace organických látek. Pouze malá část rozpuštěných organických látek je mineralizována, zbytek je převeden z rozpuštěné formy do odstranitelných pevných částic. Sekundární stupeň je založen výhradně na mikrobiální aktivitě, čištění probíhá buď v aerobním (aktivace, biofiltry), nebo anaerobním prostředí. Kombinací primárního a sekundárního čištění se odstraní původní BSK odpadní vody z 80–90 %. Ve třetím stupni čištění se pak v našich podmínkách snažíme o odstranění hlavních minerálních živin, hlavně fosforu, příp. dusíku, tzn. snížení trofie odpadních vod. Provádí se chemicky, fyzikálně-chemicky nebo biologicky. Za terciární čištění se dále považuje i biologická dočišťovací nádrž či dezinfekce odtoku z ČOV (UV záření, chlorace, apod.), sloužící k odstranění mikroorganismů. Požadavky na čištění městských odpadních vod v Evropské Unii specifikuje Směrnice Rady z 21. května 1991 o čištění městských odpadních vod (91/271/EHS).



**Tab. 57.** Redukce znečištění v odpadní vodě na různých stupních konvenční ČOV (ex Beeby 1993)

| stupeň               | Odstranění (%)     |                  |                     |
|----------------------|--------------------|------------------|---------------------|
|                      | suspendované látky | BSK <sub>5</sub> | koliformní bakterie |
| primární sedimentace | 40–95              | 30–35            | 40–75               |
| biologický filtr     | 20–90              | 60–95            | 85–95               |
| aktívace             | 70–97              | 70–96            | 95–99               |

## ZÁKLADY TECHNOLOGIE MĚSTSKÝCH ČOV

### První stupeň čištění – mechanické předčištění

Tzv. hrubé (mechanické) předčištění představuje technologické jednotky, které mají buď chránit objekty čistírny před poškozením, nebo odstranit z odpadní vody látky, jež by mohly při dalších technologických procesech způsobovat závady (Tab. 58). Zahrnujeme sem **lapače štěrku a písku, česla**, popř. **lapače tuků a olejů**.

**Tab. 58.** Charakter látek a zařízení na jejich odstranění v primárním stupni čištění

| Látky v odpadní vodě   | Zařízení na čistírně                          |
|--|---|
| hrubé plovoucí nečistoty: kusy dřeva, agregované shluky textilií apod. | → hrubé česle (mezery mezi česlicemi 5–10 cm) |
| menší plovoucí nečistoty: hadry, zbytky zeleniny a ovoce               | → jemné čele (mezery mezi česlicemi 1–3 cm)   |
| písek, škvára sunuté po dně stoky                                      | → lapač písku                                 |
| jemný organický kal  | → sedimentační (usazovací) nádrž              |
| rozpuštěné organické látky   | → biologický stupeň čistírny                  |

K těmto základním zařízením se někdy dle potřeby přidává lapač tuků (pouze v místech, kde kanalizace přivádí vyšší koncentrace tuků).

Odpadní vody zvláště z veřejných kanalizací obsahují hrubší částice, které plavou po hladině, vznášejí se v odpadní vodě nebo jsou sunuty po dně kanalizace. Jedná se např. o kuchyňské odpady, hadry, papír, dřevo apod. Tyto látky by byly v dalším čistícím procesu zdrojem provozních závad (zejména u čerpací techniky), a proto se zachycují hned na začátku čistírny na **česlích**. Česla jsou tvořena řadou obvykle ocelových prutů, tzv. česlic, zasazených do pevného rámu. Podle velikosti průlin (tj. vzdálenosti mezi česlicemi) rozdělujeme česla na (i) česla hrubá (s průlinami 40 až 200 mm) a (ii) česla jemná (s průlinami 10 až 30 mm); podle způsobu stírání zachycených látek (tzv. shrabků) lze rozlišovat (i) česla stíraná ručně (hrably upravenými podle vzdáleností česlic) a (ii) česla stíraná strojně. Množství **shrabků** zachycených na česlech závisí zejména na složení odpadní vody a na velikosti průlin mezi česly. Pro běžné městské odpadní vody se udává u hrubých česlí 2–3 litry shrabků na 1 obyvatele za rok, u jemných česlí 5–10 litrů. V praxi se likvidace shrabků provádí obvykle následujícími způsoby: (a) kompostování nebo zakopávání do země; (b) ukládání na skládkách po smísení s chlorovým vápnem a překrytí vrstvou zeminy; (c) ukládání na kalových polích s následným zatopením vyhnílym kalem; (d) odvodnění shrabků pomocí lisů a následné spalování (nejúčinnější a hygienicky nejméně závadný způsob likvidace); (e) rozměňování shrabků a jejich zachycení a zneškodnění v dalších čistírenských stupních. Nerozpuštěné sunuté a unášené minerální látky o větší hustotě jsou zachycovány v **lapačích písku**. **Lapače štěrku** se navrhují hlavně u velkých městských čistíren. Stavebně jsou oba dva typy lapačů představovány jímkou na kanalizaci, v níž se zachycují velmi hrubé částice, např. kameny, štěrk, kovové předměty.

Usaditelné nerozpuštěné látky jsou oddělovány v **usazovacích nádržích**, kde dochází k jejich usazování (sedimentace), neusaditelné a organické rozpuštěné látky se nejčastěji odstraňují biologickým čištěním ve druhém stupni čištění. Vzniklé vločky biologického kalu jsou pak zachycovány v **dosazovacích nádržích**.

## Druhý stupeň čištění – biologické čištění

Biologický stupeň čištění odpadních vod může využívat dva odlišné procesy, které i když jsou oba založené na růstu a aktivitě biologických společenstev, se od sebe technicky liší. Jedná se o:

- procesy založené na růstu a aktivitě organismů v přisedlé složce (biofilmové procesy);
- procesy založené na růstu a aktivitě organismů v suspendované polykultuře (tzv. proces aktivace).

### Aerobní čištění směsnou kulturou v biofilmových reaktorech

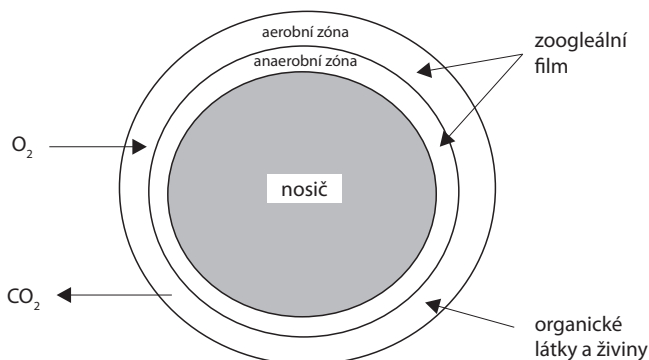
Prvními reaktory biologického čištění odpadních vod, které doznaly v Anglii masového nasazení ještě před koncem 19. století, byly biofilmové reaktory, dříve nazývané „zkrápěné filtry“. Biofilmové reaktory můžeme rozdělit podle typu nosiče a podle způsobu jeho kontaktu s odpadní vodou a případně se vzduchem do několika základních skupin: zkrápěné biologické kolony (tzv. biofiltry), ponořené biologické kolony, rotační biofilmové reaktory a reaktory s kombinovanou kultivací biomasy. Přiváděné znečištěné se činností mikroorganismů rozkládá nebo transformuje do biomasy, která postupně narůstá. Kusy biomasy uvolněné od nosiče se z vyčištěné vody odstraňují zpravidla usazováním. Na principu aktivity biofilmů jsou založeny i zemní filtry, které však řadíme k extenzivnímu čištění odpadních vod.

### Zkrápěné biologické kolony (biologické filtry, biofiltry)

Biofiltr představuje těleso naplněné přírodním (kámen, struska) nebo umělým materiálem (prvky z plastických hmot), sloužícím jako podklad pro růst směsné kultury různých skupin organismů, tzv. **biofilmu\*** jejichž činností je realizován proces biologického čištění odpadních vod. Mechanicky předčištěná odpadní voda se přivádí na biologický filtr skrápěcím zařízením. Nejčastějším typem biofiltrů jsou kruhové nádrže s hrubozrnnou náplní (struska, škvára, kamenná drť apod.), na níž je přiváděná odpadní voda rozstříkována tzv. Segnerovým kolem. Optimální zrnitost náplně je kolem 4–8 cm, aby nedocházelo k zahlcení filtru. Nejdůležitějším faktorem, na němž závisí čistící efekt, je kyslík. Předčištěná odpadní voda je dostatečně prokysličená rovnoměrným skrápěním celého povrchu filtru otáčivým ramenem Segnerova kola. Mezi jednotlivými zrny náplně musí být dostatečná vzduchová rezerva, protože převážná část kyslíku je spotřebována již po průtoku asi 20 cm vysokým sloupcem náplně. Intenzita procesů je závislá i na teplotě. Nejstálější čistící efekt je dosahován při teplotě v rozmezí 4–18 °C. Při poklesu pod 4 °C a stoupenutí nad 18 °C se efekt výrazně zhoršuje. Nižší teploty inaktivují činnost bakterií, při vyšších teplotách dochází k velkým ztrátám kyslíku. Skrápěním vhodné náplně filtru se na jejím povrchu vytvoří postupně biologický nárost, označovaný často jako biologická blána, biologický film nebo také sliz, který je hlavním činitelem čištění. Buňky biofilmu jsou na povrchu nosiče fixovány do polysacharidové matrice, která je vlastním produktem činnosti buněk. Nosič biofilmu je pouze materiálem nesoucím film a svými vlastnosti nijak neovlivňuje biochemické procesy probíhající v biofilmu. Biofilm je tvořen spolu se zachycovanými suspendovanými látkami nejrůznějšími typy organismů od bakterií, hub, řas a prvoků až po červy a larvy hmyzu. Má houbovitý charakter a dovede přijímat velké množství vody. Voda přináší organismům živiny a rozpuštěný kyslík, čímž je dána možnost rozvoje aerobních organismů. Směsná kultura biofilmu využívá organického znečištění z odpadní vody jednak k získávání energie potřebné k životním pochodům, jednak k syntéze nových buněk. Za normálních

**Pozn.** Jako biofilm je zpravidla označována „...aktivní biologická vrstva složená z mikroorganismů (baktérií, řas, hub, mikroprotozoa, metazoa) a jejich extracelulárních polymerních produktů, která je přichycena na povrchu nejrůznějších podkladů, které jsou v kontaktu s vodou...“

okolností dosahuje nárůst výšky 1,6 až 3,2 mm. Dokud není filtr zapracován, tj. dokud není tento aktivní nárůst vytvořen a stabilizován, neprojeví se žádaný čistící účinek, protože na rozdíl od mechanické filtrace (např. vodárenské) je velikost částic náplně značně velká. Jednotlivé biochemické procesy mohou probíhat v různých hloubkách biofilmu, protože vytvořený a zralý biofilm je stratifikován (Obr. 68). V reálných biofilmových reaktorech může tloušťka biofilmu přesahovat i 5 mm, ovšem pouze malá část je penetrována rozpuštěným kyslíkem. Tato část o tloušťce zpravidla 50–150  $\mu\text{m}$  je nazývána aktivním biofilmem (tj. nejmladší, povrchové vrstvy) a účastní se oxických procesů. Zbývá část biofilmové tloušťky je považována z hlediska oxických procesů za neaktivní, resp. odehrávají se zde procesy anoxické a anaerobní (Obr. 68). Produkty anaerobního metabolismu pronikají ze spodních vrstev k povrchovým, takže povrchová vrstva dostává živiny ze dvou stran. Výsledná tloušťka biofilmu je regulována jednak otěrem či spontánním strháváním biofilmu v důsledku procesů uvnitř biofilmu (aktivita larev hmyzu apod.).



**Obr. 68.** Tvorba zoogléálního filmu na povrchu inertního nosiče skrápěného filtru

Účinnost filtru je minimální, když se nárůst odtrhne od náplně a vzrůstá k maximu, jestliže je náplň pokryta tenkou vrstvou nárůstu. Jak narůstají nové vrstvy, účinnost klesá až k odstranění nárůstu. Zapracovaný, nepřetěžovaný filtr odtrhává nadměrný nárůst kontinuálně, a tak se u něho neprojevují výkyvy v účinnosti. Žádoucí je, aby filtr měl co nejmenší anaerobní složku nárůstu. Mikrobiální povrch, který skutečně přichází do kontaktu s organickými látkami přinášnými odpadní vodou, je funkcí specifického povrchu filtrační náplně a hloubky filtru. Hloubka filtrů umožňuje sukcesi organismů, specializaci jednotlivých společenstev a s tím spojenou i možnost vyššího stupně vyčištění odpadní vody.

### Ekologie biologického filtru

Principiálně se funkční polykultura biofilmu neliší od směsné kultury aktivovaného kalu, ve srovnání s aktivací je však základní rozdíl v sukcesi společenstev organismů a dále přítomnosti organismů vyšších trofických úrovní v biofiltru (Sládečková a kol. 1989). Aktivace má společenstvo chudší co do druhů i celých skupin organismů a toto společenstvo je v trvalém styku jak s nečištěnou odpadní vodou, tak i s vyčištěným odtokem. Vývoj biocenózy na povrchu náplně filtru probíhá ve čtyřech fázích – v první povrch osidlují především bakterie, měňavky a bezbarví bičíkovci, ve druhé nálevníci, jejich počet je vázán na počet přítomných bakterií, ve třetí se rozmnožuje makrofauna a splaškové houby, v poslední fázi povrch filtru pokrývají autotrofní organismy.

Základem biofilmu blány jsou nejrůznější bakteriální formy (zoogloevité či vláknité), které jsou spolu s dalšími organizmy (zvl. houbami) nosnou vrstvou pro celou řadu dalších volných i přisedlých mikroorganizmů. Makrofauna je zastoupena červy, larvami hmyzu, koryši, kteří se živí bakteriemi, houbami i některými prvky. Tím dochází k redukci biologických nárostů a k udržování jejich rovnovážného stavu. Vzniklá organická hmota je částečně ze systému odplavována do odtoku (strhávána proudící vodou), částečně bakteriemi rozkládána. Mezi výskytem různých složek makrofauny – červů r. *Tubifex* a larev r. *Psychoda* a výskytem hub v biofiltrech byla pozorována pravidelná korelace – tento vztah je nesporně otázkou potravní.

### Organizmy biologických filtrů

Biocenóza filtru je ovlivňována jak složením odpadní vody a technologickými parametry, tak i sezónními vlivy působícími na všechny její komponenty. Sezónní vlivy, neprojevující se prakticky u biocenózy aktivovaného kalu, jsou u biofiltru významné. Týkají se jak vlivu teploty, tak i intenzity slunečního osvětlení, na kterém je závislá autotrofní složka povrchu filtru. Vyšší teplota zvyšuje metabolismus všech organizmů i rychlost jejich růstu.

Biocenóza nárostu filtru je tvořena zpravidla těmito skupinami organizmů: bakterie, houby, řasy, prvoci a vyšší organizmy. Vývoj biocenózy na povrchu náplně filtru od počátku skrápění filtru až po dobu ustálení biocenózy (= zapracování filtru), má sukcesivní charakter a probíhá podle zkušeností ve čtyřech fázích. První fáze je především zachycování bakterií (dispergovaných i zoogloevitých) a rozmnožení měňavek a bezbarvých bičíkoviců. Druhá fáze je vývoj volných a přisedlých nálevníků, jejichž výskyt je vázán na počet přítomných bakterií. Třetí fázi představuje rozmnožení makrofauny a splaškových hub („sewage fungus community“). Z technologického hlediska je tato fáze nejdůležitější, protože se v ní rozhoduje, zda charakter biologické blány (nárostu) bude houbový nebo bakteriální a zda bude přítomno dostatečné množství makrofauny (červů a larev hmyzu) ke kontinuálnímu odstraňování přebytečného nárostu. Ve čtvrté, tj. poslední, fázi tvorby biologické blány je pokryt povrch filtru autotrofními organizmy, jejichž vývoj začal již dříve na stěnách biofiltru.

### Baktérie biologických filtrů

Převažujícími organizmy nárostu biologického filtru jsou bakterie. Vyskytují se jak typy aerobní, tak fakultativní a anaerobní. Většinou jsou ve filtru fakultativně anaerobní typy žijící aerobně tak dlouho, pokud je kyslík přítomen a anaerobně, je-li vyčerpán. Jsou to např. různé druhy rodů *Pseudomonas*, *Alcaligenes*, *Micrococcus*, stejně jako zástupci čeledi Enterobacteriaceae. Mimo ně se vyskytují striktní aerobové (např. rod *Bacillus*). Dále se v nárostu vyskytují hojně zoogloevé (*Zooglea ramigera*, *Z. uva*) i vláknité typy bakterií (*Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Thiothrix*). Mohou se vyskytovat i flexibaktérie a aktinomycety. Nevláknité mikroorganizmy jsou označovány jako tzv. filmotvorné („film-forming“). Filmotvorné bakterie vytvářejí svými extracelulárními polymery matrici, do které jsou vláknité mikroorganizmy fixovány, takže nezpůsobují takové problémy při separaci biomasy jako v aktivačním procesu. Jako typičtí zástupci filmotvorných bakterií jsou uváděny *Zooglea* sp. a rody *Pseudomonas*, *Bacillus* a *Micrococcus*. Nejčastěji udávanými vláknitými mikroorganizmy v biofilmových nárostech jsou *Sphaerotilus* sp., případně *Nocardia* sp. V rotačních diskových reaktorech je velmi často uváděn výskyt vláknitých bakterií rodu *Beggiatoa*.

Bakteriální biofilmy jsou stratifikovány, tj. jsou složeny z diskrétních vrstev s různými vlastnostmi. Tato stratifikace je výsledkem transportních jevů v biofilmu. Z hlediska oxických procesů je vnější (povrchová) část biofilmu nazývána aktivním biofilmem (aktivní vrstvou), zatímco vnitřní (základní, hlubší) vrstva neaktivním biofilmem. Tloušťka aktivního biofilmu se pohybuje v úzkém rozmezí 50 až 150 μm a tvoří tedy jen nepatrnou část reálných biofilmů (tloušťka až 0,5 až 1 cm). Pouze tato část celkového biofilmu je penetrována rozpuštěným kyslíkem z okolní proudící vody. V neaktivním biofilmu pak

mohou nastat podmínky anoxické nebo anaerobní. Pokud jsou v odpadní vodě přítomny dusičnany či dusičnany (nebo se tvoří nitrifikací v aktivním biofilmu) a substrát proniká až pod aktivní film, dochází v této vrstvě k denitrifikaci bez ohledu na koncentraci rozpuštěného kyslíku v okolní proudící kapalině (Chudoba a kol. 1991). Pokud v biofilmovém systému dusičnany nejsou přítomny či nevznikají nebo je tloušťka biofilmu dostatečně velká, vzniká pod oxickou (resp. anoxickou) vrstvou ještě vrstva anaerobní. V této vrstvě je redox potenciál již natolik nízký, že dochází k organotrofní desulfataci a k anaerobním fermentativním procesům. U tlustých biofilmů s velkým organickým zatížením může redox potenciál v nehlubších vrstvách klesnout natolik, že je možný i proces metanogeneze.

### Houby

Jako aerobní organizmy se vyskytují pouze v těch zónách filtru, kde je přítomen kyslík. V konkurenci s bakteriemi nebývají jako pomaleji rostoucí organismus příliš úspěšné. Pouze u průmyslových odpadních vod (jako např. z výroby antibiotik, potravinářského průmyslu) nebo při nízkém pH mohou nad bakteriemi dominovat hlavně v horní části filtru. Houby jsou v biofiltrech přítomny celoročně, nezávisle na teplotě. Z biologických filtrů bylo izolováno velké množství druhů, ale za nejdůležitější se považují druhy a rody: *Fusarium aquaeductum*, *Geotrichum*, *Sepedonium*, *Ascoidea rubescens*, *Subbaryomyces splendens*, *Sporotrichum* a *Penicillium*. První osídlují náplň rody *Fusarium* a *Geotrichum*, pak teprve nastupuje *Sepedonium* a *Ascoidea*. Na povrchu filtru bývá nejčastěji *Fusarium*, které je na světle schopné konkurovat v růstu běžným řasám filtru, jako jsou *Stigeoclonium* a *Chlorella*. Ve tmě je pak *Geotrichum* schopné konkurovat rodu *Fusarium*, takže dominance rodu *Fusarium* se vysvětluje jeho schopností růst vedle řas. Faktory ovlivňující převahu některého druhu jsou nepochybně způsobeny jak odpadními vodami (substrátem), tak i rychlostmi růstu a schopností přilnout k podkladu a udržet se proti proudu odpadní vody. V tomto směru se za prvotní v sukcesi hub považuje rod *Fusarium*, který později vystřídá *Geotrichum* a *Sepedonium*. Pěnovité nárosty rodu *Ascoidea* se zpravidla nalézají až uvnitř filtru.

### Řasy

Řasy jsou součástí nárostů povrchu, kde je zaručen dostatečný přísun světla pro jejich energetickou potřebu. V ostatních částech filtru se řasy vyskytují pouze splavením. Růst řas na povrchu filtru může být někdy tak mohutný, že může přispět i k zabahňování filtrů. Nejběžněji se vyskytuje ze sinic rod *Phormidium*, ze zelených vláknitých řas rody *Stigeoclonium* a *Ulothrix* a z chlorokokálních řas rod *Chlorella* a *Chlamydomonas*. S nimi bývají ve společnosti také rozsivky *Navicula accomoda* a *Nitzschia palea*.

### Prvoci

Prvoci jsou v biofiltrech zastoupeni od nejjednodušších typů s osmotrofní výživou až po predátory prvního a druhého řádu (např. karnivorní nálevníky a rounatky). Jejich rozvrstvení ve filtru odpovídá způsobu jejich výživy, tj. stupni rozkladu organických látek v odpadní vodě a rozvoji celého společenstva. Poměr jednotlivých druhů prvoků nám zpětně podává informaci o stavu rozkladu organických látek v biofiltru, technologických parametrech i kyslíkových poměrech. V horních vrstvách, kde je vysoká koncentrace organických látek, žijí převážně typy s osmotrofní výživou (tj. přijímají živiny celým povrchem těla) a volně žijící nálevníci, zatímco přisedlí nálevníci a karnivorní typy dominují v nižších vrstvách. Stejně tak je sukcese prvoků rozlišena v jednotlivých vrstvách. Dominance prvoků kolísá mezi jednotlivými filtry i uvnitř každého filtru v závislosti na změnách potravy (stupeň vyčištění odpadní vody) a životních podmínkách. Prvoci stejně jako v aktivovaném kalu jsou dobrými indikátory funkce filtru. V silně zatížených povrchových vrstvách obvykle nacházíme druhy jako *Colpidium campylum*, *Enchelys* sp., *Vorticella microstoma*, *Epistylis* sp., *Paramecium caudatum*, *Glaucoma scintillans* a řasami

se živící druh *Chilodonella cucullulus*. Z bezbarvých bičíkovců je to rod *Trepomonas* a *Hexamitus*. Ve spodních vrstvách, a tedy i odtoku z filtrů jsou to nejčastěji nálevníci *Vorticella convallaria*, *Aspiscaca costata*, *Opercularia* sp., *Trachelophyllum pusillum*, *Cyclidium glaucoma* a *Carchesium polypinum*. Z bezbarvých bičíkovců to jsou rody *Bodo*, *Monas*, *Entosiphon*, *Pleuromonas* a další. Z krytének zde bývá rod *Cochliopodium* a *Arcella*.

### Makrofauna

Pod tímto pojmem se rozumí vícebuněčné organizmy jak mikroskopického (hlístice, vířníci), tak i makroskopického vzhledu (červi, larvy hmyzu). Tyto organizmy se živí bakteriemi, houbami, prvoky a mrtvou organickou hmotou. Patří mezi biologické regulátory množství nárstu. Tato skupina organismů uzavírá potravní řetězec ekosystému biofiltru, vrcholnými články jsou zejména červi ze skupiny Oligochaeta (*Enchytraeus*, *Lumbriculus*) a larvy hmyzu (např. koutule rodu *Psychoda* – Diptera). Tyto organizmy redukuje počty mikroorganizmů a odumřelé části nárstů se zachycenými suspendovanými látkami. Na úlohu makrofauny existují dva protichůdné názory. První z nich považuje makrofaunu za nesmírně důležitou, podle druhého názoru má tato skupina na proces čištění odpadní vody zcela malý význam. Podle zkušeností v našich podmínkách (Sládečková a kol. 1989) jsou přítomnost a rozvoj makrofauny nutné nejen k udržení aktivní biologické blány, nýbrž i ke stabilizaci celého společenstva během roku a hlavně k jarnímu odstranění přebytečného nárstu. Je známo, že při poklesu teploty pod 10 °C se několikanásobně prodlužuje, nebo dokonce zastavuje vývoj makrofauny. Z toho vyplývá, že v zimě je nutné počítat s nižším organickým zatížením (případně provádět čas od času proplachy), aby chybějící kontinuální odstraňování nárstu biologickými činiteli nahradil v době nízké teploty činitel „mechanický“.

Za nejdůležitější zástupce makrofauny se považují tzv. „požírači“ („grazing organisms“), což jsou v tomto případě červi ze skupiny Oligochaeta a larvy hmyzu. Hlístice a vířníci jsou považováni za malou část nárstu.

### Čistírny s rotačními biodisky

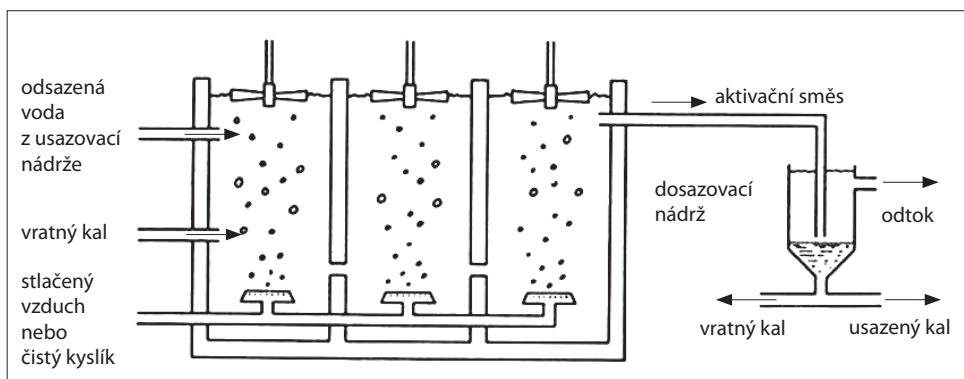
K novějším konstrukcím patří rotační biofilmové reaktory (rotační biofiltry, biodisky). Jejich principy a účinky jsou blízké čistírnám s klasickými vertikálními biofiltry. Uplatňují se nejčastěji jako domovní čistírny a v malých obcích do 200 obyvatel. Čistírny mají předřazenou sedimentační zónu, která je provedena jako septik nebo šterbinová nádrž, vlastní biologickou zónu, do které je přiváděna přečištěná voda, a kde se otáčejí biodisky a dosazovací prostor. Nosičem biomasy jsou nejčastěji vhodně tvarované plastové kotouče, tzv. disky (rotační diskové reaktory), osazené na společné ose a ponořené cca ze 40 až 50 % do žlabu s odpadní vodou. Disky se pomalu otáčejí (rotují) v čištěné odpadní vodě a dochází tak ke střídavému kontaktu vytvořeného biofilmu s vodou a se vzduchem. Čištění je založeno na působení mikroorganizmů rostoucích na povrchu biodisků, které metabolicky využívají nečistoty z odpadní vody. Vrstva nárstů se postupně zvětšuje a postupně se po částech odděluje od disků a padá do nádrže (žlabu), v níž jsou ponořeny diskové jednotky. Takto vzniklý biologický kal se mísí s odpadní vodou a přispívá k dalšímu biologickému čištění. Potřeba diskové plochy na 1 EO je 1 až 3 m<sup>2</sup> (Tlapák a kol. 1992). Principu diskových bioreaktorů se v současnosti hojně využívá v různých „balených domácích čistírnách odpadních vod“ pro menší zdroje znečištění (do 10–15 EO).

Biofilm rotačních biodisků obsahuje komplexní a rozmanité společenstvo různých bakterií, prvoků a metazoálních populací. Z vláknitých bakterií dominují *Sphaerotilus*, *Beggiatoa*, *Nocardia* a *Oscillatoria*. Pomocí skenovacího elektronového mikroskopu bylo jisté, že biofilm na rotačních discích obsahuje 2 vrstvy: vnější bělavá vrstva obsahuje vlákna bakterie rodu *Beggiatoa* a vnitřní tmavá vrstva bakterie rodu *Desulfovibrio*.

### Aerobní čištění směsnou kulturou ve vznosu (Aktivace)

V současnosti nejčastěji používaným způsobem biologického čištění mechanicky předčištěných vod městských i průmyslových s převládajícím organickým znečištěním je **aktivace**. Aktivační proces se skládá z vlastní biologické jednotky (aktivační nebo také aerační nádrž) a jednotky separační (dosazovací). Čistící proces je výsledkem činnosti aerobního společenstva mikroorganismů, odstraňující znečištění buď přímo – enzymatickým rozkladem těchto látek nebo nepřímo pohlcováním drobných částic včetně bakterií. Znečišťující látky odpadní vody využívají organismy jako zdroj energie ke všem životním pochodům i k syntéze nových buněk. Biologicky vyčištěná odpadní voda obsahuje zbytkové produkty, tj. štěpné produkty vysokomolekulárních látek a produkty látkové výměny společenstva. Na složení společenstva čistícího zařízení má rozhodující vliv schopnost jednotlivých druhů mikroorganismů využívat odpadní vodu jako potravu (substrát) a možnost růstu a rozmnožování organismů v podmínkách tohoto zařízení.

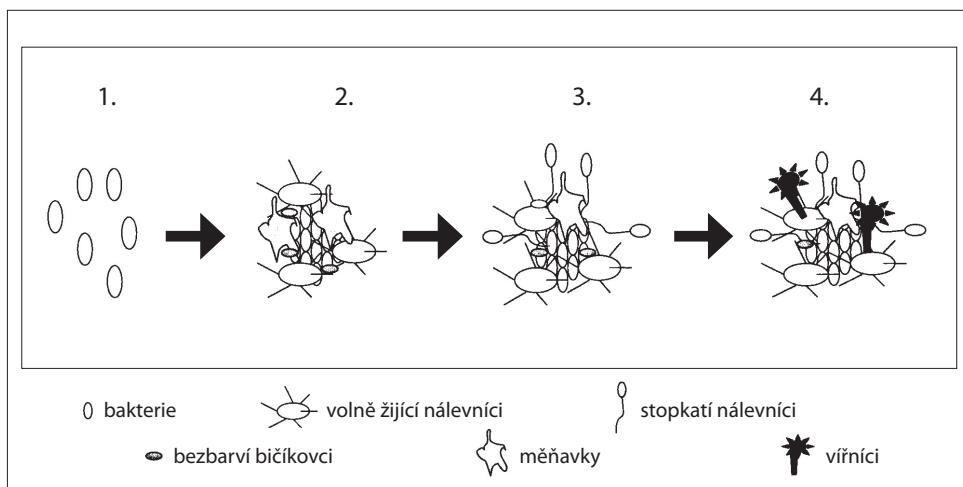
Princip aktivačního procesu spočívá ve vytvoření aktivační směsi, tj. směsné kultury mikroorganismů, v níž část mikroorganismů je volně rozptýlena ve vodě a větší část ve vločkách, které tvoří tzv. **aktivovaný kal**. Vznik této kultury je výsledkem směšování přitékající odpadní vody s recirkulovaným (vratným) aktivovaným kalem a provzdušňování této směsi vzduchem za intenzivního míchání po určitou dobu v tzv. aktivační nádrži. Během této doby dojde k přírůstku aktivovaného kalu a k úbytku rozložitelných organických látek v čištěné vodě. Aktivovaný kal s čištěnou odpadní vodou (aktivační směs) se vede do dosazovací nádrže, kde se oddělí a zahustí. Část zahuštěného kalu se vrací zpět do aktivační nádrže, přebytečný kal se odstraní a zpracuje (Obr. 69). Voda oddělená z aktivační směsi je biologicky vyčištěna a z čistírny se zpravidla vypouští do recipientu. Vracením většiny vyprodukovaných vloček z dosazovací nádrže do aktivace (tzv. recirkulace) je zajištěna potřebná koncentrace kalu (biomasa) v aerační nádrži. V optimálních podmínkách se aktivovaný kal vyskytuje ve formě dobře flokulujících a sedimentujících vloček, podíl aktivovaného kalu v celkovém objemu čištěných vod má činit nejméně 15 %. Dobře zapracovaný kal se tvoří asi půl roku.



**Obr. 69.** Schéma aktivačního procesu

Z ekologického pohledu představuje aktivovaný kal detritový potravní řetězec. Přítok odpadní vody do systému přináší po mechanickém usazování odpadní vody převážně rozpuštěné organické látky. První trofickou úroveň tvoří heterotrofní bakterie a saprobní prvoci (některé drobné měňavky, bičíkovci a volně žijící nálevníci). Bakterie rozkládají suspendované organické látky vylučováním enzymů do prostředí, zatímco saprobní prvoci jemně dispergované látky přímo pohlcují. Do téže trofické úrovně patří i autotrofní bakterie, které získávají potřebnou energii z chemických reakcí, především oxidací anorganických látek, např. amoniaku. Druhou trofickou úroveň tvoří holozoiční prvoci, kteří se živí převážně heterotrofními bakteriemi. Část výživy těchto prvoků tvoří také drobné částice mrtvé biomasy z přítoku. Nejvyšší úroveň (vrchol potravní pyramidy), a tedy poslední článek potravního řetězce, tvoří vícebuněčné organizmy (Metazoa), jako jsou hlístice a vířníci. Tyto organizmy se živí holozoičnými prvoky, ale také bakteriemi a mrtvou biomasou. Prvky se především živí rournatky (Suctororia), které také patří do posledního potravního článku, ačkoliv přísluší k prvokům. Poněvadž vícebuněčné organizmy mají delší dobu vývoje než jednobuněčné, vyplývá z toho, že se mohou uplatnit jako podstatná složka biocenózy jen v aktivačních systémech, kde stáří kalu je alespoň 5 dnů. Aktivovaný kal představuje ekosystém, který nemá v přírodním prostředí obdoby, protože má při trvalém a dostatečném přísunu kyslíku nadbytek živin, tedy organických látek. V přírodním prostředí je v nadbytku organických látek kyslík rychle spotřebováván na jejich oxidaci a nastává mikroaerobní až anaerobní prostředí. Kyslík se proto v takovémto prostředí stává limitujícím faktorem pro aerobní heterotrofní organizmy.

Ve společenstvu druhů aktivovaného kalu nastává v průběhu času změna v druhovém složení označovaná jako sukcese druhů (Obr. 70). Nejdříve se rozkladu organických látek účastní bakterie a ve společenstvu dosahují také nejvyšších počtů. Současně s nimi se objevují i saprobní prvoci (Phytoflagellata a Sarcodina). Tato skupina je následována volně plovoucími nálevníky a dále rournatkami. Poslední dosahují vrcholu vířníci. Znalost hrubé časové sukcese organismů v aktivovaném kalu je cenná z toho důvodu, že podává informace o stavu rozkladu organických látek v aktivačním procesu, a tím umožňuje odhad stáří kalu.



**Obr. 70.** Sukcese organismů ve vložce aktivovaného kalu



### Biocenóza aktivovaného kalu

Vývoj biocenózy aktivovaného kalu od počátku provzdušňování odpadní vody až po jeho stabilizaci projde několika stádii, než je dosaženo rovnovážného stavu, tj. ukončení období zapracování. Během zapracování lze pozorovat tuto sukcesí organismů:

- dispergované bakterie s ojedinelé se vyskytujícími bezbarvými bičíkovci a měňavkami;
- částečně vyvločkové bakterie a hojně se vyskytující bezbarví bičíkovci, měňavky a volně žijící nálevníci;
- dovršené vyvločkové bakterie, které je provázeno hojným výskytem všech typů nálevníků volně lezoucích i stopkatých a rozvojem krytének;
- rozvoj mnohobuněčných, zejména vířníků.

Kvalitativní i kvantitativní zastoupení jednotlivých skupin organismů závisí do značné míry na odpadní vodě a technologických podmínkách. Obecně je však možné shrnout, že v aktivačních systémech se vyskytují tyto skupiny organismů: bakterie, flexibakterie, houby, prvoci a drobná metazoa, přičemž dominantní roli hrají zejména dvě skupiny organismů – bakterie a prvoci.

### Bakterie

Hlavní složkou biocenózy aktivovaného kalu jsou bakterie, které tvoří i hlavní část biomasy suspendovaných látek kalu a základní článek tohoto potravního řetězce. Podílejí se na oxidaci, rozkladu a utilizaci znečišťujících látek obsažených v odpadní vodě. Kromě typických bakterií se v aktivovaném kalu uplatňují aktinomycety a flexibakterie (Tab. 59). Aktinomycety jsou považovány za přechodnou skupinu mezi bakteriemi a houbami a tvoří dlouhá, bohatě rozvětvená vlákna podobající se hyfám (vláknům) hub. Oproti hyfám hub jsou však tato vlákna velmi jemná a křehká (šířka vláken je většinou menší než 1  $\mu\text{m}$ ).

Bakterie se v aktivačním procesu vyskytují jako volně dispergované, zoogloevé, vláknité nebo vyvločkové. Nejaktivnější jsou dispergované a vláknité bakterie, jejich celý povrch je ve styku s živným substrátem – odpadní vodou. Vláknité bakterie spolu s dispergovanými bakteriemi jsou dvě velmi účinné složky v aktivačním procesu. Jejich množství je však nutné z hlediska technologické praxe regulovat a zároveň je nutné hledat optimum mezi technologickými možnostmi procesu a fyziologickými vlastnostmi biocenózy, tj. kontrolovat sedimentační vlastnosti (růst vláknitých organismů) i zákal vody (volně dispergované bakterie).

**Tab. 59.** Bakteriální rody vyskytující se v aktivovaném kalu

| Hlavní rody            | Vedlejší rody         |
|------------------------|-----------------------|
| <i>Zooglea</i>         | <i>Aeromonas</i>      |
| <i>Pseudomonas</i>     | <i>Aerobacter</i>     |
| <i>Citromonas</i>      | <i>Micrococcus</i>    |
| <i>Commomonas</i>      | <i>Spirillum</i>      |
| <i>Flavobacterium</i>  | <i>Acinetobacter</i>  |
| <i>Alcaligenes</i>     | <i>Gluconobacter</i>  |
| <i>Brevibacterium</i>  | <i>Cytophaga</i>      |
| <i>Bacillus</i>        | <i>Hyphomicrobium</i> |
| <i>Achromobacter</i>   |                       |
| <i>Arthrobacter</i>    |                       |
| <i>Corynebacterium</i> |                       |
| <i>Sphaerotilus</i>    |                       |

## Houby

Houby jsou organizmy většinou mnohobuněčné, pravé plísně jsou jednobuněčné. Jejich těla jsou tvořena vlákny (hyfami), které se bohatě rozvětvují a tvoří hustou spleť, tzv. mycelium. Většina hub se žíví saprofytický a využívá stejných zdrojů živin jako bakterie. V aktivovaných kalech tvořených převážně hyfami je vždy malý počet druhů ostatních organizmů. Tato skutečnost je způsobena pravděpodobně snižováním pH prostředí metabolickou činností hub, případně produkcí antibiotických látek. Je znám antagonismus hub a bakterií a rovněž i vliv pH. Při pH 6,5–8 dominují bakterie nad houbami, hodnoty nižší než 6,5 stimulují houby a dochází k jejich rozvoji. Při pH 4 a 5 houby převládají, až úplně bakterie vyloučí. K rozvoji hub tedy dochází tam, kde nastávají nepříznivé podmínky pro normální rozvoj bakterií.

## Prvoci

Jedná se o heterogenní skupinu organizmů, která se liší svou morfologií i základními životními funkcemi. Společným znakem je, že jsou to jednobuněčné organizmy. Buňka vykonává všechny základní funkce. Prvoci bez pevné buněčné blány se pohybují prostým přeléváním buněčného obsahu (plasmý), ostatní mají většinou pohybové orgány, jako jsou bičíky (flagella), brvy (cilie) nebo vláknité membrány. Výživa těchto organizmů je rozmanitá. Někteří přijímají rozpuštěné organické látky celým povrchem těla (tzv. osmotrofní výživa), jiní pevné částice potravy nebo živé organizmy pohlcují přímo.

Z prvoků se v biocenóze aktivovaného kalu vyskytují bičíkovci, měňavky, kryténky, nálevníci a rournatky. V typické aktiváční nádrži obsahuje míchaná kapalina přibližně  $5 \times 10^4$  prvoků na 1 ml. Mezi stovkami různých druhů jsou nejhojnější zejména nálevníci, ačkoliv za určitých podmínek se mohou vyskytovat hojně i améby a flageláti. Dominantními nálevníky jsou *Opercularia*, *Vorticella*, *Aspidisca*, *Carchesium* a *Chilodonella*. Hlavními funkcemi nálevníků při čištění odpadních vod jsou: odstraňování nevyvločkových bakterií, napomáhání tvorbě vloček (vyučování slizu) a odstraňování komplexních organických látek.

Podle způsobu života se nálevníci dělí na tři skupiny: (a) volně žijící formy – aktivně plavou; (b) lezoucí formy – lezou po povrchu vločky; (c) přisedlé formy – jsou k povrchu vločky připevněné stopkou. Predace prvoků ovlivňuje často rychlé odstranění patogenů aktivací. Např. odstranění bakterie *Escherichia coli* bývá přes 90 %. Aktivovaný kal je účinný rovněž v odstraňování virů – coxsackie a polio viry jsou konzistentně odstraňovány s účinností přes 90 %.

Prvky osídlující aktivovaný kal můžeme podle jejich metabolismu dělit na holozoické – zpracovávající pevný substrát a holofytické – zpracovávající rozpuštěný materiál. Holozoičtí prvoci, zejména nálevníci, se žíví pevnými částicemi hmoty a bakteriemi. Z prvoků je dobrým indikátorem druh *Aspidisca costata*. Tento nálevník bochánkovitého tvaru, čile se pohybující po vločkách kalu, indikuje dobrý stav oživeného kalu. Nápadnými prvky na dobrém kalu jsou přisedlí stopkatí nálevníci rodu *Vorticella* (*V. microstoma*, *V. putrina*). Stopka obsahuje svalové, neboli myonemové vlákno, které umožňuje její kontrakci. Stažitelné stopky mají i rody *Carchesium* a *Zoothamnium*. Ty však na rozdíl od vorticel žijících jednotlivě, tvoří rozvětvené kolonie. Mezi přisedlé nálevníky oživeného kalu nemající stažitelnou stopku patří rody *Opercularia* a *Epystilis*, které tvoří kolonie po dvou nebo více členech. Rournatky (Suctororia) mají místo brvy své trubičky paprskovitě se rozvětvující na různé strany těla. Jimi zachycují kořist a sají potravu. Jejich typickým představitelem v mikrofauně aktivovaného kalu je na stopce přisedlá *Podophrya fixa*. Někteří nálevníci jsou přitékající odpadní vodou neustále přinášeni do aktiváčních nádrží, kde jsou pak často hojně nacházeni – k těmto nálevníkům patří např. treпка (*Paramecium*), *Colpidium*, *Amphileptus* a *Lionotus*. Z kořenonožců v aktiváčních nádržích zpravidla nechybějí měňavky a bezbarví bičíkovci (*Hexamitus*, *Bodo*, *Trepomonas*, *Oicomonas*, *Trigomonas*). Při přetížení aktiváčního procesu dosahují počty měňavek a bezbarvých bičíkovců maxima, současně však jsou potlačeny počty nálevníků a bakterií (Tab. 60).

**Tab. 60.** Indikátorové druhy prvoků v aktivovaném kalu (podle Mudrack a Kunst 1986)

| Přetížený systém (Nízký přísun kyslíku) | Normální systém (Dobry přísun kyslíku) |
|---|--|
| Rhizopoda                               |  |
| měňavky                                 | kryténky (Testacea)                    |
| nálevníci                               |  |
| <i>Colpidium campylum</i>               | <i>Paramecium caudatum</i>             |
|   | <i>Aspidisca costata</i>               |
|   | <i>Euplotes affinis</i>                |
| <i>Vorticella microstoma</i>            | <i>V. convallaria</i>                  |
| <i>Opercularia coartata</i>             | <i>V. campanula</i>                    |
| bičíkovci                               |  |
| (typičtí pro silně zatížené systémy)    |  |
| např. rod <i>Trigomonas</i>             |  |

Protože jsou prvoci zpravidla vůči toxickým látkám citlivější než bakterie, jsou změny v jejich osídlení dobrou indikací zhoršení podmínek i pro bakterie, a tím zhoršení aktivačního procesu. Obecně platí, že druhová pestrost prvoků je vždy žádoucí (Tab. 61).

**Tab. 61.** Vliv nálevníků na kvalitu parametrů na odtoku v aktivovaném kalu v laboratorním měřítku (ex Atlas a Bartha 1998)

| Parametr odtoku                             | Nálevníci chybí | Nálevníci přítomni |
|---|-----------------|--------------------|
| celkové BSK (mg.l <sup>-1</sup> )           | 53–70           | 7–24               |
| rozpustné BSK (mg.l <sup>-1</sup> )         | 30–35           | 3–9                |
| CHSK (mg.l <sup>-1</sup> )                  | 198–250         | 124–142            |
| organický dusík (mg.l <sup>-1</sup> )       | 14–21           | 7–10               |
| suspendované látky (mg.l <sup>-1</sup> )    | 86–118          | 26–34              |
| živé počty bakterií (106.ml <sup>-1</sup> ) | 106–160         | 1–9                |

### Metazoa

Jedná se o drobné mnohobuněčné organizmy, většinou vířníky (Rotifera) a hlístice (Nematoda). Vířníci se uplatňují v aktivovaném kalu i na stěnách aktivačních nádrží. Spolu s nálevníky se živí převážně bakteriemi. Jsou považováni za dobré indikátory stavu aktivovaného kalu a výskyt jednotlivých druhů je dáván do souvislosti s kvalitou vyčištěné vody. Podílejí na biocenóze aktivovaného kalu s dlouhou dobou zdržení, s velkým stářím kalu (> 5 dní) a nízkým zatížením organickými látkami (BSK<sub>5</sub> max. 1,0 g.kg<sup>-1</sup>.den<sup>-1</sup>), schopnými biochemického rozkladu. Požírají především bakterie a jemný detritus, které ožírají z povrchu aktivovaného kalu (*Habrotrocha rosa* aj.) a v menším počtu případů filtrují bakterie suspendované ve volné vodě (*Brachionus* sp., *Epiphanes senta*). Jiní jsou predátory, kteří napadají a požírají prvky a vířníky (*Encentrum lupus*). Výskyt predátorů ukazuje, že biocenóza je dobře vyvinutá, stabilní a že čistírna má dobrý čistící účinek. Densita predátorů je vždy nízká, maximální abundance byla zjištěna cca 4 ind.ml<sup>-1</sup>. Současně vířníci ukazují i dobré aerobní poměry v aktivovaném kalu, protože dýchají celým povrchem těla a nejsou schopni přežít anaerobní poměry.

Hlístice se živí převážně bakteriemi, drobnými organizmy a rozpuštěnými i nerozpuštěnými látkami. V aktivačních nádržích se obvykle vyskytují v menších počtech, protože zde nenacházejí vhodné životní podmínky. Turbulentní pohyb směsi jim brání v rozmnožování a doba zdržení odpadní vody v aktivační nádrži (obvykle 6 až 8 hodin) je pro jejich rozvoj příliš krátká. Proto se v aktivovaném kalu

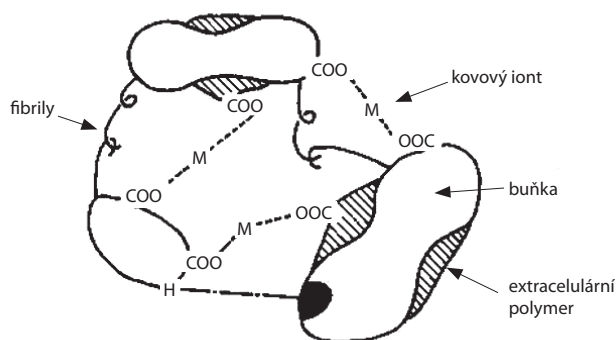
mohou uplatnit pouze dospělé samičky, které zde mohou naklást vajíčka. Přemnožení metazoi může vést k deflokulaci vloček. Za takových podmínek je nutné zasáhnout do procesu zvýšením odkalování, snížením stáří kalu, aby docházelo k vyplavování přemnožené populace. Za podmínek vyváženého společenstva spočívá jejich činnost v přímém odstraňování drobných částic kalu a bakterií. Jejich činnost na povrchu i uvnitř vloček napomáhá pronikání kyslíku do vločky a přísunu živin.

### Morfologie vločky aktivovaného kalu

Vyvločkování v aktivačním procesu je nutné ke koncentraci kalové biomasy v dosazovací nádrži a k jejímu vracení do systému v žádané koncentraci. V současné době je proces selekce vločkujících organizmů a vznik dobře sedimentujících vloček aktivovaného kalu jednou z nejpropracovanějších technologií s vysokou spolehlivostí a nízkými provozními náklady.

Účinné fungování aktivovaného kalu je závislé na 4 hlavních charakteristikách biomasy. Jsou to (1) schopnost vločky „adsorbovat“ substráty, (2) asimilace a oxidace organické hmoty, (3) oxidace dusíku a (4) udržování dobré flokulace, která je potřebná pro účinnou sedimentaci sekundárního kalu. Vločka je tedy základem úspěšného aktivačního procesu. Vločky jsou složeny ze shluků malých tyčinkovitých bakterií obklopených polymerickými látkami. Část těchto aglomerací je tvořena bakteriemi typu *Zooglea ramigera* nebo *Zooglea* uva. Velikost vloček, jejich složení a tvar (morfologie) jsou výsledkem podmínek, za kterých vznikly. Morfologie vloček a jejich složení má nesporný význam pro kinetiku čistírenského procesu včetně usazování a může mít význam i pro zpracování kalu.

Mechanismus vločkování (flokulace) není dosud přesně znám, ačkoliv existuje několik základních názorů na vznik vloček (Obr. 71). Flokulace je vlastností většiny bakterií účastnících se aktivačního procesu, jestliže existuje vhodný poměr energetické hladiny substrátu k množství biomasy. Jestliže je poměr příliš vysoký, dochází k disperznímu růstu mikroorganizmů, je-li naopak příliš nízký, potřebují bakterie příliš mnoho energie k překonání vzdálenosti mezi sebou, tak aby se mohly shluknout, a k vyvločkování nedojde. Faktory, které ovlivňují flokulaci, jsou růstová rychlost, složení směsné populace, koncentrace substrátu a rovnováha živin. Nízká růstová rychlost favorizuje flokulaci.



**Obr. 71.** Pravděpodobný princip vzniku vloček aktivovaného kalu

### Organizmy ovlivňující morfologii vločky

Organizmy, které mohou mít vliv na velikost, tvar, strukturu a sedimentační vlastnosti vloček, lze rozdělit do těchto skupin:

- a) organizmy zvětšující povrch vločky;
 

*Všechny vláknité organizmy, při jejich přemnožení dochází k tzv. bytnění kalu. Také stopkatí nálevníci mohou při velkých počtech ovlivnit povrch vloček svými koloniemi.*
- b) organizmy tvořící kostru vločky;
 

*Např. houba *Saprochaeta saccharophila*, v počátečním stádiu zvětšuje povrch vločky jako vláknité organizmy, ale později se na ní zachycují bakterie, vločkují a ona sama se stává jádrem vločky.*
- c) organizmy působící rozpad vločky;
 

*Všechna metazoa, tj. vířníci, hlístice a jiní červi, která svou mechanickou činností (požíráním a prolézáním vloček) odkrývají nové povrchy vloček pro adsorpci nečistot, narušují soudržnost vločky a mohou působit až její rozpad na menší částice.*
- d) organizmy zatěžující vločku;
 

*Kryténky (*Testacea*), které při větším pomnožení mohou svými schránkami zachycenými na vločkách přispět k jejich zatížení a dobré sedimentaci.*

### Bytnění aktivovaného kalu

Bytnění je jev, při kterém aktivovaný kal zaujímá příliš velký objem pro usazení. Rozlišují se dva typy bytnění:

- a) Nevláknité bytnění zoogloevité.
 

*Lehkost kalu je způsobena velkým obsahem vázané vody. Příčinou je nadměrná produkce extracelulárních látek slizovitého charakteru s velkou afinitou k vodě. Tento typ bytnění je poměrně vzácný.*
- b) Vláknité bytnění.
 

*Špatná usaditelnost kalu je způsobena zvětšením povrchu vloček následkem prudkého rozvoje vláknitých organizmů, zejména v jejich periferní oblasti. Jedná se zpravidla o nadměrný rozvoj bakterií rodu *Sphaerotilus*.*

Zásadní rozdíl mezi vláknitým a nevláknitým bytněním kalu je v obsahu vázané vody: u vláknitých kalů 100 % vázané vody, u nevláknitých 400 %. Kromě rodu *Sphaerotilus* byly v aktivovaném kalu popsány další rody vláknitých organizmů, které mohou být příčinou bytnění: *Leucothrix*, *Beggiatoa*, *Peloploca*, *Vitreoscilla*, *Pelonema*, *Achroonema*, *Toxothrix* aj.

### Pěna v aktivaci

Vláknité bakterie s velkým podílem lipidů v obalech buněk (aktinomycety, zejména *Microthrix parvicella* a *Nocardia*) mohou vytvořit flotující kal, tzv. tvrdou pěnu. Produkce mikrobiální (bakteriální) pěny v aktivačním procesu je důsledek nežádoucí bakteriální aktivity. Každá pěna je charakteristická svým složením a barvou. Pěna se skládá ze zachyceného vzduchu či bublinek plynu pod tenkou vrstvou pevných látek či biologických sekrecí. Hlavními plyny zachycenými v pěně jsou oxid uhličitý a molekulární dusík (N<sub>2</sub>). Tvorba pěny u *M. parvicella* se liší od tvorby pěny u nokardioformních bakterií. *Microthrix* má hydrofobní buňky a zachytává vzduch a plynové bublinky, které pak vytváří pěnu. Produkce pěny u nokardií je výsledkem (i) sekrece lipidů živými buňkami, které obalují vločky a zachytávají vzduch a plynové bublinky a (ii) produkce biosurfaktantů, které snižují povrchové napětí aktivovaného kalu. Jak je pěn přemístována z aktivační nádrže do dalších částí čistírny (dosazovací nádrže), zachycený vzduch a bublinky plynů z pěny unikají a dochází k jejímu zhroucení. Zbytky pěny pak mohou na povrchu vody v dosazovacích nádržích vytvářet šlem.

Nejběžnější kontrolou správné funkce aktivačního procesu na čistírně je určení množství kalu po

0,5hodinové sedimentaci v tzv. Imhoffově kuželi. Malé množství sedimentu (do 100 ml.l<sup>-1</sup>) znamená většinou zapracovávání nebo poruchu v provozu (špatná recirkulace, vzplývání kalu). Kaly se sedimentací 300–600 ml.l<sup>-1</sup> po 0,5 hodině se považují za průměrné zatížení, silně zatížené kaly mají objem nižší (cca 200–400 ml.l<sup>-1</sup>). V praxi se stanovuje rovněž tzv. kalový index *KI*, pro který platí, že:

$$KI = V_k/X$$

kde  $V_k$  je objem aktivovaného kalu, který se usadí z 1 litru aktivační směsi po 1/2 hodině v Imhoffově kuželi;  $X$  je koncentrace kalové sušiny aktivační směsi (g.ml<sup>-1</sup>). Podle hodnoty *KI* dělíme pak aktivovaný kal na: (i) normální ( $KI < 100$  g.ml<sup>-1</sup>); (ii) lehký ( $KI = 100\text{--}200$  g.ml<sup>-1</sup>) a (iii) zbytnělý ( $KI > 200$  g.ml<sup>-1</sup>).

### Oxidační příkopy

Jedná se o kombinaci aktivace a biologických rybníků. V procesu čištění dochází k úplné oxidaci organických látek a aerobní stabilizaci vznikajícího kalu. Výhodou těchto systémů je vysoká čistící účinnost, jednoduchost stavební části i strojního vybavení. Mineralizačními procesy dochází k autoredukci objemu kalu do té míry, že se tvoří jen zlomek kalů, které by vyprodukovala klasická čistírna téže kapacity. Odpadá tedy kalové hospodářství, objekt čištění nevyžaduje proto rozsáhlé území pro výstavbu provoz. Touto technologií lze čistit splaškové vody z malých obcí i velkých sídlišť i z aglomerací objektů živočišné výroby, zejména při velkochovech vepřů.

### Patogenní bakterie

V odpadní vodě, ale i ve stokové síti a v prostředí ČOV se nachází velké množství patogenních bakterií (Tab. 55), z nichž některé mohou představovat riziko pro obsluhu na ČOV. Mezi ně patří např. *Campylobacteri jejuni* a *Leptospira interrogan*. Mikrobiálnímu znečištění odtoků z ČOV je však prozatím věnována malá pozornost. Je to dáno zejména tím, že doposud neexistují závazné emisní standardy pro mikrobiologické ukazatele v odtocích ČOV (v nařízení vlády č. 61/2003 Sb. jsou uvedeny pouze ukazatele a hodnoty přípustného znečištění povrchových vod) a monitoring mikrobiální kontaminace odtoků z ČOV není pro provozovatele povinný. Je známo, že biologické ČOV odstraňují mikrobiální znečištění s poměrně vysokou účinností – až 99%. Vyčištěné odpadní vody v odtocích z ČOV ale nadále obsahují vysoké počty nežádoucích mikroorganismů – zejména střevních, indikátorů fekálního znečištění, a psychrofilních bakterií, které se takto dostávají do recipientu, kde mohou negativně ovlivňovat kvalitu vody.

---

## TERCIÁRNÍ DOČIŠŤOVÁNÍ ODPADNÍCH VOD

---

Aby nedocházelo ke zhoršování kvality povrchových recipientů, je nutné při čištění odpadních vod dosahovat vyšších účinností odstranění organických látek a především sloučenin dusíku a fosforu. Mechanicko-biologické čištění OV má však v tomto směru jen omezené možnosti. Technologická linka čištění se proto rozšiřuje o další jednotkové operace, z nichž každá má za úkol odstranit určitou specifickou skupinu látek. V odborné literatuře se aplikace těchto dalších jednotkových operací označuje jako vyšší nebo hluboké čištění („advanced treatment“) nebo také terciární čištění („tertiary treatment“). V současnosti se jako nejčastější procesy v terciárním čištění odpadních vod aplikují procesy pro odstraňování sloučenin dusíku a fosforu.

## Biologické odstraňování anorganického dusíku z odpadních vod

V odpadních vodách se anorganický dusík vyskytuje nejčastěji v amoniakální formě. V čistírenské praxi je jednou z nejužívanějších cest snížení koncentrace anorganického dusíku ve vodě jeho biologické odstranění, které spočívá v biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a dusičnany (nitrifikace) a v jejich následující biochemické redukci na plynný dusík (denitrifikace), který unikne do atmosféry, a je tak odstraněn z vodního prostředí.

### Nitrifikace

*Kromě málo významné heterotrofní nitrifikace je dominantním jevem nitrifikace autotrofní, která probíhá ve dvou fázích. V první je amoniak oxidován na dusitany, a to činností bakterií rodu Nitrosomonas, Nitrosococcus, Nitrosospira, Nitrosocystis. Dusitany jsou následně oxidovány na dusičnany bakteriálními rody Nitrobacter a Nitrocystis. Obě skupiny bakterií používají jako zdroj uhlíku oxid uhličitý. Pro dobrou nitrifikaci se všeobecně považuje za nutné dosáhnout vysoké účinnosti odstranění organického uhlíku, udržovat vyšší stáří kalu, koncentraci rozpuštěného kyslíku  $\geq 2 \text{ mg.l}^{-1}$  a pH v rozmezí 6–8,5.*

### Denitrifikace

*Fáze intenzivní asimilace organického uhlíku ve vodě je zpravidla prováděna poklesem koncentrace oxidovaných forem dusíku. Množství energie získané při denitrifikaci je jen o málo nižší ( $-2,386 \text{ MJ.mol}^{-1}$  glukózy) než při respiraci v aerobních podmínkách ( $-2,872 \text{ MJ.mol}^{-1}$  glukózy). Denitrifikace je tedy spojena s asimilací uhlíku a vyžaduje jeho přítomnost. Probíhá pomalu za účasti interního zdroje (intracelulárního uhlíku), rychleji za přítomnosti extracelulárního zdroje uhlíku. Technologicky je jako zdroj uhlíku denitrifikačního stupně dodáván metanol, nebo primární odpadní voda. Využitelná je i řada jiných organických látek, pozornost se věnuje např. i využití metanu z kalového plynu.*

## Odstraňování fosforu

Pro odstranění fosforečnanů z odpadních vod se používají postupy chemické, biologické nebo kombinované.

Chemickými postupy se fosforečnany srážejí dávkováním iontů  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Al}^{3+}$  nebo  $\text{Ca}^{2+}$ . Srážení se provádí v přítoku na čistírnu, v aktivační nádrži nebo ve vyčištěné vodě. Aplikací  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  nebo  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  se daří eliminovat přes 80 % fosforu. Tyto precipitační způsoby však mají řadu nevýhod, které brání jejich širšímu používání v praxi, např. srážení fosfátu v aktivační směsi neprobíhá za optimálních podmínek, takže je potřeba volit přebytek srážedla; soli Fe a Al mohou nepříznivě ovlivnit biocenózu aktivovaného kalu, zejména protozoální populaci. Rozhodující je však skutečnost, že při odstraňování fosfátů chemickým srážením se proces čištění odpadní vody komplikuje manipulací s chemikáliemi a zpracováním zvýšeného množství kalu. Proto se v praxi prosazují biologické způsoby, které i když nezaručují dosažení tak nízkých zbytkových koncentrací fosforu jako při precipitaci, jsou provozně méně náročné, neboť jsou součástí vlastního biologického čištění odpadních vod. Biologické odstraňování fosforu vychází z poznání ekologie fosfáty akumulujících bakterií (tzv. poly-P bakterie), které jsou schopné v aerobních podmínkách akumulovat sloučeniny fosforu, z nichž vytvářejí zásobu energie pro anaerobní podmínky.

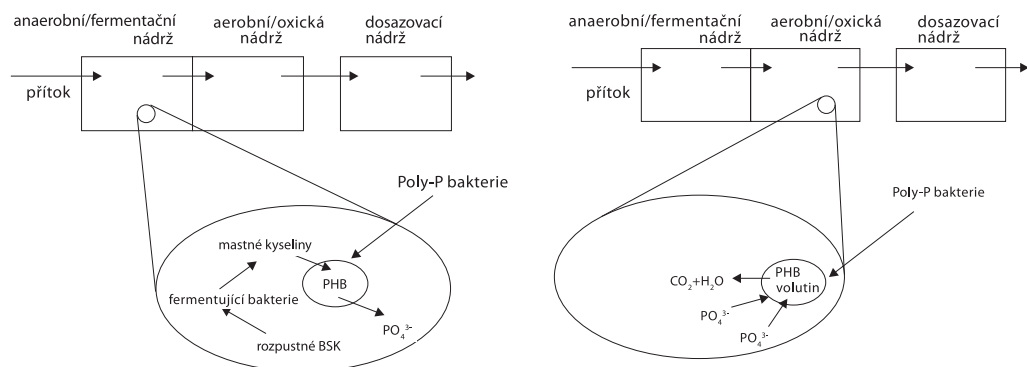
Obsah fosforu v biomase aktivovaného kalu obvykle nepřesahuje 2–3 %. Vhodným uspořádáním aktivačního procesu lze tento podíl zvýšit, čímž se zvýší i celková účinnost odstraňování fosforu. Zvýšený obsah fosforu v biomase aktivovaného kalu lze částečně vysvětlit zachycením sraženin fosfátů do vloček, v převážné míře jde však o důsledek specifických biochemických mechanismů. Některé druhy obligátně aerobních bakterií, jejichž charakteristickým představitelem je rod *Acinetobacter*, jsou schopné

za aerobních podmínek, při limitaci jinými nutrienty než je zdroj organického uhlíku, spotřebovat fosfáty z okolního prostředí i bez tvorby nové biomasy a akumulované fosfáty ukládat do polyfosfátových granulí. Polyfosfáty v buňce slouží jako metabolická rezerva fosforu, k regulaci vnitřní rovnováhy fosforu v buňce a jako náhradní zdroj energie. V anaerobních podmínkách pak uvolňují buňky fosfáty zpět do prostředí, čímž se obnoví jejich akumulací kapacita.

V současné době mezi nepropracovanější systémy biologického odstraňování fosforu patří tzv. „enhanced biological phosphorus removal system“ (EBPR systém), který se skládá z anaerobního a aerobního tanku (Obr. 72).

V anaerobním tanku je rozpustné BSK v absenci molekulárního kyslíku a nitrátu fermentováno za vzniku různých těkavých mastných kyselin. Tyto kyseliny jsou rychle využity poly-P bakteriemi a uloženy ve formě nerozpustných škrobových granulí (PHB). Absorbce a konverze mastných kyselin do PHB je spojena se ztrátou energie ve formě fosfátů do okolní kapaliny.

V aerobním tanku jsou ortofosfáty uvolněné poly-P bakteriemi a ortofosfáty v odtoku z primární dosazovací nádrže absorbovány poly-P bakteriemi za současného rozpuštění a degradace škrobových granulí (PHB). Díky rozdílné aktivitě bakterií v anaerobní/aerobní zóně obsahují bakterie/kal ~ 6–7 % fosforu na jednotku sušiny ve srovnání s 1–3 % fosforu v typickém aktivovaném kalu. Kal z aerobní zóny, který obsahuje zvýšené koncentrace fosforu, je vypouštěn do dosazovací nádrže, odkud je kal přečerpáván buď zpět, nebo k dalšímu zpracování.



**Obr. 72.** Bakteriální aktivita v anaerobní a aerobní nádrži EBPR systému

## KALY A KALOVÉ PLYNY

Kalem nazýváme suspenzi tuhých látek vznikajících po dobu úpravy a čištění vod. Kal je dvojfázový systém skládající se z tuhé a kapalné fáze (kalová voda). Procentuální obsah vody v kalu se nazývá vodnatost (pv). Sušinu kalu ps potom můžeme vyjádřit jako:

$$p_s = 100 - p_v$$

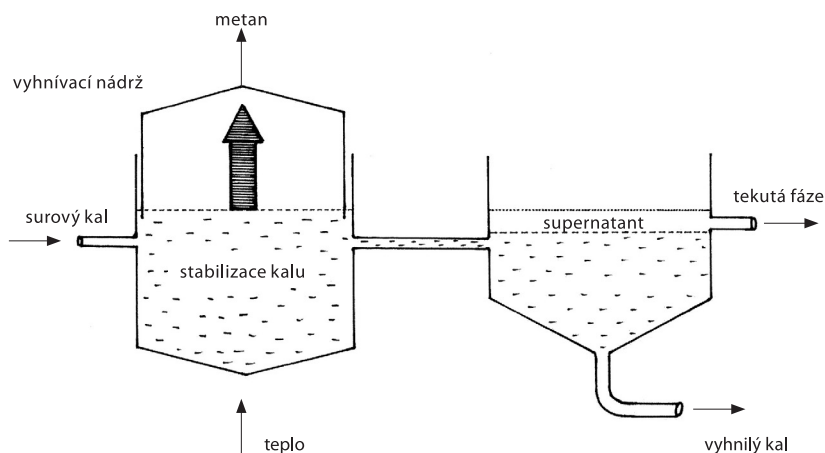
V čistírnách vznikají dva typy kalů – kal z usazovacích nádrží (tzv. primární kal) a kal z dosazovacích nádrží (tzv. sekundární kal). Čerstvý primární kal z městských ČOV je žlutohnědý, hnědý až šedý, má zpravidla zrnitou strukturu a tvoří ho nerozpustné látky, které prošly skrz česla a lapače. Obsahuje



i značné množství koloidních látek, schopných vázat a udržovat vodu, proto se špatně odvodňuje. Sekundární (aktivovaný) kal má vločkovitou strukturu, obsahuje 98 % a více vody. Má hnědou až hnědě-červenou barvu.

### Stabilizace kalu

Stabilizací kalu rozumíme rozklad jeho lehce odbouratelných látek, tj. mineralizaci. V praxi se kal stabilizuje nejčastěji anaerobní fermentací ve vyhnívacích komorách (Obr. 73). Anaerobně stabilizovaný, vyhnílý kal je černá amorfnní látka zrnitého charakteru. Slabě dehtovitě zapáchá a dobře se odvodňuje. Poměr organických látek k anorganickým ve vyhnílem kalu bývá 1:1, zatímco v surovém 2:1. Předpokládá se, že v průběhu anaerobní stabilizace klesne obsah organické sušiny kalu asi o 45–65 %. Kapalná fáze, která se oddělí od kalu (tzv. kalová voda), má vysoký obsah organických látek ( $BSK_5$  až  $2000 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Významnou součástí kalů tvoří proteiny, nejvíc jich obsahuje aktivovaný kal. Obsah proteinů je dobrým ukazatelem věku kalů, protože účinkem proteolytických enzymů se rozkládají na jednodušší složky (aminokyseliny), které podléhají deaminaci za uvolnění amoniaku. Značný podíl sušiny kalu připadá na lipidy, které se skládají z volných mastných kyselin, jejich esterů a látek neschopných zmýdelnění. Důležitou složkou kalů jsou rovněž polysacharidy (celulóza, hemicelulózy, škrob). Obsah celkového dusíku a fosforu informuje o hnojivé hodnotě kalu.



**Obr. 73.** Proces stabilizace čistírenských kalů

### Kalový plyn (bioplyn)

Bioplyn je produktem procesu metanizace, anaerobní stabilizace kalů a anaerobního čištění odpadních vod. Bioplyn se skládá převážně z  $\text{CH}_4$  (65–75 %) a  $\text{CO}_2$  (25–35 %) a menšího množství  $\text{H}_2$ ,  $\text{N}_2$  a  $\text{H}_2\text{S}$ . Při výstupu z metanizačního reaktoru obsahuje ještě určité množství vody (3–4 %) a může obsahovat stopová množství amoniaku, mastných kyselin aj. Složení bioplynu závisí na složení substrátu a podmínkách procesu. Poměr  $\text{CH}_4:\text{CO}_2$  je citlivým indikátorem průběhu metanového vyhnívání. Kal ze sídliště produkuje cca 430 l bioplynu na 1 kg celkové sušiny kalu, resp. 600 l na 1 kg organické sušiny. Vzhledem k vysokému obsahu metanu je cennou energetickou surovinou. Obsah metanu, a tím i vysoká výhřevnost ( $17,8\text{--}25 \text{ MJ.m}^{-3}$ ) řadí bioplyn mezi ušlechtilé zdroje energie.

## STRUČNÝ PŘEHLED NEJBĚŽNĚJŠÍCH POSTUPŮ POUŽÍVANÝCH PŘI ČIŠTĚNÍ PRŮMYSLOVÝCH ODPADNÍCH VOD

Pokud průmyslové odpadní vody obsahují hnilobné organické látky (tj. přibližují se svými vlastnostmi městským splaškovým vodám), používají se na jejich čištění čistírny a způsoby čištění popsané dále. Odpadní vody z průmyslu však často obsahují látky, které běžnými způsoby z vody odstraňovat nelze, a proto se takové odpadní vody čistí speciálním postupem a pouze jejich dočištění probíhá na městské čistírně, eventuelně na její průmyslové modifikaci. V následujícím přehledu jsou stručně uvedeny nejčastěji používané technologické postupy a čisticí zařízení, kterých se používá k čištění průmyslových odpadních vod.

### Flotační zařízení

Využívají se pro separaci jemných nebo gravitačně obtížně oddělitelných suspenzí; zařízení pracuje na principu vynášení odstraňovaných látek k hladině jemnými bublinkami plynů (nejčastěji vzduchem). **Flotace** je separační proces, používaný pro oddělení dispergovaných částic z kapaliny, při které se tyto částice spojují s mikrobublinami plynu za vzniku flotačních komplexů lehčích než voda a vynášených tedy k její hladině. Dispergované částice mohou být tuhého i kapalného skupenství, tedy tvořící suspenze nebo emulze. Vzniku mikrobublin (optimální velikost 10 až 100 μm) dosáhneme různými způsoby, mezi hlavní patří:

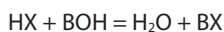
- snížení tlaku v systému = vakuová flotace;
- jemnobublinné provzdušnění = volná flotace;
- expanze vody nasycené vzduchem při zvýšeném tlaku = tlaková flotace;
- denitrifikační pochody v biomase za vzniku plynného dusíku = biologická flotace;
- přidavek chemikálií uvolňujících plyn = chemická flotace;
- elektrolýzou vody = elektroflotace.

### Princip elektroflotace

Principem je elektrolýza vody (v přítomnosti elektrolytu), při níž se na katodě vylučuje vodík a na anodě kyslík. Tyto plyny se vylučují v jemných bublinkách, což je předpoklad pro realizaci flotačního procesu.

### Neutralizační čistírny

Slouží k čištění kyselých nebo zásaditých odpadních vod; přidavek činidla opačných vlastností upravuje reakci vody (pH) do normálních mezí. Častěji se vyskytují kyselé odpadní vody, které se obvykle neutralizují přidavkem vápna ve formě vápenného mléka. Neutralizační čistírny se využívá i při čištění odpadních vod z povrchových úprav kovů, kde se nejedná pouze o úpravu pH, ale též o odstranění toxických kyanidů a těžkých kovů. Odpadní vody vypouštěné do veřejné kanalizace a do recipientů nesmí být ani příliš kyselé, ani příliš zásadité. Rozsah povoleného pH bývá od 6,0 do 8,5 až 9,0. Pokud odpadní vody tento požadavek nesplňují, musí být předem **neutralizovány**. Neutralizační reakci lze vyjádřit rovnicí:



kde HY je kyselina a BOH je zásada. Produktem neutralizace je tedy voda a sůl.

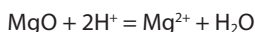
Neutralizační stanice pracují na principu (1) odstavném – neutralizace se provede jednorázově v ná-

drží, jejíž obsah se pak vypustí nebo (2) průtočném – neutralizace probíhá v průtočné nádrži průběžným přidáváním neutralizačních činidel.

Běžná je neutralizace kyselých vod vápencem  $\text{CaCO}_3$ , magnezitem  $\text{MgCO}_3$ , dolomitem  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgCO}_3$  a páleným dolomitem  $\text{CaCO}_3 \cdot \text{MgO}$ . Podstatou probíhajících chemických reakcí je vytěsnění slabé kyseliny uhlíčitě z uhlíčitanu působením silnější kyseliny obsažené ve vodě:



Analogicky reaguje magnezit a dolomit. Složka páleného vápence  $\text{MgO}$  reaguje takto:



### Chemická koagulace nebo čření

---

Používá se pro odstranění jemně dispergovaných (koloidních) částic (jemná vlákna a barviva v textilním a papírenském průmyslu, olejové emulze atd.).

### Sorpční pochody

---

Jako sorbentů se využívá aktivní uhlí, škvára, popílek.

### Extrakce

---

Extrakce je postup, kterým se z jedné kapaliny převádí látka do jiné kapaliny na základě rozdílné rozpustnosti této látky v obou kapalinách. Jednou kapalinou bývá obvykle vodný roztok, druhou jiné rozpouštědlo, zpravidla organické, které se s vodou nemísí, což je podmínkou úspěšné extrakce. Čím je rozpustnost látky v tomto rozpouštědle větší než ve vodě, tím je extrakce účinnější.

Prořepeme-li vodný roztok látky s extrahovadlem, dojde k rozdělení látky mezi extrahovadlo a vodu v poměru, který vyjadřuje tzv. rozdělovací koeficient:

$$K_r = c_e / c_{v1}$$

kde  $c_e$  je koncentrace látky v extrahovadle a  $c_{v1}$  je koncentrace látky ve vodném roztoku.

### Ionexy

---

Jedná se o látky, které z roztoků diferencovaně zachycují určité látky (jejich ionty). Měníče iontů (ionexy) jsou vysokomolekulární látky, nesoucí na svém skeletu funkční skupiny, které jsou disociovatelné. Při disociaci těchto funkčních skupin se uvolňují jednoduché ionty zvané protionty, kdežto funkční skupiny jsou pak nabitý nábojem opačným. Protionty jsou ke zbytku ionexu, nesoucího funkční skupiny, vázány nepříliš pevnými vazbami opačných elektrických nábojů a jsou za vhodných podmínek vyměnitelné za jiné ionty, obsažené ve vodném roztoku, s nimiž je ionex ve styku. Ionexy se dělí na:

- a) katexy – u nichž je protiontem kation (nabitý kladně – obvykle  $\text{H}^+$ ,  $\text{Na}^+$ );
- b) anexy – u nichž je protiontem anion (nabitý záporně – obvykle  $\text{OH}^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ).

## Filtrace

---

Jako filtraci označujeme proces, při němž jsou částice zachycovány na přepážce nebo ve vrstvě materiálu. Nutnou podmínkou je průchodnost disperzního materiálu (např. vody) přes filtr. Při filtraci nedochází zpravidla k chemické reakci mezi filtračním materiálem a látkami disperzního prostředí. Filtrací lze z vodné (kapalné) disperze odstranit částice suspendované, příp. emulgované, tedy větší než cca 1  $\mu\text{m}$ . Při tom se rozlišují podle velikosti průlin určujících průchodnost částic česle a síta ( $> 1 \text{ mm}$ ), mikrosíta ( $> 10 \mu\text{m}$ ) a mikrofiltry ( $> 0,1 \mu\text{m}$ ). Speciálními filtračními postupy s použitím polopropustných membrán lze docílit zachycení částic řádově menších. U mikrofiltrace bývá velikost částic zachycených na mikrofiltrech cca od 1  $\mu\text{m}$ . Pro poměrně velký odpor filtračního média je třeba použít při filtraci zvýšený tlak. U mikrofiltrů probíhá filtrace ve filtrační vrstvě tvořené různými materiály.

### Dělicí metody na principu polopropustných membrán

---

Základem těchto postupů jsou polopropustné membrány, propouštějící molekuly vody (disperzum) a podle typu membrán pak jen další částice určité velikosti nebo určitého elektrického náboje. V přírodě jsou takovými membránami buněčné blány organismů. Pro účely uvedené níže jsou vyráběny uměle.

#### Ultrafiltrace

Ultrafiltrace je vhodná pro zachycení částic od cca 5  $\mu\text{m}$  do 0,1  $\mu\text{m}$ , což odpovídá molekulám o molekulové hmotnosti od 10 000 do 100 Da. Je tedy vhodná pro čištění koloidních roztoků, např. olejových emulzí, pro separaci hydroxidů kovů, vyloučených v koloidní formě apod. Podobně jako u mikrofiltrace je principem separace tzv. screeningový efekt, tj. mechanické zachycení částic větších, než je velikost pórů.

#### Nanofiltrace

Je vhodná pro zachycení částic velikosti přibližně od 1 do 10 nm, odpovídající relativní molekulové hmotnosti 200 až 20 000 Da, tedy řady rozpustných organických sloučenin, jako jsou cukry a částečně i soli. Propustnost solí je výrazně vyšší než u reverzní osmózy.

#### Reverzní osmóza

Reverzní neboli vratná osmóza je tlakový membránový proces pro oddělení částic v rozsahu 0,1 až 1 nm. Nutná tlaková diference před a za membránou je 1 až 10 MPa. Separací mechanismus je založen na rozdílech v rozpustnosti a difúzi rozpouštědla a rozpuštěných látek v membráně. V ideálním případě propouští membrána jen rozpouštědlo.

#### Dialýza

Principem dialýzy je prostup malých molekul a iontů membránou vlivem koncentračního rozdílu na obou stranách membrány. Slouží především k oddělení solí – soli procházejí membránou do ředícího roztoku, v němž musí být udržována jejich nízká koncentrace. Dialýza tedy slouží k oddělení nízkomolekulárních látek, nikoliv k jejich zakoncentrování.

**Elektrodialýza** – využívá bipolárních membrán, tj. membrán propouštějících selektivně jen kationty nebo jen anioty.

**Tab. 62.** Srovnání účinnosti různých způsobů dělicích metod

| Proces          | Velikost zachycených částic | Tlakový rozdíl |
|-----------------|-----------------------------|----------------|
| mikrofiltrace   | > 1 µm                      | 100–400 kPa    |
| ultrafiltrace   | 10–100 nm                   | 500–1000 kPa   |
| nanofiltrace    | 1–10 nm                     | 2–4 MPa        |
| reverzní osmóza | 0,1–1 nm                    | 3–6 MPa        |

### Stripování

Stripováním jsou z kapaliny odháněny proudem procházejícího plynu těkavé látky. Pro tento účel lze použít vzduch, kouřové plyny a vodní páru. Stripováním lze odstranit z vody těkavé látky:

a) Organické:

- *alifatické a aromatické uhlovodíky;*
- *jejich chlorované a nitrované sloučeniny;*
- *fenoly a jejich deriváty;*
- *pesticidy.*

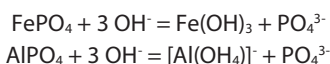
b) Anorganické sloučeniny v jejich nedisociované formě:

- *amoniak, sulfan, oxid uhličitý, kyanovodík.*

### Srážecí reakce

Srážecími reakcemi lze převést některé látky z rozpuštěné formy do formy nerozpustné, a pak je separovat od kapalného prostředí sedimentací, filtrací apod. K vysrážení látky z vodného roztoku dochází z různých příčin. Např. bílkoviny při zvýšené teplotě, při změně pH koagulují a vyloučí se z roztoku. U anorganických sloučenin je nejčastější příčinou jejich vysrážení překročení tzv. součinu rozpustnosti, což je násobek molárních koncentrací v roztoku přítomných iontů, tvořících sloučeninu.

Běžné je srážení fosforečnanů. Pro jejich odstranění z vod se nejčastěji používá přídavek železité nebo hlinité soli, tvořící málo rozpustné fosforečnany  $\text{FePO}_4$ , resp.  $\text{AlPO}_4$ . V případě, že je voda dobře provzdušňována, lze použít rovněž železnatou sůl (síran), čímž je  $\text{Fe(II)}$  oxidováno na  $\text{Fe(III)}$ . Voda nesmí být příliš kyselá, neboť z kyselých roztoků se fosforečnany nevysrážejí. Vhodné je pH 8 až 9. Při vysoké koncentraci  $\text{OH}^-$  však dochází k vytěsňování fosfátových iontů ze sraženin do roztoku:



Jako srážedla se používají nejčastěji síran nebo chlorid železitý, síran hlinitý, síran železnatý a hlinitan sodný. Všechny uvedené soli s výjimkou poslední okyselují vodné roztoky vlivem hydrolyzy, naopak přídavek hlinitanu alkalizuje roztok.

### Sedimentace

Teoreticky lze sedimentací separovat částice větší než 4 µm, u nichž ustává Brownův pohyb. Prakticky lze použít sedimentaci pro separaci suspendovaných částic větších než 10 µm, spíše však větších než 50 µm. V technologii vod se rozlišují suspenze tvořené z částic zrnitých a vločkovitých. U prvních nemění částice při usazování svůj tvar; patří sem suspenze hlinito-jílovitých částic, kaolinu, uhelného prachu, částic rudy a některé anorganické sraženiny, jako je  $\text{CaCO}_3$ . U vločkovitých suspenzí tvoří pevné částice s kapalinou ostré rozhraní. Na částici v klidné kapalině působí proti sobě síly:

- 1) tíhová;
- 2) vztlaková (dle Archimedova zákona).

Podle výsledné síly se částice pohybuje – je-li hustota větší, než je hustota kapaliny, sedimentuje, je-li menší, pohybuje se směrem k hladině (flotuje). Při těchto pohybech na ni působí další síla – tření, a to opačného směru než je pohyb částice. Výsledná síla při sedimentaci:

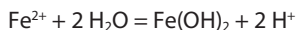
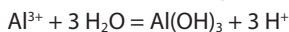
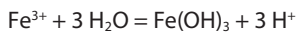
$$F = F_g - F_v - F_r = V_s \cdot g (\rho_s - \rho_f) - F_r$$

kde  $F_g$  je síla gravitační,  $F_v$  je vztlak,  $F_r$  je tření odporem prostředí,  $V_s$  je objem suspendované částice,  $g$  je gravitační zrychlení [ $9,81 \text{ m}\cdot\text{s}^{-2}$ ],  $\rho_s$  je hustota suspendované částice,  $\rho_f$  je hustota vody (kapaliny).

### Čiření

Čiření je proces používaný pro odstranění koloidních, příp. jemně suspendovaných částic z vody. Jeho podstatou je převedení malých částic na větší, které lze separovat sedimentací, filtrací apod. Tohoto cíle se dosáhne destabilizací koloidních částic a vytvořením podmínek pro jejich spojování (aglomeraci). Prostředkem k tomu je přidavek sloučenin zvaných **koagulanty** a proces destabilizace se nazývá **koagulací**. Koagulanty, příp. produkty vzniklé jejich reakcí s vodou mají koloidní charakter a za vhodných podmínek se shlukují, neboli koagulují spolu s koloidními a suspendovanými částicemi obsaženými ve vodě za vzniku hrubé disperze, z níž lze suspendované částice odstranit mechanickými způsoby. Aglomerace koloidních částic do mikrovloček a následně do objemných vloček se nazývá **flokulace**. Lze ji urychlit přidavkem látek, zvaných **flokulant** neboli pomocné koagulanty. Často se celý proces koagulace, flokulace a separace nazývá čiření nebo koagulace.

Nejobvyklejší anorganické koagulanty jsou soli železa a hliníku. Jejich přidavkem do vody dochází k hydrolyze za tvorby příslušných hydroxidů:



Obvyklými koagulanty, používanými při chemickém čiření jsou: síran hlinitý  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18\text{H}_2\text{O}$ , síran železitý (obchodní název Prefloc)  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 9\text{H}_2\text{O}$ , bezvodý chlorid železitý  $\text{FeCl}_3$  aj.