Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta
Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů

Vsakování mechanicky předčištěné odpadní vody do půdních vrstev Měděnec v Krušných horách

Diplomová práce

Eva Růžičková

Vedoucí diplomové práce: Ing. Jiří Kučera
Odborný konzultant: Mgr. Pavel Eckhardt

Praha 2007

ABSTAKT

K 1. 1. 2008 vstoupí v platnost nový Vodní zákon. Jeho účinností bude ukončena platnost veškerých povolení k vypouštění odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních. Tento, podle předpokladů poměrně tvrdý zásah, znemožní v některých oblastech vypouštění mechanicky předčištěné odpadní vody do půdních vrstev. Důvodem tohoto zákazu je zřejmě snaha zabránit možné kontaminaci zdrojů podzemní nebo povrchové vody, případně eutrofizaci vodních ploch. Cílem této práce je posouzení přísnosti tohoto nařízení. Při posouzení všech rozhodujících parametrů nemusí dojít ke kontaminaci, naopak může dojít až k vyčištění odpadní vody na kvalitativní úroveň vody povrchové.

Rešeršní část práce je zaměřena na právní i technické možnosti vsakování podzemních vod. Technickými možnostmi vsakování odpadních vod se zabývá ČSN 75 6404 Malé čistírny odpadních vod. Ať už je ke vsakování použit volný plošný vsak nebo jeden ze zemních infiltračních systémů, norma zdůrazňuje potřebu hydrogeologického průzkumu a zabezpečení hygienické ochrany zdrojů pitné vody.

Pro tuto práci byla vybrána lokalita Měděnec v Krušných horách, kde odpadní voda ze tříkomorového septiku ústí navazující kanalizací do podmoku. Tento způsob nakládání s podzemní vodou je zde používán v poměrně vysokých průtocích (kolem 0,15 l/s) a kvalita podzemní vody ani zdrojů pitné vody není viditelně snížena. Vsakování probíhá ve svažitém terénu na jihozápadním okraji obce. Severní část obce patří ke 3. stupni pásma hygienické ochrany vodárenské nádrže Přísečnice. Tato část není vsakováním ovlivněna vůbec, jelikož vrchol Měďník nad obcí je rozvodnicí mezi povodími a hydrogeologicky odděluje povodí vodárenské nádrže Přísečnice od sledovaného vsakovacího prostoru, který náleží k povodí Ohře. Směr toku podzemní vody ve sledovaném prostoru orientován přibližně ze severu k jihu.

Obec Měděnec je situována do geologické jednotky Krušnohorské krystalinikum, geologické podloží je tvořeno především metamorfovanými horninami, zejména pararulami s čočkami eklogitu. Severně od zájmové oblasti se vyskytují svory, vrchol Mědník je tvořen skarnem. Pod místem vsakování jsou pararuly střídány polohami ortorul. Metamorfní horniny jsou na několika místech porušeny žilami magmatitů, např.: granitového porfyru, granodioritového porfyru až porfyritu. Historicky je tato oblast hornickou obcí, po těžební činnosti zde zůstalo několik štol a antropogenních povrchových útvarů. Povrch je pokryt nezpevněnými kvartérními sedimenty, především svahovinami a sutěmi, s polohami deluviofluviálních sedimentů v údolí potoka. Půdní vrstvu zde tvoří kryptopodzoly: mělké, silně kyselé půdy s vysokým obsahem humusu, dobrou porozitou a nakypřeností, ale nevýznamnými sorpčními schopnostmi. Pro sorpci kontaminantů ze splaškové vody, především fosforu, je významný obsah volných oxidů železa a hliníku v půdě.

Obec Měděnec, situovaná, v nadmořské výšce 820 až 860 m n. m. pod pohorkem s názvem Měďník, leží na jižním okraji náhorní části Krušných hor. Katastrálně přísluší Ústeckému kraji, obvodu obce s rozšířenou působností Kadaň. Trvale zde žije, podle oficiálních statistických údajů Obecního úřadu, 149 obyvatel. Celá plocha obce Měděnec není pokryta kanalizační sítí, připojeno je jen zhruba 50% sídel. Stav kanalizační sítě v délce 614 m je dobrý. Ostatní objekty řeší likvidaci odpadních vod individuálně pomocí domovních septiků a žump. Obecní čistírnu tvoří tříkomorový septik, odkud mechanicky předčištěná odpadní voda ústí do podmoků na jihovýchodě obce na povrch nespásané louky. První vsak vytváří kontaminační mrak a po cca 50 m vyvěrá voda zpět na povrch, kde je možné provést vzorkování. Podobným způsobem voda vsakuje po horninového prostředí ještě na jednom místě dále po toku.

Od vývěru odpadní vody do soutoku s podzemní vodou ze štoly voda postupuje lokalitou 200 – 250 m.

Byly odebrány dvě sady vzorků vod k chemické a bakteriální analýze, každý z odběrů probíhal ve specifických klimatických podmínkách. Během jarního odběru bylo chladno a deštivo, pozdně letní odběr byl proveden za sucha, v teplém počasí. Na 12 místech bylo provedeno terénní měření vodivosti a pH vod a navíc byl odebrán vzorek vody ze studně pro stanovení pozaďové hodnoty koncentrace látek v podzemní vodě. Pro chemickou a bakteriologickou analýzu vod bylo odebráno méně vzorků, na 5 místech, kde se předpokládaly největší změny koncentrací.

Během prvního vsaku se sníží hodnoty koncentrace většiny kontaminantů na hodnotu pod limitem stanoveným Nařízením vlády ČR č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod. V horninovém prostředí probíhá jak filtrace zbývajících nerozpuštěných látek, odumírání koliformních bakterií, sorpce fosforečnanů i aerobní degradace amoniakálního dusíku. Všechny přírodní procesy jsou doplněné o ředění podzemní vodou, které je sledované měřením chloridů.

Celková koncentrace kontaminace odpadní vody jarního odběru byla nižší a její odstraňování bylo pomalejší. Během prvního podpovrchového vsaku na jaře došlo ke snížení koncentrace amoniakálního dusíku ze 13 mg/l na podlimitní hodnotu 0,3 mg/l. Pomalu se odstraňovalo znečištění celkovým fosforem, jehož koncentrace ještě těsně před soutokem se silným přítokem vody ze štoly lehce přesahovala limit 0,15 mg/l. Výrazná část bakteriální kontaminace odpadní vody byla eliminována při setrvání odpadní vody v septiku, doba setrvání v septiku byla vypočtena na 4,5 dne, kde došlo k poklesu o téměř 2 řády. Další postup horninovým prostředím bakteriální kontaminaci eliminoval.

Pozdně letní odběry měly podobný průběh, jen docházelo, při nižších průtocích, k odstraňování vyšších koncentrací kontaminantů. Významným zjištěním je, že koncentrovanější celkový fosfor byl odstraněn rychleji a na mnohem nižší koncentraci. Na téměř limitní hodnotu, koncentrace celkového fosforu dosahovala 0,16 mg/l, se dostal už po prvním průchodu horninovým prostředím. Jeho další ředění podzemní vodou nebylo žádoucí, jelikož pozaďové znečištění podzemní vody v obci Měděnec obsahovalo vyšší koncentraci celkového fosforu než vyčištěná voda.

Výsledky této práce tedy ukazují, že s přihlédnutím k vlastnostem lokality, kvalitě předčištěné odpadní vody a jejímu zatížení, lze metodu vsakování s přispěním atenuačních procesů v menších obcích, za příznivých geologických, morfologických a vodohospodářských podmínek, bez potíží používat. Úplný zákaz vsakování odpadních vod i v malých obcích není v mnoha případech opodstatněný.

SUMMARY

On 1 st January 2008 a new water act will be in force. It means that all permits to drain wastewater into surface water or groundwater will be canceled. The drainage of mechanically treated wastewater will be prohibited, too. It is probably due to the effort to save the quality of surface water and groundwater. The aim of this thesis is to show that this step is too strict. Under good conditions drained wastewater need not contaminate groundwater, on the contrary it can be treated to the quality level of surface water.

The locality Měděnec in Krušné hory in western Bohemia was chosen for this work. This municipality uses a septic tank with three chambers to mechanically treat and then the wastewater is drained into soil. It has been used for a long time and for quite large volumes of sewage (about 0,15l/s) without changes in the groundwater quality. The process takes place in the south of the municipality. The northern part of the town is in the 3rd degree of hygienic protection zone of the Přísečnice water-supply reservoir. Between these two parts there is a watershed. The direction of groundwater in the service area flows to the south.

Měděnec is situated in the Krušné hory crystalline complex. The geological base is bulit of metamorphic rocks, mainly paragneiss with eclogite lenticles. On the north of the locality there are mica schist layers and the hill Mědník is made of scarn. Below the infiltration area the paragneiss layers are changed by orthogneiss. At a lot of places metamorphic rocks are disrupted by magmatic lodes, e.g.: granitic porphyry, granodioritic porphyry and porphyrite. This locality was a minig area in the past, there are lots of drifts and antropogenic formations. The surface is covered by unpaved quaternaty sediments, mainly detritus and deluviofluvic sediments next to the brook. The soil system is created by cryptopodzols, which are shallow, very acid, with a high content of humus. The sorbtive abilities are low but there are a lot of free ferrum and aluminium oxides that help to clean the posphorus from the wastewater.

Two cycles of sampling were made for chemical and bacteriological analysis. Each sampling was taken in different conditions. In spring the weather was wet and cold, late-summer samples were taken in dry and hot weather. Field scanning was done at 13 places a field scanning for water conductivity and pH values, including the groundwater sample from a well for the comparison of the concentrations of wastewater contaminants with groundwater quality. For the chemical and bacteriological analysis only 5 samples were taken at the places where the biggest changes were expected.

The infiltration area is about 250 m long and water is drained into soil layers at two different places. During the first seepage the concentration values get lower mostly under the limit set by the Orders in Council of the Czech republic No. 61/2003. In the ground the filtration of dissolved pollutants, dying of coliform bacteria, sorption of phosphorus and aerobic degradation of ammonia nitrogen is proceeded. All these biodegradation processes are supplemented by the additional dilution by grounwater, which has been traced by the chloride method.

The total concentration of wastewater contamination in spring was lower and its elimination was slower. But the concentration of all contaminants decreased during the infiltration. Only the concentration of total phosphorus was too slow and before the dilution at the end of the infiltration area the phosphorus concentration was higher than the set limit. On the other hand, the bacteriological contamination was reduced in the septic tank to one third of the total amount and after infiltration was completely eliminated.

Last-summer sampling analysis had the same findings, only the concentrations were much higher.

Very important discovery was that more concentrated phosphorus in the summer was treated more quickly and to a lower level. At the end of the infiltration area the water was diluted and the concentration of phosphates increased because of the groundwater background pollution.

The results of this work show that wastewater drainage could be used in small municipalities. It depends on the amount of inhabitants, on the surroundings of the locality, on its geological and hydrological conditions. With regard to wastewater quality and its hydraulic load pressure the method of wastewater drainage supported by natural attenuation processes could be used with success.

OBSAH:

1. ÚVOD **1**

2. DRUHY A SLOŽENÍ ODPADNÍCH VOD **2**

2.1. SPLAŠKOVÉ (TZV. MĚSTSKÉ) VODY 2

2.1.1. Denní produkce kontaminantů *4*

2.2. ODPADNÍ VODY PRŮMYSLOVÉ 4

2.3. ODPADNÍ VODY SRÁŽKOVÉ 4

2.4. BALASTNÍ VODY 5

3. ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD, TYPY ČISTÍREN **5**

3.1. DOMOVNÍ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD 5

3.1.1. Bezodtoké žumpy *6*

3.1.2. Domovní septiky se zemním filtrem *6*

3.1.3. Čistírna s biodisky *7*

3.1.4. Domovní aktivační čistírna *7*

3.2. OBECNÍ ČISTÍRNA ODPADNÍCH VOD 7

3.2.1. Mechanický stupeň *8*

3.2.2. Biologický stupeň *8*

3.2.3. Stupeň odstranění anorganického dusíku a fosforu *9*

3.2.4. Kalové hospodářství *9*

3.3. ALTERNATIVNÍ ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD 10

3.3.1. Čistírny s biofiltry *10*

3.3.2. Stabilizační nádrže *11*

3.3.3. Drenážní podmok *12*

3.3.4. Mokřadní ekosystémy *12*

3.3.5. Vegetační (kořenová) čistírna odpadních vod *12*

4. VODOHOSPODÁŘSKÉ PRÁVNÍ PŘEDPISY **13**

4.1. KOMPETENCE VODOPRÁVNÍCH ÚŘADŮ PO TRANSFORMACI STÁTNÍ SPRÁVY *(PODLE NIETSCHEOVÁ, 2003)* 13

4.2. VODOHOSPODÁŘSKÉ PRÁVNÍ PŘEDPISY 15

5. ZPŮSOBY VSAKOVÁNÍ **17**

5.1. VSAK VOLNĚ POVRCHOVOU VRSTVOU, PLOŠNÝ VSAK 18

5.2. VSAKOVACÍ PŘÍKOP 18

5.3. INFILTRAČNÍ LOŽE – MĚLKÉ A SVISLÉ 18

5.4. INFILTRAČNÍ NÁSYP 18

6. PŘIROZENÉ ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD **19**

6.1. PŘIROZENÁ ATENUACE A DEKONTAMINACE 19

6.2. TRANSPORTNÍ PROCESY 20

6.3. RETARDACE SORPCÍ – ADSORPCE A ABSORPCE 21

6.4. TRANSFORMAČNÍ PROCESY 22

6.5. LÁTKY OBSAŽENÉ VE SPLAŠKOVÝCH VODÁCH A MOŽNOST JEJICH PŘIROZENÉ DEKONTAMINACE 23

6.5.1. Chemicko – biologické přeměny dusíku *24*

6.5.2. Chemicko – biologické přeměny fosforu *26*

6.5.3. Odstranění mikrobiálního znečištění *27*

6.5.4. Odstranění nerozpuštěných látek *28*

7. PŘÍRODNÍ POMĚRY ZÁJMOVÉ OBLASTI MĚDĚNEC 29

7.1. GEOLOGICKÉ POMĚRY ZÁJMOVÉ OBLASTI 29
7.2. LOŽISKOVÉ POMĚRY ZÁJMOVÉ OBLASTI 32
7.3. PŮDNÍ POMĚRY OBLASTI 32
7.4. HYDROGEOLOGICKÉ POMĚRY OBLASTI 33
7.5. OBEC MĚDĚNEC A JEJÍ ODPADNÍ VODY 34

8. METODIKA PROVEDENÝCH PRACÍ 34

8.1. VOLBA SLEDOVANÝCH KONTAMINANTŮ A OSTATNÍCH PARAMETRŮ 35
8.2. TERÉNNÍ REKOGNOSKACE A UMÍSTĚNÍ ODBĚRŮ VZORKŮ 35
8.3. METODIKA ODBĚRU VZORKŮ 35
8.4. ANALÝZA VZORKŮ 38
8.4.1. Stanovení nerozpuštěných látek 38
8.4.2. Stanovení chemické spotřeby kyslíku $ChSK_{Cr}$ 38
8.4.3. Stanovení biologické spotřeby kyslíku (BSK_5) 38
8.4.4. Stanovení celkového fosforu $P_{celk.}$ a obsah fosforečnanů 39
8.4.5. Stanovení dusitanů $N - NO_2$ a amoniaku $N - NH_4$ 39
8.4.6. Stanovení dusičnanů $N - NO_3$ 39
8.5. PLATNÉ LIMITNÍ HODNOTY 40

9. VÝSLEDKY 40

9.1. JARNÍ ODBĚR 40
9.2. TERÉNNÍ MĚŘENÍ – JARO 41
9.3. LABORATORNÍ CHEMICKÁ ANALÝZA – JARO 42
9.3.1. Nerozpuštěné látky 42
9.3.2. Dusíkaté látky 43
9.3.3. Fosfor 44
9.3.4. Chloridy 44
9.4. ANALÝZA BAKTERIÁLNÍ KONTAMINACE - JARO 45
9.5. POZDNĚ LETNÍ ODBĚR 45
9.6. TERÉNNÍ MĚŘENÍ – POZDNĚ LETNÍ 45
9.7. LABORATORNÍ CHEMICKÁ ANALÝZA – POZDNĚ LETNÍ 47
9.7.1. Chemická spotřeba kyslíku a nerozpuštěné látky 47
9.7.2. Dusíkaté látky 47
9.7.3. Fosfor 48
9.7.4. Chloridy 48
9.8. ANALÝZA BAKTERIÁLNÍ KONTAMINACE – POZDNĚ LETNÍ 49

10. DISKUZE 49

11. ZÁVĚR 54

12. POUŽITÁ LITERATURA 55

13. ELEKTRONICKÉ ZDROJE 57

SEZNAM OBRÁZKŮ V TEXTU:

Obr. č. 1. Schéma obecní čistírny odpadních vod
Obr. č. 2. Relativní postupný pokles koncentrace kontaminantu z bodového zdroje
Obr. č. 3. Přehledná mapa s vyznačením zájmové oblasti, měřítko 1:28 000
Obr. č. 4. Výřez z geologické mapy
Obr. č. 5. Přírodní památka Sfinx tvořená muskovit - biotitickou pararulou
Obr. č. 6. Výřez z hydrogeologické mapy
Obr. č. 7. Mapa kanalizace obce Měděnec
Obr. č. 8. Vsakovací prostor - šachty pod septikem
Obr. č. 9. Schéma odběrové sítě zájmového území
Obr. č. 10. Graf průběhu hodnot vodivosti vod během postupu lokalitou - jarní odběr
Obr. č. 11. Graf úbytku nerozpuštěných látek
Obr. č. 12. Graf nárůstu množství rozpuštěného kyslíku
Obr. č. 13. Graf průběhu hodnot vodivosti vod během postupu lokalitou - pozdně letní odběr
Obr. č. 14. Graf závislosti měřených hodnot koncentrací kontaminantů a průtoku na ředění podzemní vodou vyjádřeném poklesem koncentrace chloridů - jarní odběr
Obr. č. 15. Graf závislosti měřených hodnot koncentrací kontaminantů a průtoku na ředění podzemní vodou vyjádřeném poklesem koncentrace chloridů - pozdně letní odběr

SEZNAM TABULEK V TEXTU:

Tab. č. 1. Specifické potřeby vody z vodovodní sítě dle velikosti malé obce dle Přílohy 12 k Vyhlášce č. 428/2001 MZe ČR

Tab. č. 2. Specifické množství odpadních vod podle vybavenosti bytů dle Přílohy 12 k Vyhlášce č. 428/2001 MZe ČR

Tab. č. 3. Porovnání kontaminantů ve splaškové vodě ve vyčištěné odpadní vodě s ukazateli znečištění v běžné povrchové vodě (podle přílohy 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb.)

Tab. č. 4. Minimální denní produkce kontaminantů, kterou vyprodukuje průměrný dospělý člověk

Tab. č. 5. Požadované hodnoty na odtoku z čistírny odpadních vod (podle Přílohy 1 Směrnice 91/271/EHS)

Tab. č. 6. Vztah LTAR a Darcyho filtračního koeficientu (dle ČSN 75 6404)

Tab. č. 7. Množství srážek na Měděnci tři dny před odběrem (měřeno na základní meteostanici v Měděnci)

Tab. č. 8. Průtoky naměřené dne 1.6.2006

Tab. č. 9. Základní hodnoty terénního měření na jednotlivých odběrových místech,

Tab. č. 10. Naměřené hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek

Tab. č. 11. Naměřené hodnoty koncentrace dusíkatých látek

Tab. č. 12. Naměřené hodnoty koncentrace celkového fosforu

Tab. č. 13. Naměřené hodnoty koncentrace chloridů

Tab. č. 14. Výsledky analýzy bakteriální kontaminace

Tab. č. 15. Průtoky naměřené dne 11.9.2006

Tab. č. 16. Naměřené hodnoty rozšířeného terénního měření

Tab. č. 17. Naměřené hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek a chemické spotřeby kyslíku

Tab. č. 18. Naměřené hodnoty koncentrace dusíkatých látek

Tab. č. 19. Naměřené hodnoty koncentrace celkového fosforu

Tab. č. 20. Naměřené hodnoty koncentrace chloridů

Tab. č. 21. Výsledky analýzy bakteriální kontaminace

Tab. č. 22. Vývoj hodnot jarních odběrů

Tab. č. 23. Vývoj hodnot pozdně letních odběrů

PODĚKOVÁNÍ

Mnohokráte děkuji za významnou pomoc a podporu všem, kteří se podíleli na vzniku této diplomové práce. Poděkování patří Výzkumnému ústavu vodohospodářskému, T. G. Masaryka za poskytnutí bezplatné stáže. Především děkuji školiteli Ing. Jiřímu Kučerovi a odbornému konzultantovi Mgr. Pavlu Eckhardtovi za pomoc při terénních průzkumech, poskytnutí cenných rad a informací, Mgr. Ladě Felberové za pomoc a radu při odběrech vzorků, analytikům v laboratořích Výzkumného ústavu vodohospodářského, T. G. Masaryka za provedené analýzy odebraných vod.

Dále děkuji Doc. RNDr. Martinu Mihaljevičovi, CSc. za trpělivou garanci externě zpracovávané diplomové práce, Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů a Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze.

V neposlední řadě patří obrovský dík mým rodičům, bez nichž bych studium nezvládla, za nehynoucí podporu a trpělivost. Děkuji také přátelům a spolužákům.

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně s použitím odborné literatury, pod odborným vedením svého vedoucího práce a konzultanta. Veškeré použité zdroje jsem citovala v seznamu literatury.

V Praze dne 4. 5. 2007

Eva Růžičková

1. ÚVOD

Tato diplomová práce vznikla na základě v rámci projektu a za významné podpory Výzkumného ústavu vodohospodářského, Tomáše Garrigue Masaryka.

Každý obyvatel planety Země produkuje množství odpadů. Ve vyspělých zemích je jejich objem výrazně vyšší, odpad bývá nezřídka chemického původu. V jiných částech světa, kam průmysl nezasahuje svou výraznou silou, dochází především k produkci organického odpadu. Na celém světě však všichni produkují společné – splašky. Odpad obsahující podíl organický i anorganický. Jeho odstranění se ve vyspělých zemích řeší složitými umělými cestami. Způsoby používané k čištění v rozvojových zemí využívají především přirozené procesy a vodu většinou volně vsakují, příp. vypouštějí do recipientu. Tyto přirozené procesy jsou levnější, ale také, při dodržení určitých vsakovacích podmínek, mohou být dostatečně účinné.

V České republice odst. 4 § 38 zákona č. 254/2001 Sb., o vodách (Vodní zákon) brání tzv.: nepřímému vypouštění odpadních vod do vod podzemních. V témže odstavci je také uvedeno, že vypouštění nevyčištěné odpadní vody do vody povrchové, lze ve výjimečných případech povolit, vypouštění do vod podzemních je přísně zapovězeno. Toto tvrzení je založeno na snaze zabránit znečištění kolektorů podzemních vod jakýmkoli druhem bakteriální nebo chemické kontaminace. K 1. 1. 2008 budou zřejmě i dosud platná povolení zrušena a mnoho obcí, které se splaškovými odpadními vodami nakládají mechanickým předčištěním a poté vsakem do podmoku budou v podstatě jednat ilegálně.

Cílem této diplomové práce je posoudit, zda v případě, kdy jsou splněny všechny podmínky, nehrozí, ani po vsaku odpadních vod do horninového prostředí, jakákoli kontaminace a dokonce může dojít k odstranění kontaminace na hodnoty nižší než jsou stanovené limity.

Pro měření účinnosti čištění odpadních vod vsakem do půdních vrstev byla zvolena horská lokalita Měděnec, kde se mechanicky předčištěná odpadní voda vsakuje již několik let a dopad na krajinu ani na podzemní vodu není měřitelně negativní ani viditelný. Přirozené procesy probíhající v půdě mohou napomoci celkovému odstranění škodlivin z odpadní vody.

2. DRUHY A SLOŽENÍ ODPADNÍCH VOD

Voda je nezbytnou součástí života člověka, používá ji, ale nespotřebovává, v přeměněné formě ji vypouští kontaminovanou. Takovou vodu označujeme jako odpadní a nelze ji bez úprav vypouštět do recipientu. Mnohdy obsahuje nejen rozpuštěné látky a suspendované nečistoty, ale i hrubé nečistoty. Za chemicky znečištěnou vodu lze považovat jakoukoli vodu, jejíž vlastnosti neodpovídají předepsaným hodnotám uvedeným v příloze 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb. Takové znečištění je způsobeno přítomností organických i anorganických látek *(Pelikán, 1983)*. Snížená kvalita vody může znamenat snížení organoleptických vlastností, fyzikálně – chemických vlastností, způsobovat akutní či chronickou toxicitu a ovlivňovat biologické procesy v organismech.

Odpadní vody lze rozdělit podle původu a složení kontaminantů na:

2.1. Splaškové (tzv. obecní) vody

Jedná se o odpadní vody z domácností, domů a bytů v obecní zástavbě a veškerých budov občanské vybavenosti, např: škol, úřadů, hotelů a restaurací, které se svým složením podobají odpadním vodám z domácností.

Množství splaškových odpadních vod se u jednotlivých producentů měří velmi obtížně (problém je spíše ve finanční náročnosti, u každého objektu by musel být měrný žlab s automatickým měřením a záznamem dat, který se navíc musí pravidelně kalibrovat; měření pitné vody vodoměrem je mnohem jednodušší). Nejlépe je odhadnout ji nepřímo podle odběru vody z rozvodné vodovodní sítě, protože spotřeba (výpar, zálivka zahrad atd.) bývá minimální. Příloha č. 12 k vyhlášce č. 428/2001 Ministerstva zemědělství České republiky *(Tab. č. 1 a 2)*, stanovuje předepsaná množství potřeb vody v litrech na osobu a den pro jednotlivé bytové jednotky, které, podle velikosti obce, dosahují následujících průměrných hodnot *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*

Specifické potřeby vody podle velikosti obce	
Počet obyvatel	Spec. potřeba vody [l/os./den]
do 50	80 až 100
do 200	100 až 120
do 500	120 až 130
nad 1000	průměrně 150

Tab. č. 1. Specifické potřeby vody z vodovodní sítě dle velikosti malé obce dle Přílohy 12 k Vyhlášce č. 428/2001 MZe ČR

Specifické množství odpadních vod	
Vybavení bytu	Roční produkce odpadních vod [m3/os./rok]
Dobré, s koupelnou, ústředním topením a centrálním ohřevem vody	56
Skoupelnou, WC, lokálním ohřevem vody	41
Bez koupelny, se splachovacím záchodem	31
Domy s výtokem, se společným WC	16

Tab. č. 2. Specifické množství odpadních vod podle vybavenosti bytů dle Přílohy 12 k Vyhlášce č. 428/2001 MZe ČR

Kontaminace těchto vod bývají tvořené z podstatné části

hrubými nečistotami, které svou vysokou abrazivní schopností mohou znehodnocovat potrubí a zanášet čerpadla a odvodná kanalizační zařízení. Pokud se dostanou až do vlastního procesu v čistírně, hrozí nebezpečí snížení účinnosti čištění.

jemně suspendovanými částicemi s velmi dobrou sedimentační schopností, často zanášejí nádrže a podílejí se na hnilobných procesech. Ty, kdyby nebyly vyčištěny, by probíhaly v recipientu.

neusaditelnými a rozpuštěnými látkami, které znehodnocují vodu různě složitými fyzikálními, biologickými i chemickými procesy. Jejich odstranění je nejnáročnějším procesem čištění.

Mezi dominantní kontaminanty se řadí biologicky oxidačně rozložitelné **organické látky**, které biologickým rozkladem spotřebovávají kyslík, čímž může, při pohybu v toku, docházet ke vzniku anoxického prostředí (tj. bez přítomnosti rozpuštěného kyslíku) ve vodě a následnému úhynu ryb. V následně vytvořeném redukčním prostředí probíhají zapáchající hnilobné procesy, usazuje se tmavý, zapáchající, konzistenčně nekompaktní sediment. Jako základní měřitelný ukazatel znečištění biologicky rozložitelnými látkami je brána *biochemická spotřeba kyslíku* v průběhu 5 dnů, označovaná BSK_5. Dalším, pro tuto oblast zavedeným ukazatelem je *chemická spotřeba kyslíku* – ***ChSK***, která se udává pro celkové organické znečištění, tzn. včetně špatně rozložitelných látek.

Významný podíl na složení splašků mají veškeré sloučeniny dusíku, zahrnované pod pojem *celkový dusík* N_{celk}, což je především močovina a amoniakální dusík, procesem čištění nebo samočištění transformovaný oxidací na dusitany a sekundárně na dusičnany. Postup jeho odstraňování je ekonomicky a technologicky náročný, je tudíž nutné zvážit možný kompromis mezi čištěním a jeho koncentrací ve vypouštěné vodě, především v menších obcích *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Zvýšený podíl N_{celk} při vypouštění z čistírny snižuje možnost úpravy povrchové vody na vodu pitnou, navíc zvyšuje eutrofizaci v recipientu. Je však nutné vzít v úvahu, že při hnojení a dešťovém vymývání ze zemědělských ploch je jeho množství ještě mnohanásobně vyšší. V takové obci se zemědělským zázemím zřejmě není ekonomicky efektivní investice do čistírny s biologickým stupněm čištění.

Poslední významnou znečišťující látkou jsou sloučeniny **fosforu**, které z valné části pocházejí z pracích prášků a detergentů. Jeho ukazatelem je, *celkový fosfor* P_{celk}. Jeho čištění v čistírnách odpadních vod není ještě zcela běžné a pro malé obce je investice do podobné technologie vysoká.

Ukazatel	OV nečištěné [mg/l]	OV vyčištěné [mg/l]	Povrchové vody [mg/l]
pH	6,5 až 8,5	6,5 až 8,5	6 až 8
nerozp. látky	200 až 700	20 až 30	25
rozp. látky	600 až 800	300 až 500	1000
BSK 5	100 až 400	15 až 30	6
ChSK	250 až 800	50 až 80	35
N celk.	30 až 70	15 až 35	8
N-NH4	20 až 45	5 až 20	0,5
P celk.	5 až 15	1 až 5	0,15

Tab. č. 3. Porovnání kontaminantů ve splaškové vodě a v běžně vyčištěné odpadní vodě s imisními standardy běžné povrchové vody (podle přílohy 3 nařízení vlády č. 61/2003 Sb.)

Poměr ve vodě obsažených živin vyjádřený jednotlivými ukazateli by, pro udržení správné funkce aktivovaného kalu, měl dosahovat hodnoty 100 : 5 : 1 pro BSK_5 : N : P *(Negulescu, 1985).*

2.1.1. Denní produkce kontaminantů

Lidská produkce je jedním z nejvýznamnějších kontaminačních zdrojů splaškové odpadní vody. Průměrný dospělý člověk denně vyprodukuje 200 - 300 g fekálií a 1 – 3 l moči. Takové množství je celkově zhruba 35 – 40 g BSK_5 denně, což tvoří téměř 60 % celkového objemu organických látek ve splaškové vodě *(Butler, Davies, 2004).* Lidské výkaly jsou také významným přínoscem živin v odpadních vodách. Až 94 % organického dusíku přichází právě z tohoto zdroje, denní produkce celkového dusíku ($N_{celk.}$) se pohybuje kolem hodnoty 12 g/os., ale v závislosti na jednotlivé lokalitě se může až jednonásobně zvýšit *(Just, Fuchs, Písařová, 2004).* V denním množství exkrementů je dále obsaženo zhruba 1,5 g celkového fosforu ($P_{celk.}$), 1 g síry ($S_{celk.}$) *(Butler, Davies, 2004),* 8 až 15 g chloridů, ve formě NaCl a 55 g nerozpuštěných látek *(Just, Fuchs, Písařová, 2004).* Souhrnně jsou tyto hodnoty uvedeny v tabulce č. 4:

Kontaminant	**Denní produkce [g/os.den]**
BSK_5	> 40
$N_{celk.}$	> 12
$P_{celk.}$	1,5
$S_{celk.}$	1
nerozp. látky	55
Cl^-	8 až 15

Tab. č. 4. Minimální denní produkce kontaminantů, kterou vyprodukuje průměrný dospělý člověk

2.2. Odpadní vody průmyslové

Jedná se o velmi specifický druh odpadních vod, často bývají napojené na vlastní čistírnu odpadních vod, která je vybavena jinými čistírenskými technologiemi. Množství znečištění průmyslových odpadních vod se vyjadřuje relativně jako znečištění vyjádřené potenciálním počtem obyvatel. Podle druhu průmyslového odvětví jsou v ní obsaženy různé kontaminanty *(Butler, Davies, 2004),* ve významných případech by neměly být napojeny na městskou kanalizaci. Podle druhu výroby může být mnohonásobně zvýšený je podíl fosforu, často také organických látek, u specifických technologických procesů obsahuje tato odpadní voda také toxické látky. V běžných malých obcích, kde je tento druh odpadních vod spíše výjimkou, ho lze opomenout.

2.3. Odpadní vody srážkové

Množství srážkové odpadní vody je určeno srážkovým úhrnem v oblasti, velikostí odvodňované plochy a druhem povrchu. Většinou násobně předčí svým objemem objem splaškových vod, přísun srážkové vody je navíc, oproti téměř kontinuálnímu přísunu splašků, velmi nárazové. Co do složení je srážková voda běžnou přírodní vodou, se sníženým pH (cca 5 – 6), k jejímu významnému znečištění dochází až při dopadu srážky na zemský povrch. Tehdy se přírodní voda může kontaminovat smyvem hrubých nečistot, výplachem ze zemědělských areálů, někdy i ropných látek. V současnosti by měla být projektována výhradně oddílná kanalizace pro odvod srážkové vody, v případě už vybudované jednotné kanalizace, především v malých obcích, je potřeba v kanalizační síti vybudovat odlehčovací komory, které pomohou regulovat přívalové vlny srážkových vod, případně odtokovou stabilizační

nádrž při odtoku do recipientu. Může posloužit jakákoli mírně naddimenzovaná nádrž, zařazená za čistírnu odpadních vod, která bude fungovat jako stabilizační nádrž pro dočištění vody z čistírny a zároveň zachycovat nadbytečné množství vody během srážky.

V malých obcích je vhodným řešením individuální jímání srážkové vody k užitným účelům (závlaha zahrad, letní rosná klimatizace...), vsakování do půdního profilu na soukromých pozemcích *(Rothe. 2001)*. Není nutné odvádět všechnu srážkovou vodu do veřejné kanalizace.

2.4. Balastní vody

Do této skupiny lze zařadit jakékoli přírodní, podzemní či povrchové, vody, jež pronikly do kanalizace různými netěsnostmi v potrubí. Pokud pronikají do kanalizace dešťové, nejsou překážkou, ve splaškové kanalizaci však ředí a ochlazují odtékající splašky, zvyšují objemový přísun vody do čistírny, přetěžují její kapacitu, čímž se snižuje se její účinnost *(Wanko et. al., 2006)*. Často bývají balastní vody obohaceny dusíkem z výplachů zemědělských areálů, což biologický stupeň čistírny může znehodnotit.

Tomuto nebezpečí lze preventivně předcházet přímo při stavbě kanalizace přísným dohledem a kontrolou prací stavební firmy, správné vyzdění či utěsnění potrubí je jedinou vhodnou ochranou před průsakem balastních vod. Dodatečné sanační zásahy do kanalizačního potrubí jsou investičně velmi náročné *(Sobota – předn., 2005)*.

3. ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD, TYPY ČISTÍREN

Odvádění odpadních vod probíhá v dnes už nebudované jednotné (dříve stavěná jednotná kanalizace je stále používaný způsob odvádění vod, nové sítě se však budují zpravidla oddílné. Investičně je to sice výrazně dražší, provozní výhody jsou však nesporné) nebo oddílné kanalizaci. Jednotná odvádí do centrální čistírny všechny odpadní vody bez ohledu na druh *(Butler, Davies, 2004)*. Tato se v dnešní době nepoužívá, protože snižuje účinnost čistíren, přetěžuje nárazově jejich kapacitu. Dnes běžná oddílná kanalizace odvádí zvlášť vodu splaškovou a srážkovou, různě profilovanými potrubími, často v různé hloubce pod povrchem a s potenciálním vyústěním srážkové vody do recipientu.

Obecní kanalizaci lze podle procenta zadržení vody na jednotlivých pozemcích rozdělit na centralizovanou a decentralizovanou, každá je vhodná pro jinou lokalitu, je tedy naprostou nutností zohlednit velikost a tvar obce, v níž má být kanalizace s čistírnou projektována, množství a složení splaškových odpadních vod, geologické podloží, ale i sezónní výkyvy v počtu obyvatel *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Obě schémata je vhodné kombinovat tak, aby bylo možné dosáhnout optimálního řešení konkrétní situace. V současnosti existuje nepřeberné množství různých čistíren odpadních vod, zneškodňování splaškových odpadních vod je založeno na mechanické, fyzikálně – chemické nebo biologické bázi, nejčastěji na jejich kombinaci, v některých případech na specifickém alternativním způsobu. Odlišujeme čistírny vhodné k jednomu či skupině domů, k malé obci v teplé a vlhké oblasti i pro veliké město.

3.1. Domovní čistírny odpadních vod

Z urbanistického i ekonomického hlediska je výhodnější, pro obce s vhodným tvarem, projektovat decentralizovaný systém *(Topol, 2005)*, který využívá zadržení a zneškodnění splašků individuálně na soukromých pozemcích, případně u skupiny domů. Využívají mechanicko –biologického odstraňování nečistot ze splašků. Při efektivním používaní lze vodu z domovních čistíren vypouštět přímo do recipientu. Není – li jeho dostupnost přijatelná, lze vypouštět do dešťové kanalizace, vybudovat otevřený příkop nebo závlahový systém, příp. vsakovat vodu do půdního profilu. Pro tento případ však

musí majitel domovní čistírny požádat příslušný vodoprávní úřad o povolení založené na hydrogeologickém průzkumu oblasti.

Domovní čistírny v obcích často prosazují výrobci těchto zařízení, je však k tomuto řešení třeba přistupovat obezřetně. Problémem bývá udržet trvale dostatečnou funkci těchto malých čistíren, protože jejich provoz je ze strany veřejné správy prakticky nekontrolovatelný. Vypouštění vyčištěných odpadních vod do dešťové kanalizace je právně velmi problematické.

3.1.1. Bezodtoké žumpy

Základním způsobem, který neslouží k vlastnímu čištění, ale v podstatě jen k akumulaci odpadních vod, jsou bezodtoké žumpy, jímky, shromažďující splaškové vody ze zástavby. Jejich obsah v některých případech, kdy je tento způsob možný a technicky nenáročný, lze využít k přihnojování zemědělských prostorů *(Foster, Chilton, 2004)*, ve většině dalších případů, kdy zemědělské využití není dostupné, k odvozu a zneškodnění do čistírny odpadních vod, kterou, není-li na takový dimenzována, může vývoz přetěžovat. Lze ji s úspěchem použít pouze u budov mimo zástavbu, bez napojení na veřejnou kanalizaci či rekreačních budov. Umístění žumpy nesmí v žádném případě ohrozit žádný ze zdrojů vody v okolí, musí být projektována v místech, kde hladina podzemní vody je níže než v 1,2 m, nejméně 5 m od domovní studny v málo propustném půdním nebo horninovém prostředí, v propustném prostředí (písek, štěrk) minimálně 12 m *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Nedostatkem tohoto zařízení je nutnost nákladného častého vyvážení na lokální čistírnu odpadních vod. Její vyvážení na zemědělské plochy je v ČR nezákonné.

3.1.2. Domovní septiky se zemním filtrem

Běžným, velmi rozšířeným, řešením z minulých desítek let jsou domovní septiky, což jsou sedimentační nádrže na odpadní vodu, mnohdy dvou až tříkomorové, oddělené příčkami *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Mechanicky jsou zde odstraňovány hrubé a nerozpustitelné nečistoty, organické rozpuštěné látky jsou částečně odbourávány bez přístupu kyslíku. Usazovaný kal je anaerobně stabilizován na dně nádrže, není však nijak oddělen od přísunu nových splašků, pokaždé tudíž dochází ke znovuzvíření kalu. V okamžiku, kdy výška kalového sloupce dosahuje 1/3 hloubky septiku (cca 40 cm), nejméně však jednou za rok, musí být kal odstraněn a zlikvidován. V nádrži je doporučeno ponechat zhruba 15 cm vyhnilého kalu, jenž poslouží k zaočkování.

Tento systém domovního čištění je v dnešní době, kvůli odtoku vody horší kvality, již nedostatečný, prokázaná účinnost se pohybuje kolem 30 % *(http://www.topas.cz/domovni-cov-legislativa.htm)*, a je nutné ho kombinovat s jinými způsoby individuálního čištění, případně za septik navázat jakékoli dočišťovací zařízení, jedním z nejvhodnějších se jeví např. zemní filtry. Ty jsou projektovány jako zemní jímka, izolovaná geotextilií proti průsakům do geologického prostředí. Jímka se vyplní alumosilikátem se slinutým povrchem zrn, tvořeným oxidy železa a uhlíku, což zabezpečuje významný specifický povrch výplně. Tím je zabezpečeno optimální prostředí pro výskyt anaerobních mikroorganismů *(Butler, Davies, 2004)* . Při průtoku odpadní vody substrátem dojde k adsorpci kontaminantů na náplň, což snižuje jejich obsah v odtékající vodě. Tento způsob čištění kombinuje aerobní a anaerobní procesy, což způsobuje snížení celkového množství dusičnanů a bakteriální kontaminace na odtoku. Výhodou tohoto způsobu čištění je bezesporu hluboké umístění, což zabezpečuje relativně bezproblémový zimní provoz, čistírnu není třeba dlouze zapracovávat. Nedochází k vylučování nepříjemných pachů do okolí, umístění v terénu lze skrýt ozeleněním povrchu a konstrukce takovéhoto typu čistírny je jednoduchá a poměrně nenáročná na terén.

Zemní filtr je těleso tvořené hrubozrnnou náplní, protékané odpadní vodou. Náplň nepředstavuje zemina, jak by mohl klamavě napovídat zažitý název zařízení, nýbrž štěrk. Hlavním činitelem čištění

je společenstvo mikroorganismů, žijící na povrchu náplně filtru a rozkládající organické znečištění vody. Těleso filtru je nejčastěji uloženo v zemní jámě, oddělené od okolí nepropustnou izolací *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Tvoří je rozváděcí drenáž s rozváděcím potrubím, vlastní jedno nebo dvouvrstevné těleso filtrační náplně a sběrná, odtoková drenáž se sběrným potrubím. Nejběžnější jsou zemní filtry vertikálně protékané, v nichž jsou uváděné základní vrstvy položeny nad sebou. Nezbytnou součástí zemního filtru je revizní šachta na odtoku, která umožňuje odebírat kontrolní vzorky a současně slouží k odvětrávání filtru.

Zemního filtr je nezávislý na trvalé dodávce energie a kontinuální obsluze. Funguje-li zemní filtr správně, kvalita vody na odtoku se kvalitativně blíží odtoku z mechanicko-biologické čistírny. Jedná se tedy o vyčištěnou vodu, kterou lze vypouštět do recipientu nebo používat k závlahám, případně jako užitková voda.

Na druhou stranu hrozí, stejně jako u kořenových čistíren, riziko ucpávání náplně. Proto jsou filtry nevhodné do prostředí s výskytem zvýšeného obsahu usaditelných nebo lepivých látek (potravinářské výroby), nadměrnému organickému znečištění (chlévské odpady), zeminám z povrchových splachů apod. *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*.

3.1.3. Čistírna s biodisky

Mezi mechanicko – biologické způsoby individuálního čištění lze zařadit biodiskovou čistírnu. Jako předstupeň slouží menší sedimentační nádrž na bázi septiku, v níž dochází k usazení hrubých nečistot a některých nerozpuštěných látek a k regulaci průtoku splašků čistírnou. V komoře pro biologické čištění je umístěno zařízení, na němž přisedle žijí aerobní mikroorganismy (bakterie a prvoci) *(Sobota – předn., 2005)*. U biodiskové čistírny je tímto zařízením soubor plastových otočných disků na hřídeli, které se zvolna otáčí do 2/3 ponořené do protékajících splašků. Pod hladinou dochází k mikrobiálnímu odbourávání rozpuštěných látek, při pohybu nad hladinou k opětovné aeraci mikroorganismů. Proti výše uvedeným technologiím jsou biodisky závislé na přísunu energie k překonání odporu vody.

3.1.4. Domovní aktivační čistírna

Jako malé domovní čistírny se také stále častěji objevují také aktivační čistírny. Většinou plastové, monoblokové, tzv, „balené". V jediném zařízení jsou většinou nakombinovány oba stupně – mechanický i biologický *(www.eko-natur.cz/produkty.php)*. Odpadní voda přitéká do česlicového koše, kde se zachytí hrubé nečistoty a splašky přetékají do biologické, aktivační části. Splašková voda je provzdušňována, ve většině případů jemnobublinnou aerací, probíhá proces tzv. predenitrifikace a následně nitrifikace a odváděna do části dosazovací. Zde dochází k separaci vyčištěné vody a bioaktivního kalu. Voda je odváděna mimo prostor čistírny a lze ji jímat k sekundárním užitkovým účelům *(Topol, 2005)*. V čistírnách těchto typů dochází k úplné aerobní stabilizaci kalu.

3.2. Obecní čistírna odpadních vod

Jedná se o centralizovaný kanalizační systém, jednotlivé budovy jsou napojeny na kanalizaci, jíž je voda odváděna do jedné spádové čistírny pro celou obec. Velkou čistírnu tvoří několik stupňů: hrubé předčištění, mechanické čištění, biologické čištění a zázemí pro kalové hospodářství. Ve výjimečných případech může být čistírna doplněna chemickým stupněm pro vysrážení fosforu. Přítok odpadní vody do čistírny je nepravidelný, zapříčiněný nerovnoměrnými odběry a kolísavou spotřebou vody. Kanalizace i vlastní čistírna musí být dimenzována na množství spotřebitelů během nejvyšších denních i hodinových spotřeb. Ty se vyjadřují koeficientem nerovnoměrnosti a zjišťují se empiricky nebo výpočtem *(Sobota – předn., 2005)*.

Před vlastním čisticím procesem jsou odstraněny hrubé nečistoty **česlemi** *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*, dříve ručně stíranými, dnes výhradně strojně stíranými. Dalším stupněm hrubého mechanického čištění je **lapák písku**, ručně vybíraný, který zatěžuje obsluhu čistírny a často dochází k jeho zanášení, v případě, že frekvence vybírání není dostačující. Proto se dnes často používá mamutka, založená na bázi čerpacího filtru, schopného oddělovat nerozpustné nečistoty od kapaliny, příp. vertikální lapáky s podtlakovým výběrem. Za lapák písku může být, v případě napojení masné výroby nebo velkých kuchyní, zařazen také **lapák tuků,** jehož úlohou je odstranění nečistot lehčích než voda, které vytvářejí film na hladině čištěné vody.

3.2.1. Mechanický stupeň

Začíná **sedimentační (usazovací) nádrží** *(obr. č. 3)*, kde dochází k zachycení jemných nerozpuštěných nečistot. Ve velkých obecních čistírnách se kontinuálně odstraňuje usazený kal z nádrže, malé čistírny v obcích do 500 obyvatel používají nádrže na bázi septiku nebo štěrbinové nádrže, odkud je kal odstraňován nárazově, několikrát (dva- až čtyřikrát) za rok *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Štěrbinové nádrže (tzv. emšerské studně) se s úspěchem používaly od 50. let, poté se od nich ustoupilo, z důvodu ekonomické nákladnosti příliš hlubokého zakládání. Dnes se vrací a pro jejich výstavbu se používají prefabrikované díly, což usnadňuje jejich výstavbu *(Lewi, Povodí Ohře – ústní sdělení, 2006)*. Správně dimenzované a optimálně používané sedimentační nádrže dosahují účinnosti až 30 % BSK5 a 70 % suspendovaných látek.

Do mechanického stupně patří i česle a lapák písku a tuků. U malých aktivačních čistíren se často používají jen česle a lapák písku a usazovací nádrž se vynechává. Následnost aktivačního stupně po usazovací nádrži platí pouze pro velké čistírny odpadních vod.

3.2.2. Biologický stupeň

Je založen na schopnosti bakterií, hub, některých prvoků rozkládat a vázat organické znečištění. Rozkladný proces přeměňuje organické znečištění na CO_2 a vodu. Podle zvolené technologie žijí organismy přisedle na pevném povrchu (např. biofiltry a biodisky), nebo se volně vznášejí v čištěné a dostatečně provzdušněné vodě v **aktivační nádrži** jako aktivovaný kal. Organické kontaminanty přecházejí do biologického kalu, který odumírá a sedimentuje. Z tohoto důvodu za aktivační nádrží (nebo nádrž s biofiltry) v centrální čistírně následuje **dosazovací nádrž**. Dosazovací nádrž slouží k separaci kalu od vyčištěné vody. Podstatná část oživeného kalu se po regeneraci vrací zpět do procesu čištění, přebytek, tzn. kal, který vznikl transformací znečištění, se odvádí do kalového hospodářství. Ideální je udržení konstantního objemu kalu (při aktivaci nejlépe 3 – 4 g/l) a obměna starého kalu. Pokud je přímo ke stupni aktivace přiřazen proces odstranění fosforu, nabývá kal mnohem rychleji a vzniká větší přebytek.

Aktivační kal byl poprvé vypěstován v Manchesteru roku 1913 provzdušňováním splaškových vod. Kvalita použitého aktivovaného kalu závisí na složení mikroorganismů, stejně jako na technologii pěstování a užívání. Rozhoduje doba zdržení, zatížení a stáří kalu. Čistírensky významným jevem je schopnost aktivovaného kalu oddělovat se od kapalné fáze běžnou sedimentací. Správné vyvločkování (flokulace) kalu je významným faktorem ovlivňujícím charakter vyčištěné odpadní vody a její kvalitu.

Kvalitu kalu ovlivňuje několik fyzikálně – chemických parametrů. Aktivovaný kal je optimalizován na hodnoty pH v rozmezí 6 až 9. Pokud do čistírny přitéká voda kyselejší či zásaditější, musí být při přítoku neutralizována na hodnoty z tohoto rozmezí. Je-li kyselost, resp. zásaditost, založena na organických sloučeninách, které se v dosazovací nádrži snadno odstraňují, může být interval přípustných pH rozšířen na hodnoty od 5 do 9. Je-li snížení, resp. zvýšení, pH dáno anorganickou sloučeninou, neutralizace vody do rozmezí pH 6 až 8 je nezbytná. Proces aktivace se udržuje v chodu

provzdušňováním vzdušným kyslíkem nebo přímo kyslíkem. V dnešní době je nejlepších výsledků dosahováno mikrobublinnou aerací.

3.2.3. Stupeň odstranění anorganického dusíku a fosforu

Velké čistírny musejí ze splašků nitrifikačním procesem odstraňovat ještě celkový dusík. Malé čistírny se tímto stupněm příliš nezabývají z důvodu investiční nákladnosti technologie. V těchto případech se zvyšuje riziko eutrofizace recipientu nebo na něj napojených stojatých vod. V poslední době se odstraňování dusíku zvolna stává standardem i u menších čistíren.

Celý proces odstranění anorganicky vázaného dusíku spočívá v biochemické oxidaci amoniakálního dusíku na dusitany a sekundárně na dusičnany procesem označovaným nitrifikace. Tento proces probíhá za kontinuálního přísunu kyslíku a oxidu uhličitého. Procesem odstranění dusičnanů se, v anoxickém prostředí, může stát denitrifikace, kdy dochází k redukci dusitanů a dusičnanů na plynný dusík *(Mihaljevič, Moldon, 2000)*.

Fáze odstraňování fosforu z odpadních vod je ve velkých čistírnách odpadních vod dnes už běžná, v mnoha případech je vodoprávními úřady vyžadována i u menších zdrojů. Je založena na poměrně složitém fyzikálně – chemickém procesu vysrážení nerozpustných vápenatých, hlinitých a železitých fosforečnanů *(Negulescu,1985)*.

Jiná, biologická metoda, je založena na schopnosti některých mikroorganismů, ve vhodných kultivačních podmínkách, vázat fosfor a vytvářet polyfosfáty. Pro tuto metodu není třeba využívat chemikálie a není spojeno se zátěží zpracování anorganických sraženin. Tato metoda však není zcela spolehlivá, proto i po této metodě velmi často následuje stupeň fyzikálně – chemického dosrážení.

3.2.4. Kalové hospodářství

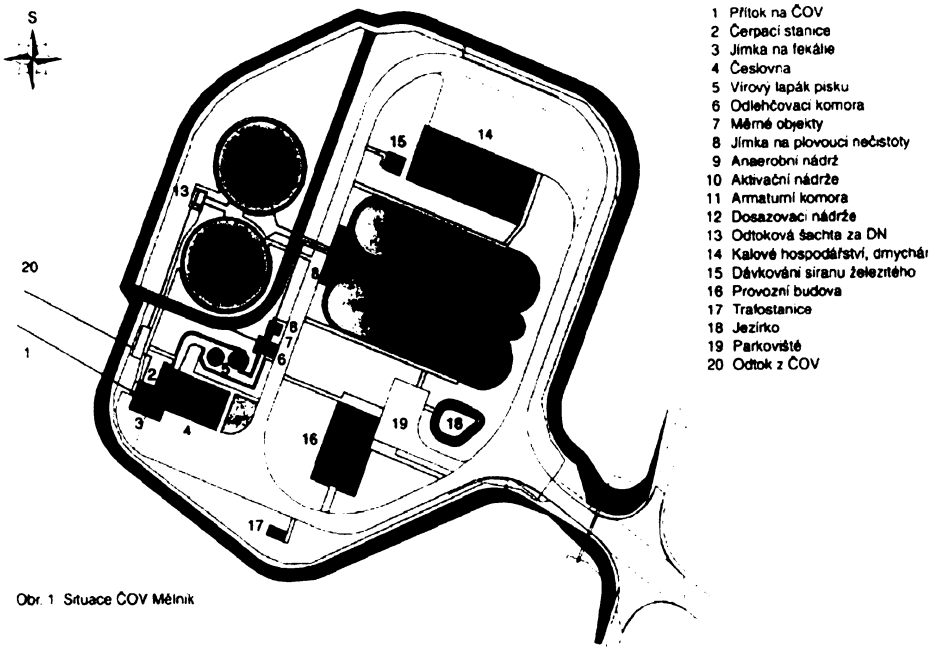
Zpracováním by měl kal nabýt takové kvality, že by mohl být použit jako zemědělské hnojivo. Ty kaly, jež nelze využít v zemědělství, musejí být skládkovány, případně spalovány. Mezi takové se řadí shrabky, odstraněné plovoucí látky, štěrk, písek, biologický kal z dosazovacích nádrží *(Sobota – předn., 2005)*. Možností, jak zpracovávat kal je několik:

Zahušťování kalu se provádí sedimentací ve speciálních inkontinuálně provozovaných zahušťovacích nádržích, případně flotací, odstředěním, cezením nebo vysoušením. Mělo by následovat po separaci kalu, neboť by mohlo dojít k aerobnímu rozkladu organických látek. V menších čistírnách lze zahušťovat směsný surový kal, v čistírnách pro obce s více než 100 ekvivalentními obyvateli se odděluje primární kal (nerozpustné látky, které prošly česlemi i lapákem písku) od sekundárního (biologického, z dosazovacích nádrží).

Stabilizace kalu znamená takové snížení podílu organických látek, že kal není dále intenzivně rozkládán. Toto snížení lze provádět aerobně nebo anaerobně. ***Aerobní stabilizace*** spočívá v mikrobiálním zpracování organické sušiny kalu, podmínkou tohoto eliminačního procesu je provzdušňování *(Negulescu, 1985)*. Tato stabilizační metoda se upřednostňuje u čistíren menších a středních, do velikosti 10 tis. ekvivalentních obyvatel. V menších obcích, kde je kal využíván poměrně dlouho a je zatěžován více než 25 dní, ho lze považovat za aerobně stabilizovaný, může být odvodňován a dále s ním může být nakládáno podle dalších postupů. ***Anaerobní stabilizace,*** mnohdy označována jako vyhnívání a používaná především u větších čistíren, znamená zpracování organické sušiny kalu anoxickými mikroorganismy. Nastává většinou samovolně. V počáteční fázi stabilizace se rozkládají složitější uhlovodíky a bílkoviny a snižuje se pH kalu *(Negulescu, 1985)*. Vznikají oxid uhličitý a organické kyseliny. Jejich odbouráváním vzniká v konečné fázi rozkladu methan. Pro tento

proces je vhodné neutrální až slabě alkalické prostředí, je tudíž doplňován vápenným mlékem pro zvýšení pH. Během tohoto způsobu úpravy dochází k uvolňování bioplynu, který v provozních budovách slouží ke spalování a proto čistírny bývají tepelně nezávislé.

Odvodňování a vysoušení kalu *(Sobota – předn., 2005)* Vyhnitím jsou z kalu odstraněny dominantní organické nečistoty, přesto si kal uchovává mnoho zemědělsky využitelných látek. Není – li tedy kal kontaminován těžkými kovy (pak se musí spalovat), doporučuje se k odvodnění a následnému zpracování. K odvodnění kalu se používají dvě metody: ***Kalové pole***, kde je stabilizovaný zahuštěný kal, pomalým procesem přírodního vysychání, vysušen a odkud může být odvezen. Odstředivka nebo vakuové filtry, v nichž je vody víceméně umělými nebo automatizovanými procesy odsávána.



Obr. 1 Situace ČOV Mělník

Obr. č. 1.Schéma obecní čistírny odpadních vod zdroj: www.krajinari.com/4rocnik/predmety/vodarenstvi/zkouska/cov.ppt

3.3. Alternativní způsoby čištění odpadních vod

Mezi tyto metody se řadí čištění odpadních či jinak znečištěných vod čištěných převážně extenzívními způsoby. Jejich použití je velmi často náročné na prostor pro výstavbu, jelikož procesy probíhající v přírodě jsou sice šetrné, ale méně účinné na malé ploše. Tyto způsoby se dělí na akvatické a půdní *(Vymazal,* 1995) a bez náročných technologií, vysokých spotřeb energií nebo vysoce sofistikované mechanizace v nich dochází k efektivnímu čištění odpadních vod. Podle ekonomických hodnocení se uvádí jako zhruba o polovinu výhodnější použití akvatických alternativních způsobů čištění. Poměry konvenční aktivační čistírny odpadních vod vůči akvatickému systému, např.: mokřadu se uvádí (pro obec se zhruba 2000 ekvivalentními obyvateli): Investiční náklady 1 : 0,25 až 1

Provozní a udržovací náklady 1 : 0,45 až 0,6

Energetická náročnost 1 : 0,55

3.3.1. Čistírny s biofiltry

U biofiltrů je jako pevný podklad pro život mikroorganismů používán nezvětrávající kámen, vysokoteplotní struska, případně ještě vhodnější plastová drť drenážních nebo elektroinstalačních trubek. Vlastní filtr je komora s biologickou náplní, jednosměrně protékaná splaškovou vodou.

Protékání musí probíhat v cyklech, neboť v mezidobí dochází k regeneraci mikroorganismů. Podmínkou správného fungování čistírny tohoto typu je nutný mohutný přísun vzduchu do celého objemu, ať už při přísunu vody nebo komínovým provzdušňováním. Vyčištěná odpadní voda odtéká do nádrže, z níž je odčerpávána a používána k závlaze nebo k odvodu do recipientu. Tato metoda je poměrně méně účinná. Pro zvýšení účinnosti ji lze doplnit dočišťovacím stupněm. Nespornou výhodou tohoto způsobu čištění je dobrá snášenlivost vůči výkyvům a nárazovému zatížení *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*.

3.3.2. Stabilizační nádrže

Tato metoda přírodního čištění odpadních vod je jednou z nejstarších. Během posledních desítek let se její využití vrací a používá se jako dočišťovací biologický stupeň následující po hrubém předčištění a usazovací štěrbinové nádrži; ve výjimečných případech jako samostatná jednotka ke komplexnímu čištění odpadních vod (platí pouze v obcích do 500 EO, bez průmyslu) *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*. Mezi jejich nesporné výhody patří energetická a obslužná nenáročnost, možnost vybudovat je na místě bývalých rybníků nebo přirozených terénních prohlubní, víceúčelovost systému vodních nádrží, schopných zadržovat vodu a regulovat průtoky, schopnost pouze nárazového provozu, např. u chatových osad, letních táborů, kempů. Navíc odtékající vody mají výrazně omezené množství obsažených choroboplodných zárodků. V žádném případě nemůže být k čištění použita pro sídla, z nichž odtékají průmyslové vody nebo vody silně kontaminované organickými (ropnými, olejovými) látkami. Maximální přípustné organické zatížení pro biologické čištění odpadních vod je 60 kg BSK_5/ha za den *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*.

Princip čištění odpadní vody ve stabilizační nádrži

Správné fungování této metody jako samostatné čisticí jednotky zabezpečuje mechanické předčištění, minimálně česle a lapák písku a posléze už systém nejméně dvou za sebou jdoucích stabilizačních nádrží. V prvním stupni sedimentace ve stabilizační nádrži se usazují nerozpuštěné látky a zahajuje se odbourávání organického a minerálního znečištění. Reálnou snahou je snížit obsah minerálních látek, ChSK na hodnotu zhruba 80%, významnou schopností stabilizačních nádrží je adsorpce fosforu na sedimentující pevné částice. Odstranění organického znečištění se provádí ve třech postupných krocích *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*: **První fáze** biologického čištění rapidně snižuje obsah BSK_5 až na cca 50 – 60% a dochází v ní k mohutnému zvýšení rostlinné planktonní hmoty. Ve **druhé fázi** se postupně zpomaluje rychlost probíhajících reakcí, zmenšuje se objem nově vzrostlého planktonu a **třetí fáze** stabilizuje hodnotu **BSK_5 na téměř konstantní hodnotě 70 – 80%.** Této konstanty dosahuje v době do 10 dnů, tudíž delší doba zadržení vody v nádrži je nadbytečná. Minimální doba zadržení je 5 dní, optimálně 8 až 10 dní.

Proces čištění je významně ovlivňován klimatickými podmínkami, zejména teplotou. Vliv kyslíku na účinnost čistírny je ve stabilizační nádrži menší než u běžných mechanicko – biologických čistíren, přesto se jednotlivé nádrže v systému oddělují jako anaerobní zóna (převažující redukční podmínky v první nádrži v systému) a zóna provzdušňovaná. Právě v ní dochází k finálním úpravám kvality odtékající vody, jejích organoleptických vlastností, funguje – li čistírna optimálně, udržují se ve druhé – provzdušněné nádrži – ryby. Do druhé nádrže (nikoli do první, anaerobní, kde by mohly způsobovat škody vířením rozkládajících se sedimentů, aerace nebo ředění vody), je – li doplněna retenčním prostorem, mohou být oddílnou kanalizací přiváděny dešťové vody. Tím je zabezpečena další výhoda možnosti regulace průtoku vody v recipientu.

Co se týče technologického uspořádání v dnešní době se doporučuje nejméně dvoustupňové řešení, přičemž první nádrž zaujímá cca 15 až 20% celkové rozlohy, zbylá plocha náleží druhému stupni,

resp. dalším stupňům. Pokud není technologicky možné jednotlivé nádrže oddělit, používá se dělení hrázemi, stěnami nebo plovoucími stěnami. Doporučovaná hloubka nádrže se pohybuje okolo hodnot 1 až 1,5 m, ideálním tvarem je z hydraulického hlediska pravidelný obdélník, avšak z krajinotvorného pohledu není v přírodě geometrický tvar příliš žádoucí.

3.3.3. Drenážní podmok

Zvláštní způsob čištění odpadních vod spočívá v závlaze dokonale mechanicky předčištěnými odpadními vodami, v nichž rozpuštěné znečišťující látky při průsaku do půdního prostředí adsorbují na povrchy zrn. V žádném případě se však nesmí používat voda mechanicky nepředčištěná, jelikož by hnojením mohlo dojít k ohrožení hygienické nezávadnosti potravin pro zásobování *(Foster, Chilton, 2004)*. Tento druh čištění nemůže fungovat jako centralizovaný systém pro velké sídlo s vysokým podílem znečišťovatelů, lze ho aplikovat pouze u sídel s malým počtem obyvatel a běžně znečištěnými odpadními vodami. Tuto technologii nelze použít v oblastech, kde je vymezeno ochranné pásmo vodního zdroje, hladina podzemní vody dosahuje méně než 1,2 m pod povrchem nebo pedologické podmínky v oblasti jsou nevhodné pro vsakování.

Technologie drenážního podmoku je založena na kvalitním mechanickém předčištění (nejčastěji se používá vícekomorový septik), rozvodných šachet a samotné drenáže, jejíž rozvodné trubky se běžně umisťují do hloubek desítek cm pod povrch, do pískového lože, jež chrání drenážní potrubí před promrzáním. Drenáž je uspořádána v ramenech, jejichž délka by neměla přesahovat 30 metrů. Provedení ramen je podobné jako u běžné odvodňovací drenáže. Materiálem je flexibilní drenážní potrubí nebo pálené drenážní trubky, spočívající v ochranném pískovém obsypu. Drenáž je uložena v běžné kořenové hloubce několika decimetrů, chránící před promrzáním a umožňující obdělávání povrchu *(posta.tf.czu.cz/U3V/U3V_text2-1.htm)*.

Drenážní podmok je spíše způsobem k vypouštění odpadních vod do vod podzemních (vsakování) než k čištění s prozkoumanými účinky.

3.3.4. Mokřadní ekosystémy

Nejrozvinutější jsou tyto způsoby v USA a Kanadě, mnohde se s úspěchem používají už 40 let. Této metody lze použít jako dočišťovacího stupně, v případě nepřetížených odpadních vod jako samostatného čisticího stupně následujícího po sedimentaci hrubých nerozpuštěných nečistot. Dnes lze jako mokřadní čistírnu upravit kterýkoli stabilní ekosystém nebo vystavit umělý mokřad, kde je možné vybrat a nasadit vhodný druh rostlin – emerzní (vynořující se z vody) nebo hladinné (plovoucí na hladině), případně i mokřad bez volné vodní hladiny. Mokřady jsou zřejmě nejpřirozenějším způsobem čištění odpadních vod, při dočištění odcházející vody jsou zde odstraňovány nutrienty ($N_{celk.}$ a $P_{celk.}$) v míře přesahující 80% celkového obsahu *(Vymazal, 1995)*.

Mokřadní ekosystém je výchozí model, jehož propracováním došlo ke zdokonalení na kořenové čistírny a tzv. MPM (=marsch – pond – meadow) systém, který se používá především v USA.

3.3.5. Vegetační (kořenová) čistírna odpadních vod

Tento způsob čištění je založen na podobné bázi jako zemní filtr, pro svou rozlohu se však neprojektuje jako domovní čistírna. Používá se jako centralizovaný systém ve velmi malých obcích (do zhruba 200 obyvatel), kde odpadní vody jsou zředěnější a jejich přítok může být velmi kolísavý. Naprostou nutností pro kořenovou čistírnu je mechanické předčištění, nejlépe štěrbinová nádrž a ochrana před dlouhodobým zatížením přítokem dešťových vod. Pro účinné fungování lze kořenovou čistírnu doplnit v dalším stupni dočišťovacím rybníkem na bázi druhého stupně stabilizační nádrže

(Just, Fuchs, Písařová, 2004).

Princip čištění odpadní vody v kořenové čistírně

Ve způsobu fungování se kořenové čistírny od zemních filtrů výrazně odlišují průtočným směrem, jenž může být běžně horizontální, zřídka také vertikální či radiální, a v porostu vlhkomilných rostlin, např. rákosu, který je vysazen přímo na filtrační náplni. Princip čištění je založen na přirozených samočisticích procesech, jichž je dosaženo kombinací vodního a půdního ekosystému, aerobních a anaerobních podmínek. Jako médium pro život mikroorganismů, destruujících organické znečištění, lze použít povrch filtrační náplně i kořenů rostlin.

Kolem kořenových čistíren panuje řada nepravdivých mýtů, jedním z nich je důležitost rostlin v systému. Byly jim neprávem přisuzovány schopnosti ve výrazné míře zadržovat znečištění (ve skutečnosti zadrží nejvýše jednotky procent), provzdušňovací schopnosti filtrační náplně, což by umožňovalo nitrifikační přeměnu amoniaku (ve skutečnosti jsou podmínky převážně redukční a obsah amoniaku, při vyšším zatížení čistírny, větší i na odtoku z vegetační části). Jedinou skutečně prokázanou významnou funkci rostlin v kořenových čistírnách tvoří ochrana vegetační části před teplotními extrémy a zvyšování specifického povrchu filtrační části.

Při stavbě kořenové čistírny odpadních vod je kladen důraz na rozlohu plochy určené k výstavbě, přičemž se doporučuje zhruba 5 m^2/obyv. Přípustné organické zatížení by se mělo pohybovat v rozmezí **50 – 250 kg BSK_5/ha a den** *(Just, Fuchs, Písařová, 2004).* S rostoucími požadavky na čisticí účinek se zvyšuje i potřebná rozloha. Zato nároky na hloubku nejsou tak přísné, stačí 0,5 až 0,7 m, což na druhou stranu zvyšuje riziko zamrzání v průběhu zimy. Účinná doba zdržení vody ve filtrační náplni se pohybuje v rozmezí 6 až 12 dní. Co se týče účinnosti odstranění znečišťujících látek, bývá dosahováno těchto hodnot: **BSK_5 70 – 80%, ChSK 60 – 80%,** a hodnoty **P_{celk}** se pohybují v intervalu **10 – 90%** v závislosti na ředění odpadní vody a původnímu znečištění a hodnoty odstraňování **amoniakálního N** jsou nízké **(5 – 25%)** kvůli nedokonale probíhající nitrifikaci v anaerobních podmínkách kořenové čistírny.

4. VODOHOSPODÁŘSKÉ PRÁVNÍ PŘEDPISY

Výchozím dokumentem pro tuto oblast je **zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (Vodní zákon)**, ve znění pozdějších předpisů. Do něho byly, při poslední novelizaci, integrovány základní předpisy Evropského společenství. K 1.1.2008 by měla vstoupit v platnost jeho novela.

Obce, nepřesahující počet 2000 obyvatel, nemají povinnost budovat obecní čistírnu odpadních vod, jak předepisuje nařízení Směrnice Rady Evropských společenství 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod. Pokud se však obce rozhodly a nyní mají vybudovanou kanalizaci, čistírna odpadních vod zde musí být vybudována do roku 31. 12. 2010 bez ohledu na počet obyvatel. Do stejného termínu musejí být vybudovány čistírny v menších obcích s počtem obyvatel v rozmezí 2000 až 15 000. V žádném případě ale nemohou obce, ani ty, jež kanalizaci nemají, vypouštět odpadní vodu přímo do recipientu.

4.1. Kompetence vodoprávních úřadů po transformaci státní správy *(podle Nietscheová, 2003)*

Zákonem č. 320/2002 Sb., o změně a zrušení některých zákonů v souvislosti s ukončením činnosti Okresních úřadů, došlo ke změně některých povinností a kompetencí jednotlivých úřadů. Touto problematikou se zabývá Hlava XI Vodního zákona o Výkonu státní správy.

Nejnižší instancí vodoprávní politiky jsou ***Pověřené obecní úřady*** (§ 105) v jejichž kompetenci je

povolování odběrů nebo jiného nakládání s podzemními či povrchovými vodami domácnostem. Dále povolují výstavbu, změnu či odstranění vodních děl. Mezi povinnosti Pověřených obecních úřadů se ještě řadí vydávání souhlasů s výstavbou obytných zařízení v záplavových oblastech. Úřad této instance nesmí rozhodovat o vypouštění odpadních vod do vod povrchových nebo podzemních.

Nadřazený vodoprávní úřad, ***Obecní úřad s rozšířenou působností***, je kompetentní k podle § 106 Vodního zákona. Ty vykonávají veškerou povinnost svěřenou Vodním zákonem vodoprávním úřadům bez bližšího určení. Mezi jejich nejzásadnější kompetence lze zařadit vydávání povolení k nakládání s povrchovými a podzemními vodami, s výjimkou odběrů pro potřeby jednotlivců a domácností, případně rušit nebo měnit platná povolení. Paragrafem 36 a 37 je jim povoleno stanovovat minimální zůstatkový průtok v toku podle povolení odběrů a jiných způsobů nakládání s vodami. Povolují vypouštění odpadních vod do vod podzemních a povrchových, a to jednotlivcům a domácnostem (§ 38 a 42). Určují ochranná pásma vodních zdrojů a vodárenských nádrží. Povolují geologické práce v záplavových územích nebo v ochranných pásmech vodních zdrojů, stejně tak rekultivace stávajících povrchových toků, změny tvaru koryt. Mohou zakázat vlastníkům pozemků sousedících s vodním tokem kácet stromy a keře, které zpevňují koryto vodního toku (§ 51 Vodního zákona).

Podle § 15 Vodního zákona a § 120 Zákona č. 50/1976 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (Stavební řád), ve znění pozdějších předpisů, vystupují jako speciální stavební úřad, s pravomocí povolovat výstavbu, změny užívání a kolaudace staveb vodních děl. Vydávají vyjádření také ke stavbám, které nejsou vodními díly ani nenakládají s vodami, ale mohou jakkoli ovlivnit poměry vodního toku, taxativně jsou vymezeny v § 17 Vodního zákona.

Vodní zákon v § 107 taxativně vymezuje oblasti působnosti **Krajských úřadů**, k nimž náleží např. vyjadřování se ke stavbám, které mohou významně ovlivnit nakládání s vodami, ochranu vod nebo ochranu proti povodním; spolurozhodování s Ministerstvem zemědělství a Ministerstvem životního prostředí ČR o hraničních vodách na pozemku spádových krajů, příp. s Ministerstvem vnitra, je – li tok povahy státní hranice; činit mimořádná opatření při haváriích a nedostatku vody a další. Jednou z nich je i kompetence povolit vypouštění odpadní vody do vod povrchových ze zdrojů přesahujících 10 000 ekvivalentních obyvatel. Dále smí stanovit způsob a podmínky vypouštění důlních vod do vod povrchových nebo podzemních, stejně tak jako povolovat vypouštění odpadních vod z těžby a zpracování uranových rud, jaderných elektráren a s vysokým obsahem nebezpečných látek do vod povrchových.

Mimo tyto přesně definované povinnosti patří Krajským úřadům přezkoumávat rozhodnutí vydaná obecními úřady, pověřenými obecními úřady a obecními úřady s rozšířenou působností. Zákon přiděluje Krajským úřadům ty kompetence, jež mají významný územní dopad, případně obsahují novou agendu spojenou s plánováním ve vodohospodářské oblasti.

Ústředním vodoprávním úřadem je **Ministerstvo zemědělství České republiky**, není – li Vodním zákonem stanoveno jinak. Působnost vodoprávního úřadu je, ve Vodním zákonem stanovených případech, přenesena na Ministerstvo životního prostředí České republiky. Jak stanoví § 108 Vodního zákona, patří mezi tyto případy především oblast ochrany množství a jakosti povrchových vod, hodnocení jejich stavu prostřednictvím odborných subjektů, celkové ochrany vodních zdrojů a mimo jiné i zneškodňování havárií. Na stanovení povrchových vod určených ke koupání se s Ministerstvem životního prostředí ČR podílí Ministerstvo zdravotnictví ČR.

O dozorčím orgánu rozhoduje Vodní zákon v § 110 až 113.

Samostatným vodoprávním úřadem, který rozhoduje o vodohospodářské situaci na území vojenských újezdů, jsou **Újezdní úřady vojenského újezdu**. Újezdní úřady zajišťují prvoinstanční působnost

v rozsahu potřeb zajištění obrany státu a výcviku ozbrojených sil. Na území vojenských újezdů odpovídají kompetencemi obecním úřadům, pověřeným obecním úřadům, obecním úřadům s rozšířenou působností a krajským úřadům. V žádném případě nejsou kompetentní stanovovat poplatky, pokuty a sankce.

4.2. Vodohospodářské právní předpisy

Výchozím dokumentem pro tuto oblast je **zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (Vodní zákon)**, ve znění pozdějších předpisů. Do něho byly, při poslední novelizaci, integrovány základní předpisy Evropského společenství. Hlava II Vodního zákona zaměřená na nakládání s vodami povoluje v §6 odebírat bez povolení vodoprávního úřadu povrchovou vodu, pokud k tomu není zapotřebí zvláštního technického zařízení. Za nepovolené odebírání vody jsou, Hlavou XII. Vodního zákona, stanoveny sankce. Taxativní výčet protiprávních, a tudíž sankcionovaných skutkových podstat, je součástí § 116.

Díl 5 Hlavy V. Vodního zákona se zabývá ochranou jakosti vod. Její prvotní součástí, v § 38 je zákonná definice odpadní vody a přesné určení nakládání s odpadní vodou. V odst. 3 §38 se praví, že producent odpadních vod je povinen zajišťovat zneškodnění odpadních vod v souladu s podmínkami stanovenými pro vypouštění. Při stanovování těchto podmínek je vodoprávní úřad povinen přihlížet k nejlepším dostupným technologiím v oblasti čištění vod. Znečišťovateli je zákonem, zastoupeným odpovědným vodoprávním úřadem, uloženo měřit objem vypouštěných odpadních vod a míru jejich znečištění.

Odst. 4 § 38 zohledňuje Evropské zákony, konkrétně Směrnici Rady 80/86/EHS o ochraně podzemních vod před určitými nebezpečnými látkami, snaží se zabránit tzv.: nepřímému vypouštění odpadních vod. V témže odstavci je také uvedeno, že vypouštění nevyčištěné odpadní vody do vody povrchové, lze ve výjimečných případech povolit, vypouštění do vod podzemních je přísně zapovězeno.

Prováděcím právním předpisem, který upřesňuje hodnoty znečištění vypouštěných odpadních vod, je **Nařízení vlády ČR č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, o náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizace**. Tímto právním předpisem se řídí příslušné vodoprávní úřady, na základě jím definovaných emisních a imisních standardů, povoluje vypouštění odpadních vod. Nařízení mimo jiné stanovuje minimální frekvenci odběrů vzorků vody. Tento předpis je výchozím dokumentem pro možné zpřísňování vodoprávními úřady.

Jiným stěžejním zákonem, jenž upravuje spíše technickou část odvodu odpadních vod a její čištění je **Zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu**. Podle § 1 tohoto zákona se vztahuje pouze na vodovody a kanalizace s průměrnou denní produkcí do 10 m^3 nebo při připojení více než 50 trvale žijících obyvatel. Zákon o vodovodech a kanalizacích stanovuje také podmínky pro rozvoj nových kanalizačních přípojek. Vytvořený plán rozvoje kanalizace musí být součástí územního plánu velkého územního celku stanoveného zákonem č. 50/1976 Sb., o územním plánování a stavebním řádu (stavební zákon), ve znění pozdějších předpisů. Dále jsou zde definovány práva a povinnosti vlastníků a provozovatelů kanalizační sítě. Hlava III. Zákona o vodovodech a kanalizacích upravuje technické požadavky na výstavbu vodovodů a kanalizací a zároveň klade požadavky na jakost vody pro úpravu pitné vody i míru znečištění odpadních vod. V § 18 a 19 jsou popsány postupy odvádění odpadních vod a jejich měření. Pokud spotřebitel spotřebuje více než 30 m^3 odebraných od vodovodu aniž by ji znečištěnou odvedl do kanalizace, je stanovena jiná technologie měření odtékajících odpadních vod.

Praktickým dokumentem, který upravuje konkrétní vztahy mezi provozovatelem a spotřebitelem

a stanovuje množství odpadních vod vypouštěných do kanalizace, je **Kanalizační řád**. Schvaluje ho příslušný vodoprávní úřad a snaží se chránit systém kanalizace před přetěžováním nebo nárazovým zatížením.

Konkrétněji se zemními infiltračními systémy zabývá Česká státní norma **ČSN 75 64 04**, jež obsahuje jakýsi návod k použití zemních infiltračních systémů použitelných ve shodě s různými systémy malých čistíren odpadních vod v obcích, pro něž zatím neexistuje právní úprava pro nakládání s odpadními vodami. Předmětem této normy jsou doporučení pro infiltrační systémy v rozsahu obytný dům až obec do 50 ekvivalentních obyvatel. Zároveň řeší technické podmínky použití takovéhoto systému, specifické stavební nároky a požadavky a v závěru se věnuje i výčtu druhů rostlin, které mohou sloužit jako indikátory vsakování.

Dne 21. 5. 2001 byla přijata **Směrnice Rady Evropských společenství 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod**. Článek 3 této směrnice předepisuje povinnost zajistit odvádění odpadních vod stokovou soustavou aglomeracím s více než 15 tis. ekvivalentními obyvateli do 31. 12. 2000 a obcím menším (2 až 15 tis. ekvival. obyv.) do 31. 12. 2005. V této oblasti získala ČR pro malé obce ještě výjimku do r. 2010. Přesné parametry vybudované stokové soustavy jsou popsány v příloze 1 Směrnice.

Ukazatel	BSK 5	ChSK Cr	Nerozpuštěné látky		P celk.		N celk.	
			do 10 tis. EO	nad 10 tis. EO	do 10 tis. EO	nad 10 tis. EO	do 10 tis. EO	nad 10tis. EO
Koncentrace	25 mg O_2/l	125 mg O_2/l	35 mg/l	60 mg/l	2 mg/l	1 mg/l	15 mg/l	10 mg/l
Minimální % úbytku	70 až 90	75	90	70	80	80	70 až 80	70 až 80
Referenční metoda stanovení	Stanovení rozp. O_2 před pětidenní inkubací a po ní při 20°C ve tmě	Homogenizovaný, nefiltrovaný a nevyhnilý vzorek, dichroman draselný	Filtrace reprezentativního vzorku membránovým filtrem 0,45 µm. Sušení při 105°C a vážení. Odstředění reprezentativního vzorku (5min. se zrychlením 2800 až 3200g) a převážení.		Molekulární absorpční spektrofotometrie		Molekulární absorpční spektrofotometrie	

Tab. č. 5. Požadované hodnoty na odtoku z čistírny odpadních vod (podle Přílohy 1 Směrnice 91/271/EHS)

Konkrétněji se znečištěním dusičnany zabývá i **Směrnice Rady 91/979/EEC, o ochraně vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů (Nitrátová směrnice),** která již byla transponována do českého právního prostředí § 33 Vodního zákona. Do roku 2007 se v České republice předpokládá implementace Nitrátové směrnice prostřednictvím Zásad správné zemědělské praxe zaměřené na ochranu vod před znečištěním dusičnany ze zemědělských zdrojů spolu s Akčním programem podle Nařízení vlády č. 103/2003 Sb., o stanovení zranitelných oblastí a o používání a skladování hnojiv, střídání plodin a provádění protierozních opatření v těchto oblastech *(Klír, 2003)*. Cílem nitrátové směrnice je snížení plošného znečištění vody dusičnany z hnojení v zemědělských oblastech a předcházení obdobnému znečištění. Tímto se snaží zvýšit použitelnost vody pro úpravu na vodu pitnou, ale především omezení eutrofizace vodních toků a moří. Proti vyplavování dusičnanů z hnojiv jako plošnému znečištění postupuje nitrátová směrnice v několika krocích: vymezením zranitelných oblastí, odkud je kontaminace vyplavována do vod podzemních či povrchových, vytvořit prostředí pro uvedení Akčního programu, který stanovuje způsoby hospodaření podle půdně – klimatických podmínek oblasti. Na závěr implementace směrnice předepisuje vytvoření poradensko – informačních středisek i následný monitoring kvality vod.

Implementace legislativy Evropského společenství do českého prostředí je provázena přísnou kontrolou, zda přistupující země dodržují předepsané směrnice a nařízení *(Punčochář, 2003)*. Proces zavádění evropských zákonných norem probíhá postupně ve třech krocích: 1) transpozice do národních právních úprav; 2) věcné naplnění požadavků ve stanoveném časovém horizontu (implementace); 3) kontrola a „vynucování" požadavků v praxi formou kontrol a povinností (enforcement). V postkomunistických zemích vedlo udílení častých výjimek k devastaci krajiny a bezohlednému nakládání s vodou. Evropská komise proto rozhodla nepřipouštět výjimky z právních předpisů nebo toleranci přestupků. Principy kontroly jsou stanoveny předem a jsou součástí každé podepisované smlouvy, stát má povinnost průběžně hlásit situaci v jednotlivých oblastech životního prostředí prostřednictvím tzv. zpráv pro Evropskou komisi. Ty potom slouží jako podklady pro kontrolu a dohled. Jednotlivé vodoprávní úřady jsou odpovědné zajišťovat naplnění požadavků a informovat vyšší státní instance v Čechách i Evropské komisi. Země, která připustí porušení směrnic, je sankcionována rozhodnutím Evropského soudního dvora. Přísný postup Evropského soudního dvora lze ilustrovat na příkladech Portugalska, jež bylo obžalováno za vypouštění části nevyčištěných odpadních vod z mlékárenského průmyslu; Irska, kde byl zvolen nevhodný způsob monitorování stavu jímacího území; Lucemburska, kde došlo k překročení limitů dusičnanů. Mezi dalšími zeměmi, které se potýkají se žalobami Evropské komise jsou: Francie, Velká Británie, Itálie, Nizozemí, Španělsko, Belgie a Řecko.

Česká republika je pod dohledem Evropské komise od 1. 5. 2004.

5. ZPŮSOBY VSAKOVÁNÍ

Česká státní norma ČSN 75 6404 Malé čistírny odpadních vod do 50 ekvivalentních obyvatel řeší technické možnosti vsakování vod, ať už prostřednictvím volného plošného vsaku nebo jedním ze zemních infiltračních systémů. Zákon č. 254/2001 Sb., o vodách (Vodní zákon), zakazuje přímé vypouštění odpadních vod do vod podzemních. U infiltračních systémů se běžně neměří jejich účinnost, ale při dodržování normou stanovených pravidel je lze s úspěchem používat.

Umístění každého systému musí předcházet podrobný hydrogeologický průzkum oblasti, který zohlední klimatické podmínky (jako např.: teploty, srážky, výška hladiny podzemní vody...) Všeobecně platí tyto základní podmínky: nad nejvyšším stavem hladiny podzemní vody musí být alespoň 1 m horninového prostředí nebo infiltračního materiálu. Nejbližší obytné budovy či komunikace musí být od vsakovacího prostoru vzdálené více než 4 m. V blízkosti malých vodních toků smí vsaková plocha začínat až 10 m od nejvyšší hladiny. Podmínkou vsazení infiltračního systému do podloží je nepřítomnost jiných trubních materiálů v podloží dané plochy. Je nutné zabezpečit, aby vsakovací prostor nebyl narušován žádnou mechanizací nebo pohybem po komunikacích. Podle normy ČSN 75 6404 musí být infiltrační systém uložen co nejtěsněji k úrovni terénu, potrubí musí směřovat otvory směrem dolů.

Naprostou nezbytností je zabezpečení hygienické ochrany podzemní vody používané k lidské spotřebě. Z tohoto důvodu je třeba, aby prostor pro vsakování byl situován ve směru toku podzemní vody od obce. O úspěšnosti vsakování rozhodují geologické a hydrogeologické parametry: druh a hloubka horninového podloží, propustnost vrstvy, kyslíkových poměrech a také na zatížení. Podle následující tabulky podle normy ČSN 75 6404. Podle tabelovaných hodnot LTAR je pro vsakování nejvhodnější půdní a horninové prostředí tvořené směsí jemného štěrku a hrubého písku, případně směsí jemného nebo prachovitého písku nebo tillu – *tab. č. 6.* LTAR jako veličina určuje průtočné množství předčištěných odpadních vod, které je ještě infiltrovatelné do prostředí, aniž by došlo k jeho zamokření nebo zanesení *(Code of practice for small on-site sewage, 1996)*. Tuto veličinu lze vztahovat k hodnotám filtračního součinitele, kterému je přímo úměrná.

Druh zeminy	Darcyho filtrační koeficient	LTAR
Hrubý až střední štěrk	> 100	Filtrace není přípustná
Jemný štěrk až hrubý písek	1 až 100	20 až 50
Jemný až prachovitý písek až till	0,5 až 10	15 až 30
Písčitý silt (prach) nebo silt	0,1 až 1	10 až 15
Prachovitá jílovitá hlína	0,01 až 0,1	10
Prachovitý jíl až jíl	< 0,001	Filtrace není možná

Tab. č. 6. Vztah LTAR a Darcyho filtračního koeficientu (dle ČSN 75 6404)

5.1. Vsak volně povrchovou vrstvou, plošný vsak

Tento nejjednodušší způsob vsakování je založen na průchodu vody propustnou povrchovou vrstvou. Nelze ho řadit mezi přísně technické postupy, není doporučován jako běžný způsob nakládání s odpadní vodou. Tímto způsobem se častěji odvádí srážková voda. Neumožňuje jakoukoli možnost nakládání s vodou, její akumulaci nebo regulaci, ale je finančně nenáročná na výstavbu a technické vybavení. Nevýhodou jsou zvýšené nároky na plochu a infiltrační povrch *(Rothe, 2001)* a existující hledisko hygienické ochrany prostředí.

5.2. Vsakovací příkop

Tento také jednoduchý způsob vsakování se používá v lokalitách, kde je zabezpečen vhodný sklon, aby se mohl vybudovat přívodní systém na bázi gravitačního spádu a nebylo nutné vynakládat energii na přečerpávání. I přes svou jednoduchost však jsou na tento způsob kladeny technické požadavky. Pod rozdělovací šachtu a potrubí musí být umístěno pískové lože o tloušťce 10 mm *(ČSN 75 6404)* a dno příkopu musí být rovné a nezasahovat hlouběji než 1 m pod úroveň terénu. Filtrační náplň bývá ještě překryta geotextilií.

5.3. Infiltrační lože – mělké a svislé

Vsakovací příkop může být, v případě vhodného písčitého horninového podloží, nahrazen **mělkým infiltračním ložem**, v němž se používají stejné materiály i postupy. Maximální rozměry této alternativy jsou 30 m délky a 8 m šířky. Vzdálenost mezi vsakovacími potrubími by měla být zhruba 1 m a to v celé šíři mělkého infiltračního lože.

Svislé infiltrační lože *(ČSN 75 6404)* se používá v rozpukaném horninovém podloží, které není vhodné k přímé infiltraci ze vsakovacích příkopů. V horninách, které nejsou dostatečně propustné, dochází k nahrazení části horniny pískem, což zlepšuje kvalitu vrchní vrstvy a tím i infiltrační vlastnosti. Vrstva pískové části infiltračního lože by mělo dosahovat mocnosti do minimálně 0,7 m, mocnost filtrační náplně pod rozvodným potrubím se doporučuje v rozmezí 0,1 až 0,3 m. Při zvýšeném rozpukání původní horniny nebo jejích zvýšených infiltračních schopnostech je vhodné použít geotextilii nebo hydrofolii.

5.4. Infiltrační násyp

Další způsob infiltrace se používá v lokalitách, kde hladina podzemní vody nebo skalní podloží zasahují příliš blízko k povrchu, případně se používá v lokalitě s nízkou propustností hornin.

Konstrukčně je tato metoda nejpodobnější svislému infiltračnímu loži. Na rozdíl od něho je však prováděna na povrchu bez vegetačního pokryvu. Nevýhodou tohoto infiltračního způsobu je nutnost přečerpávání vody na povrch náspu a nutnost zabezpečení stability plochy o minimálních rozměrech 4 krát 5 m *(ČSN 75 6404)*.

Na propustném podloží (např.: na zvětralé skále) je třeba použít geotextilii a na základové ploše musí být opět pískové lože do výšky minimálně 0,7 m. Rozváděcí potrubí musí být uloženo do vrstvy filtračního materiálu o mocnosti od 0,1 m. Potrubí v tomto případě musí být zakryto zrnitým materiálem, jehož povrch je poté pokryt geotextilií sloužící k oddělení celého infiltračního náspu od prostředí.

Na téměř nepropustném podloží se mění podmínky pro výstavbu infiltračního náspu tak, aby v náspu byla základová písková plocha do 0,3 m nezvodnělé zeminy. Na určené ploše jednoho náspu lze použít maximálně tří rozváděcích infiltračních potrubí.

6. PŘIROZENÉ ZPŮSOBY ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD

V aridních oblastech, kde je nedostatek pitné, ale mnohdy i užitkové vody, v často hustě osídlených, se uvažuje o možnosti využití infiltrace pro získávání užitkové vody pro zavlažování. Jak publikovali *Foster, Chilton (2004)*, vsakování vody předčištěné v septicích a sběrných jímkách se může stát významným zdrojem zemědělsky využitelné vody. Snaží se nahlédnout do nepopsaného vztahu mezi infiltrovanou odpadní vodou a vodou podzemní, případně posloužit jako podnět k návrhu vodohospodářské novely. Ač zastánci přirozeného čištění odpadní vody vsakováním, odmítají *Foster, Chilton, (2004)* metodu používanou v rozvojových zemích, a to přímé hnojení surovými splašky. Tato metoda může být velmi závadná, především pokud se používá v potravinovém zemědělství. Také je zmiňována zvýšená potřeba rozpuštěného kyslíku nutná k odstranění kontaminantů z podzemní vody.

V přírodě se vyskytuje mnoho procesů, které mohou významně ovlivnit chování kontaminantu v prostředí. V posledních letech bylo zjištěno, že jejich vliv na chování kontaminačního mraku v prostředí je poměrně významný *(Datel, 2001)*. Tyto procesy nejsou pro prostředí škodlivé, lze je kombinovat s aktivními sanačními opatřeními. Za kontaminant lze považovat i odpadní vodu vypuštěnou do přírodního prostředí. I ona vytváří ohraničený kontaminační mrak, který je možno odbourat přirozenými procesy.

6.1. Přirozená atenuace a dekontaminace

Přirozená atenuace je často vnímá jako „nicnedělací proces", u něhož není vidět způsob průběhu, ale funguje. Jedná se o soubor přírodních procesů – fyzikálních, chemických a biologických, které umožňují snížit hladinu koncentrace kontaminantu, ať už relativně (např.: ředění) nebo jeho absolutní množství (např.: sorpce či biodegradace). Zahrnuje jak mechanismy destruktivní (transformační) jako oxidace či hydrolýza, tak nedestruktivní mechanismy jako např. sorpce, ředění a další. Přirozené atenuační procesy probíhají v reaktivní zóně kontaminačního mraku, ta je vymezena územím, ve kterém jsou zjištěny odlišné hodnoty sledovaných veličin od hodnot přirozeného pozadí *(MŽP, 2005)*. Tyto procesy mohou vhodně doplnit umělá sanační opatření. V mnoha případech však bylo prokázáno, že samočisticí schopnosti složek životního prostředí jsou účinnější, méně nákladné a šetrnější. Naopak nutno uznat, že atenuační procesy pracují na dekontaminaci mnohem déle než přímý sanační zásah *(Datel, 2001)*.

Původní úvahy o možnosti moderního využití přirozené atenuace v podzemní vodě přinesla americká Minnesota Pollution Control Agency *(www.mpca.com)* v roce 1976 studií dokazující rozšíření kontaminace chlorovanými rozpouštědly v podzemní vodě. Podobná studie byla provedena v dalších

státech USA do roku 1981 se ukázalo, že je kontaminován zdroj pitné vody ve 34 státech. Okamžitou reakcí byla snaha o fyzické odčerpání rozpouštědel z vodního zdroje s cílem obnovit kvalitu podzemní vody na úroveň stanovených standardů. Tyto snahy se ukázaly v mnoha případech jako neúspěšné a ekonomicky velmi nákladné. Později se zjistilo, že příčinou neúspěchu byl výskyt fází na jiné než vodní bázi (NAPL). Posledním významným zjištěním je, že i některé látky původně považované za přirozeně neodbouratelné (např.: trichlorethylen, PCB) jsou velmi pozvolna odstranitelné i v běžných podmínkách podzemních vod.

Popis přirozené atenuace, často také nazývané pasivní remediací, vznikl ve snaze umožnit odstranění různých druhů kontaminantů z podzemní vody jedním společným a přirozeným způsobem *(Wiedermeier et al., 1999)*. Jedná se o soubor dějů, které, bez antropogenního zásahu, probíhají samovolně a nepřetržitě v přírodním prostředí a vedou ke snížení koncentrace kontaminantu a snížení, popřípadě likvidaci jeho toxicity *(Kubal et al., www.vscht.cz/uchop/CDmartin/9-atenuace)*. Pod tento nadřazený pojem lze zahrnout chemicko – fyzikální a biochemické děje, mezi nejvýznamnější patří: degradace, disperze, ředění, sorpce, fytoremediace a chemická a biochemická stabilizace. Nutnou podmínkou správného fungování přirozených čisticích procesů je taková rychlost kontaminantu, která nepřevyšuje rychlost biodegradačních procesů.

Podle U.S.Environmental Protection Agency *(http://www.epa.gov/ada/download/models/bpiiiman.pdf)* přírodní atenuace vypovídá o schopnosti podzemní vody odstraňovat kontaminaci vlastními silami. Základní koncept využití přirozené atenuace spočívá v navýšení limitů vypouštěné odpadní vody do povrchového toku nebo u půdní drenáže. Bakterie, přirozeně žijící v prostředí podzemních vod, jsou schopné redukovat znečištění a rozložit na CO_2 a vodu i takové látky jako benzen, toluen, xylen nebo ethylbenzen.

Výzkumy prováděné ve Spojených státech amerických Geologickou službou a americkým letectvem *(www.afcee.com)* prokázaly, že přirozená atenuace lze v optimálních hydrogeologických a geochemických podmínkách používat k čištění, příp. dočištění odtokové odpadní vody nebo k odstranění různých, ať už přirozených nebo umělých kontaminantů. Ve své nejjednodušší podstatě je založena na redukci koncentrace kontaminantu bez významného lidského přičinění. Výstupem pozorování bylo zjištění mnoha výhod použití přirozené atenuace k čištění podzemní vody. Zdůrazňuje, že tato metoda je efektivnější, nerušivá, neodnáší škodlivé fáze na jiná stanoviště a především nevyžaduje převoz nebo zabezpečení nebezpečného odpadu. Uváděné nevýhody spočívají mj. v nutnosti delšího časového horizontu nutného pro setrvání kontaminované vody v atenuačním prostředí, nutnost dlouhodobého monitorování oblasti kvůli možným změnám v prostředí. Mezi významné nevýhody se řadí nebezpečí přeměny kontaminantu během procesu na jiný, mnohdy nebezpečnější, např.: biodegradační přeměna trichlorethylenu na mnohem toxičtější vinylchlorid), což ale není případ běžných splaškových vod.

V případě splaškových vod se jedná o situaci jednodušší, jelikož zde většinou nedochází k vytváření toxických meziproduktů jako u mnohých organických kontaminantů, přesto však lze použít analogii se sanacemi starých ekologických zátěží, příp. znečištěním nepřirozenými organickými látkami.

6.2. Transportní procesy

Voda po vsaku z povrchu do půdy prochází nesaturovanou zónou horninového prostředí, vždy sestupným a téměř svislým směrem, směrem ke hladině podzemní vody. Po dosažení saturované zóny se pohyb mění na spojitý, proudění je laminární nebo turbulentní. Během laminárního proudění v prostředí s průlinovou nebo puklinovou propustností dochází, na poměrně krátké vzdálenosti, k účinné filtraci. Vlastní proudění lze popsat Darcyho zákonem, vyjadřujícím závislost hustoty toku na

gradientu hydraulické výšky *(Šráček, Datel, Mls, 2002)*.

Obecně lze transportní procesy v podzemní vodě popsat rovnicí *(Butler, Davies, 2004)* jako závislost koncentrace (c) v [kg/m^3] na vzdálenosti (x) v [m] prostoupené geologickým prostředím o určitém dispersním koeficientu (D) za stanovený čas (t) v [s]. Nutnou veličinou pro výpočet advekčně – disperzních procesů je také průměrná rychlost toku (v) v [m/s]. Výsledná rovnice potom vypadá takto *(Butler, Davies, 2004)*:

$$\delta c / \delta t + v^*(\delta c / \delta x) = \delta / \delta x \; [D \delta c / \delta x]$$

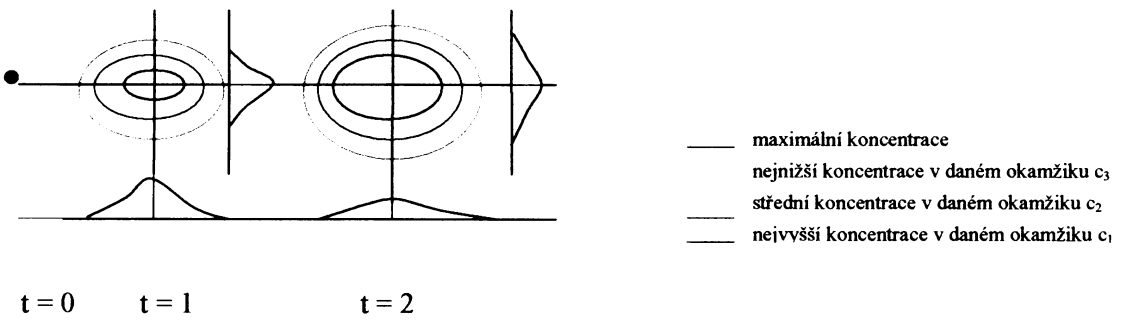
Mimo prostého průtoku se na průchodu vody horninovým prostředím uplatňují další transportní procesy:

Molekulární difúze, založena na principu Brownova pohybu. Molekuly jedné látky pronikají mezi molekuly látek okolních. Tento chaotický pohyb se uplatňuje víceméně u všech látek.

Mechanická disperze, daná velikostí pórů jednotlivé horniny *(Beneš, 1995)*. Kapalina se ve středu póru pohybuje rychleji než při jeho kraji, v menších pórech dochází k větším zdržením. Molekuly jedné látky (např.: odpadní vody) urazí stejnou vzdálenost různě dlouhou drahou a za velmi rozdílnou dobu. Vše závisí na hustotě látky a především na velikosti pórů horniny.

Hydrodynamická disperze je schopnost kontaminantu rozptýlit se do prostředí a snížit tím tak svou relativní koncentraci. Je určena součtem hodnot koeficientů molekulární difúze, dané tabelovanou hodnotou pórovitostí prostředí, a mechanické disperze, určené zrnitostí vsakovacího prostředí *(Beneš, 1995)*. Disperze se dělí na dva druhy, hydraulickou a konvektivní *(Pelikán, 1983)*. V přírodě však nejsou vzájemně rozpoznatelné, jelikož mechanická disperze probíhá současně s molekulární difúzí, určuje se tedy pouze jeden disperzní koeficient, jenž je stanovený empiricky.

V případě splaškových odpadních vod lze zdroj znečištění popsat jako kontinuální bodový. Jak tuto situaci popisuje *Beneš, (1995)*, dochází k postupnému zvyšování koncentrace kontaminantu a vytvoření přechodné zóny kolem kontaminačního mraku *(obr. č. 2)*. Zde je vidět, jak postupem času dochází k relativnímu snížení koncentrace kontaminantu z bodového zdroje vlivem hydrodynamické disperze.



Obr. č. 2. Relativní postupný pokles koncentrace kontaminantu z bodového zdroje

Dalším důležitým faktorem pro posouzení transportních procesů v půdě je **sorpce.**

6.3. Retardace sorpcí – adsorpce a absorpce

Retardace látky je způsobena adsorpcí na pevnou fázi a jeho následnou desorpcí. Jako sorpční prostředí v případě vsakování splaškových vod vystupuje půdní profil a, ve většině případů, také

nejsvrchnější část horninového podloží, v závislosti na jeho charakteru. Jak uvádí *Kutílek, (1978)* významnou složkou půd jsou frakce o zrnitosti od necelých 2μm, jež už mají koloidní charakter a tudíž schopnost vázat ionty, vodu i plyny. Kromě této běžné sorpce vážou půdní koloidy i půdní mikroorganismy a tím je stabilizují. Soustava různých typů a zrnitostí koloidů v půdě se označuje jako sorpční komplex, tvořený převážně jílovými minerály, oxidy a hydroxidy železa a hliníku a organickou složkou, především humusovými látkami *(Borůvka – předn., 2006)*.

Schopnost koloidů sorbovat způsobuje kromě vlastní sorpce také pufrační (tzv.: ústojnou) schopnost půdy. Ta umožňuje půdě udržovat relativně stabilní půdní reakci i po okyselení nebo alkalizaci půdy. Významná je především tato možnost při ochraně půdy před okyselením *(Kutílek, 1978)*.

Adsorpce je dvojího typu, vratná fyzikální a nevratná chemická. V praxi nelze jednoduše rozeznat, o jaký typ sorpce se jedná *(Pelikán, 1983)*. Adsorpce snižuje rychlost disperze, jelikož jsou kontaminanty vázány na povrch hornin. Z důvodu nerozlišitelnosti adsorpce chemické od fyzikální, hrozí zpětné uvolňování kontaminantu vázaného pouze fyzikálními vazbami (desorpce). Sorpční kapacita hornin se liší v závislosti na druhu horniny, ale u žádné nemůže být kapacita využívána donekonečna. K sorpčním dekontaminacím navíc dochází především v pomaleji tekoucích tocích *(Negulescu, 1985)*. Právě v tomto okamžiku přichází řada na procesy přeměny – **transformační.** Sorpční kapacita hornin se liší v závislosti na druhu horniny. Běžně se vyskytují pouze dva druhy adsorbentů – s relativně konstantní kapacitou, jejichž schopnost adsorpce není příliš ovlivněna hodnotou pH (např.: jílové minerály). A druhé, s výchylkami v adsorpční kapacitě, způsobené změnami pH (např.: hydroxidy, oxidy Fe a Mn). *(Šráček, Datel, Mls, 2000)*

Až 19 mg NH_3/l může být z odpadní vody odstraněno fixací amonných iontů a amoniaku prostým poutáním ve struktuře jílových minerálů *(Borůvka, předn., 2006)*. Ve vyšších dávkách pro organismy až toxický amoniak sorbuje v podobě iontů NH_4^+ chemosorpcí na jílové minerály jako jeden z nejběžnějších výměnných kationtů. Volně vázané amoniakální ionty se při změně podmínek uvolní nebo podlehnou jiným fyzikálním procesům, nejčastěji nitrifikaci *(Vymazal, 2006)*.

6.4. Transformační procesy

Pod tento druh sanačních procesů se řadí jednotlivé chemické, biologické a biochemické způsoby degradačních procesů. Díky souboru mnoha těchto dějů je možné odstranit z vody, znečištěné minerálními a organickými látkami, většinou rozpuštěné škodliviny a navrátit jí původní kvalitu *(Negulescu, 1985)*. Méně významnými procesy, které se podílejí na samočištění, jsou fyzikálně – chemické: neutralizace, či flokulace.

Základem veškerých významných procesů je **oxidace**. K samočisticím procesům zde může docházet pouze v prokysličeném prostředí, kde zároveň mohutně přispívá činnost aerobních mikroorganismů. Pokud by tato podmínka nebyla dodržena, docházelo by k vytržení kyslíku z molekulových vazeb a výrazně se snižovala kvalita vody (např.: nárůstem obsahu iontů Fe). Nejvýznamnějším oxidačním procesem je oxidace biochemická, při níž by se měla zvyšovat hladina měřitelného rozpuštěného kyslíku s rostoucí kvalitou vody *(Butler, Davies, 2004)*. Právě množství ve vodě rozpuštěného kyslíku je jedním z ideálních ukazatelů zlepšující, resp. zhoršující se kvality vody.

Tzv. **aerobní degradace** zahrnuje procesy způsobované aerobními bakteriemi za dostatečné dotace volného kyslíku a způsobuje převod velkých, rozpustných molekul na jednoduché a v daném prostředí stabilní konečné produkty *(Butler, Davies, 2004)*. Molekuly obsahující řetězce atomů organického C, H, O, P, S v reakci s molekulou kyslíku a za přispění bakterií, přecházejí na jednoduché formy oxidů a aniontů. Mezi tyto procesy se řadí: nitrifikace a aerobní heterotrofní bakteriální degradace.

Produkty opačných procesů – **anaerobních** – bývají problematičtější, v prostředí často nevhodné. Jejich produktem je např.: methan, amoniak nebo sirovodík.

Jako transformační procesy se označují procesy přeměny původních kontaminantů na jiné, přírodním prostředím využitelné nebo vyloučitelné. Mezi tyto procesy lze zařadit i biologické přeměny in situ, např.: **fytoremediaci** *(Holoubek et al, www.recetox.muni.cz/sources/prednasky/entech/entech_12.pdf)*. Fytoremediace je přírodní metoda, jejíž prostřednictvím lze dosáhnout odbourání kontaminantu v půdě do hloubky až 5 m, kam zasahují kořeny fytotransformačních rostlin. Podmínkou správného fungování je vhodné rozložení kontaminantu v dosahu kořenového systému tak, aby mohl být přijat kořenem a transformován. Transformace bývá usnadněna tím, že rostlina před adsorpcí kontaminantu na svůj kořenový systém vypouští enzymy do půdy a kooperuje tak s mineralizační činností hub a bakterií ve rhizosféře. K transformaci nejčastěji dochází na rozhraní kořen – půda, ale mnohdy až ve tkáni, kde jsou výsledné nefytotoxické produkty akumulovány. Rostlina může nárazově adsorbovat i větší objem kontaminantu a působením enzymů za přítomnosti kyslíku ho transformuje ještě v půdě. Fytoremediace je jedním z mála přirozených procesů, který dokáže regulovat distribuci těžkých kovů i anorganických látek. Mezi nejvhodnější bioremediační rostliny patří hydroponicky pěstovaná slunečnice, topol, vrba a řebříček vodní *(Just, Fuchs, Písařová, 2004)*, který působí přímo ve vodním prostředí. Významnou nevýhodou tohoto procesu je nebezpečí obnovení kontaminace po opadu listů, kde dochází k nejvýznamnějším akumulacím. Možností recyklace fosforečnanů sorbovaných v půdě, příp. na umělých sorpčních médiích a jejich znovupoužití v zemědělství se zabývají i mnohé studie jako jednou z alternativních metod čištění odpadní vody a jejího dalšího zpracování *(Hylander, Simán, 2001)*.

Jak ukazují výsledky simulace, které prezentuje *Wanko et al., (2005)*, biodegradace je závislá na koncentraci rozpuštěných látek a přítomnosti rozpuštěného kyslíku. Podle jejich numerických výpočtů, jež byly několikrát analyticky prověřovány, ve svrchní části infiltračního lože dochází k náhlému nárůstu obsahu biomasy a prudkému poklesu obsahu rozpuštěného kyslíku. Provzdušňováním, díky porozitě hornin a vnitřní cirkulaci, v hlubších vrstvách půdy se situace mění a dochází k nárůstu rozpuštěného kyslíku, potřebného k aerobnímu odstranění rozpuštěných kontaminantů. Tento pokus byl potvrzen několika dalšími studiemi v nesaturované zóně *(Wanko et al., 2005)*. Jako dochází k poklesu množství rozpuštěných látek s rostoucím objemem přítomného kyslíku, stejně se mění bakteriální respirační aktivita a snižuje se i přítomnost bakterií v odpadní vodě. K provzdušnění infiltračních loží dochází nejlépe při přerušovaném a celkově nízkém hydraulickém zatížení a co nejvyšších koncentracích kontaminantů.

6.5. Látky obsažené ve splaškových vodách a možnost jejich přirozené dekontaminace

V mechanicky předčištěné splaškové vodě je v největší míře obsaženo organické znečištění (vyjádřitelné ukazateli ChSK a BSK_5), sloučeniny fosforu a dusíku, které v přírodě vystupují jako živiny, a mikrobiální znečištění, nelze opomenout ani část nezachycených nerozpuštěných látek - kalu. Doprovodnými kontaminanty bývají chloridy jako anorganické reziduum moči a sulfidy jako důsledek rozkladu organických a anorganických látek *(Negulescu, 1985)*. Často jsou obsaženy také umělé organické látky v domácnostech běžně se vyskytující: detergenty a saponáty, jejichž přítomnost způsobuje zvýšený přísun tuků do odpadních vod. Nepůsobí sice toxicky, ale zpomalují samočisticí procesy vody a mění její organoleptické vlastnosti *(Pelikán, 1983)*. Výjimečně se mohou vyskytnout také ropné uhlovodíky nebo pesticidy, v některých domácnostech použité. V mechanicky předčištěné splaškové vodě, která pochází z běžných domácností, nelze předpokládat výsky nějakých závažných kontaminantů typu těžkých kovů či neodbouratelných organických látek typu PAU či PCB.

Na typu čistírny závisí přeměny jednotlivých látek, výskyt jednotlivých forem dusíku i účinnost

nitrifikačního, resp. denitrifikačního procesu. U čistíren anaerobních dominuje amoniakální dusík, dusičnany se téměř nevyskytují. Na druhou stranu aktivační čistírny produkují v nitrifikačním procesu výrazně vyšší množství dusičnanů na úkor amoniaku *(Chanlett, 1973)*.

6.5.1. Chemicko – biologické přeměny dusíku

Nejvýznamnější podíl na znečištění ve splaškové vodě má **celkový dusík** N_{celk}. Ten se vyskytuje v komplexu sloučenin v rozmezí oxidačních stavů +5 až -3, v mnoha organických i anorganických formách *(Butler, Davies, 2004)*. Nejvýznamněji zastoupené jsou organický dusík (např.: proteinový), v téměř shodném množství je obsažen amoniakální dusík $N - NH_4$, méně pak dusičnany, příp. dusitany. Některé formy samovolně přecházejí z anorganických sloučenin na organické a zpátky, často za spotřeby energie, jindy je energie naopak uvolňována. Podle procesů probíhajících v umělém mokřadu *(Vymazal, 2006)*, lze analogicky uvažovat způsoby odstranění živin i v případě volného vsaku do horninového prostředí.

Volatilizace amoniaku

Mezi nejvýznamnější samovolné přeměny dusíkatých látek patří volatilizace amoniaku, kdy dochází, pomocí fyzikálně-chemického procesu, k vyrovnání obsahu plynného amoniaku a jeho rozpuštěné formy (NH_4OH). K ní dochází nejlépe v půdách alkalických, za přispění tepla, sucha a dobrého provzdušnění půdy *(Borůvka – předn., 2006)*. Tato rovnováha se mění se změnami pH. Jsou-li jeho hodnoty nižší než 8, ztráty volatilizací dusíku nejsou nijak významné *(Vymazal, 2006)*. Podmínkou správného fungování tohoto transformačního mechanismu je vyšší pH a přítomnost fotosyntetizujících mikroorganismů a řas. Denně může být touto formou odstraněno až 2,2 g N/m^2.

Amonifikace organického dusíku (=mineralizace organické hmoty)

Dalším významným aerobním transformačním procesem je amonifikace (=mineralizace) organického dusíku na amoniakální. Biologický způsob přeměny je několikaúrovňový způsob, uvolňující sekundárně využitelnou energii. Její konkrétní průběh záleží na půdní vrstvě, v níž k přeměně dochází. V oxidované části půdního, resp. libovolného přírodního profilu, dochází k oxidační deaminaci, přes iminové a ketonové kyseliny, zatímco v redukční zóně probíhá deaminace redukční, a to přes stupeň nasycených kyselin *(Borůvka – předn., 2006)*.

$$R - NH_2 + 2H_2O \Rightarrow NH_4^+ + R - OH + OH^-$$

Tento proces je ovlivňován teplotou (optimální je rozsah 40 až 60°C), pH (optimum mezi 6,5 a 8,5), poměrem uhlíku/dusíku, texturou a strukturou. Takto lze přeměnit až 0,53g N/m^2.den *(Vymazal, 2006)*.

Nitrifikace

Nitrifikace probíhá v aerobním prostředí s nízkou měrou organické hmoty *(Butler, Davies, 2004)*. Tento proces nelze označit za odstraňující (stejně jako amonifikaci), pouze transformuje amonné ionty na přístupnější, dusitanovou a dusičnanovou formu. Nitrifikace je definována jako oxidace amoniaku na dusičnany, přes nestabilní fázi dusitanů. Nitrifikace je ovlivňována chemoautotrofními bakteriemi. Nitrifikační bakterie čerpají energii z této oxidace. Průběh reakce se uskutečňuje ve dvou krocích, každý uskutečňovaný jinou skupinou mikroorganismů *(Vymazal, 2006)*:

$$NH_4^+ + 1{,}5\ O_2 \Rightarrow NO_2^- + 2H^+ + H_2O$$

$NO_2^- + 0,5\ O_2 \Rightarrow NO_3^- +$ uvolněná energie

Prvním krokem, přeměnou amoniaku na dusitany, je přísně aerobní přeměna, zapříčiněná chemolitotrofními bakteriemi. Z půdních bakterií tohoto druhu lze uvést např.: Nitrosospira, Nitrosolobus či Nitrosomonas, které pro svou nitrifikační činnost spotřebovávají energii z rozkladu – oxidace amoniaku, příp. dusitanů a využívají uhlík z CO_2 nebo karbonátový C. Druhý krok, přeměnu dusitanů na dusičnany, provádějí bakterie (např.: Nitrospira, Nitrococcus) využívající ke svému růstu kromě energie z přeměny dusitanů také energii ze spotřeby organických sloučenin *(Vymazal, 2006)*. Vlastní odstranění dusičnanů probíhá při denitrifikačních procesech, kde NO_3^- slouží jako elektronový akceptor. Jinou možností odstranění NO_3^- je asimilační nitrátová redukce *(Mihaljevič, Moldan, 2000)*. Koncentrace NO_3^- může být snížena i heterotrofními aerobními bakteriemi při poklesu rozpuštěného kyslíku blízko nule *(Butler, Davies, 2004)*. Vlastní průběh nitrifikace je ovlivňován teplotou (optimální ve v rozsahu 25 až 35°C ve vodách a 30 až 40°C v půdě, nejnižší teplota pro růst nitrifikačních bakterií je 4 °C *(Vymazal, 2006)*), hodnotou pH (optimální od 6,6 do cca 8), množstvím rozpuštěného kyslíku, jehož spotřeba se pohybuje na 4,3 mg O_2 na oxidaci 1 mg amoniakálního dusíku, přísunem anorganického uhlíku, množstvím bakterií a druhem její populace a v neposlední řadě také vlhkostí prostředí. V prostředí umělých mokřadů je pomocí nitrifikace odstraněno denně maximálně 2,15 g N/m^2 *(Vymazal, 2006)*.

Nitrátová amonifikace

V okamžiku, kdy dojde k úplné spotřebě kyslíku, přichází na řadu procesy anaerobní. První možnou reakcí, která může probíhat částečně v obou prostředích, je nitrátová amonifikace, během níž se redukují dusičnany na molekulární dusík nebo na amoniak *(Borůvka - předn., 2006)*. Nitrátová amonifikace není přímý proces vedoucí k odstranění dusíku, ale zpřístupňuje ho dalším, tentokráte už přeměnným procesům. Vlastní amonifikace probíhá v různých druzích půdního prostředí, za přispění denitrifikačních bakterií dvou typů: produkujících N_2O a N_2 a jiných produkujících amonné ionty NH_4^+ *(Vymazal, 2006)*. V půdě jsou přítomny oba druhy denitrifikačních bakterií. V redukčním procesu je spotřebováno 5 elektronů denitrifikací a 8 elektronů amonifikací. Z tohoto důvodu je více organické hmoty oxidováno při redukci amonifikačními bakteriemi než denitrifikací. Nitrátovou redukci zapříčiňují kvasné bakterie, jejichž růst není závislý na přítomnosti dusičnanů v anaerobních podmínkách. Nitrátová amonifikace je vhodnější v podmínkách s omezeným přísunem dusičnanů. Nastává v podmínkách s nízkým redoxním potenciálem, bez přísunu kyslíku. Tento způsob redukce patří k nejméně prozkoumaným, jeho výrazný vliv na čištění odpadních vod nebyl plně prokázán.

Denitrifikace

Denitrifikace, často chybně označovaná za opak nitrifikace, je další proces, který probíhá v anaerobních či anoxických podmínkách (pod 0,5 mg/l rozpuštěného kyslíku), při optimálním Eh = +350 až +100 mV. Bývá definována jako transformační proces redukce dusičnanů na molekulární dusík. Tato reakce probíhá přes několik mezistupňů, dusitany a oxid dusný: $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow (NO) \rightarrow N_2O \rightarrow N_2$ *(Borůvka, předn. 2006)*. Biochemicky tato reakce je bakteriální proces, kdy oxidy dusíku, v iontové i rozpuštěné podobě, slouží jako příjemce elektronu nahrazující kyslík. Podmínkou úspěšného průběhu denitrifikace je organický zdroj uhlíku, anoxické prostředí a přítomnost saprofytů *(Negulescu, 1985)*. Jednoduchou rovnicí lze podle Negulesca tento proces zaznamenat následovně:

$n_1NO_3^- + n_2(CH_2O) \Rightarrow n_1N_2 + n_2CO_2 + n_3H_2O$

Denitrifikace patří k zásadním anaerobním procesům odstranění dusičnanů z odpadních vod *(Vymazal, 2006)*. Tato reakce je ireverzibilní, poslední studie se snaží poměrně úspěšně dokázat, že tato reakce

může probíhat a probíhá i v prostředích, kde není naprostá absence molekulárního kyslíku. Ve vodou nasycených prostředích denitrifikace nastupuje ještě v okamžiku, kdy kyslík nebyl vyčerpán *(Vymazal, 2006)*. Tato úvaha je zajímavá, jelikož, pokud by se potvrdila, nebylo by třeba přísně oddělovat nitrifikační aerobní a denitrifikační anaerobní prostředí a v nich žijící specifické mikroorganismy. Nejčastěji tuto reakci provádějí bakterie chemoheterotrofní, které čerpají energii pouze z chemické reakce a zpracovávaná organická látka pro ně slouží jako zdroj elektronů a uhlíku. Proces denitrifikace je ovlivňován mnoha přírodními faktory: množstvím kyslíku v prostředí, oxidačně – redukčním potenciálem, vlhkostí půdy a půdním typu, teplotou (denitrifikace probíhá maximálně do hodnoty 60 až 75 °C), hodnotou pH (optimum se pohybuje kolem neutrálního pH, mezi hodnotami pH = 6 až 8, ke zpomalení denitrifikace dochází při pH = 5 a k jejímu zastavení při pH = 4), koncentraci dusičnanů a organické hmoty. Denně je tímto způsobem odbouráno nanejvýš 1,02 g N/m^2 *(Vymazal, 2006)*.

Odběr anorganického dusíku rostlinami (asimilace)

Pod tímto názvem shrnujeme soubor přírodních biologických procesů napomáhajících přeměně anorganického dusíku na organickou formu, která slouží k výživě rostlin a zároveň jako zdroj pro výstavbu nových buněk a tkání *(Mihaljevič, Moldon, 2000)*. Většina rostlinných druhů upřednostňuje získávání dusíku k asimilaci z dusičnanů nebo amonných iontů adsorbovaných na povrchu sedimentů před jejich rozpuštěnou formou. Problémem této metody je schopnost odstranění stejného množství dusíkatých látek pouze po dobu zhruba poloviny roku, kdy rostlina spotřebovává látky k vlastnímu růstu. Na podzim a v zimě tudíž není možné tuto metodu zahrnout mezi spolehlivé. Jen některé rostlinné druhy mají opačný růstový cyklus, jsou tudíž schopné asimilovat anorganický dusík během zimy. Přesto lze tuto metodu zařadit mezi významné způsoby sloužící k odstranění dusíkatých látek z odpadní vody, především v mokřadních systémech a kořenových čistírnách *(Vymazal, 2006)*.

6.5.2. Chemicko-biologické přeměny fosforu

Fosfor se v odpadních vodách, vstupujících do čistírny, vyskytuje v několika formách. Organická část je v běžné splaškové vodě pouze minoritní, např.: ve formě fosfolipidů, nukleových kyselin či cukrů *(Vymazal, 2006)*, významnější je složka minerální, anorganická, tvořená polyfosfáty a ortofosfáty *(Butler, Davies, 2004)*. Polyfosfáty jsou složité, cyklické či acyklické, řetězce sestavené z různě kombinovaných atomů fosforu, kyslíku a vodíku, zatímco ortofosfáty jsou jednodušší a běžnější anorganické sloučeniny, např.: fosforečnany a hydrohenfosforečnany. Ty se vyskytují v roztoku nebo adsorbované. Výhodou ortofosforečnanů je, že mohou být z odpadní vody odstraňovány přímo, na rozdíl od polyfosfátů a organických sloučenin fosforu, jejichž odstranění musí předcházet přeměna na ortofosforečnany. Způsob odstranění fosforu je zcela odlišný od procesů popsaných u dusíku. Během biotické asimilace minerálního fosforu nebo rozkladu organického fosforu nedochází ke změnám valencí. Fosfor setrvává v oxidovaném stavu 5+, jelikož všechny nižší valenční stavy jsou nestabilní a sloučeniny v nich existující jsou okamžitě oxidovány *(Vymazal, 2006)*. Přeměny anorganického fosforu, stejně jako jeho následně vzniklé komplexy a retenční možnosti, jsou v půdě ovlivňovány oxidačně – redukčním potenciálem, hodnotou pH a přítomností jílových a Ca, Fe a Al minerálů *(Vymazal, 1995)*.

Odstranění fosforu z odpadní vody má zásadní význam z hlediska prevence eutrofizace přírodních vod a prostředí. Pro eutrofizaci je rozhodující především poměr prvků N/P, který, pokud překročí hodnotu 10, ukazuje na nebezpečí nadměrného oživení vody *(Kutílek, 1978)*. *Vymazal (2006)* popisuje schopnost umělých mokřadů odstranit sloučeniny fosforu pomocí odběru rozpuštěné látky rostlinami nebo půdní sorpcí. Tuto teorii použijeme jako analogii pro posouzení procesů při vsakování.

Adsorpce

Schopnost adsorbovat na složky půdy náleží rozpustným anorganickým sloučeninám fosforu, které se akumulují na povrchu zrna. Adsorpční kapacita půdy se zvyšuje s nárůstem obsahu jílu a minerálních složek v půdě. O udržení adsorbované sloučeniny na povrchu rozhoduje rovnovážný stav mezi pevnou fází fosforu a fází, kdy je fosfor rozpuštěn v půdní vodě, takzvaná pufrační kapacita fosforečnanů *(Vymazal, 2006)*. V organických půdách je schopnost fosforečnanů adsorbovat velmi těsně spjata s obsahem hliníku, železa, nebo vápníku. Zde je nutné, aby bylo dosaženo rovnovážného stavu mezi adsorbovaným fosforem a fosforečnany v pórové vodě. Jakýkoli výkyv v této rovnováze je rychle srovnán zvýšenou adsorpční, resp. desorpční aktivitou. Tato metoda je velmi dobře použitelná, přesto však je její kapacita omezená, nelze ji tudíž plně a dlouhodobě využívat. Její významnou podmínkou je také přímý kontakt odpadní vody s adsorbentem, příp. filtračním materiálem. Zadržení fosforu závisí na celkovém pH půdy a obsahu hliníku, železa či vápníku v půdě *(Hylander, Simán, 2001)*.

Chemická precipitace

Nejběžnějším umělým postupem vedoucím k odstranění fosforu je chemické srážení na jednom z těchto precipitantů: technologicky nejpoužívanější chlorid železitý či hlinitan sodný, vápno, kamenec *(Negulescu, 1985)*. Reakce s vápnem probíhá tímto způsobem:

$$5\ Ca^{2+} + 4\ OH^- + 3\ HPO_4^- \rightarrow Ca_5OH(PO_4)_3 + 3\ H_2O$$

V těchto případech probíhají chemické reakce zvyšující pH vody a snižující obsah fosforu. Těmito metodami lze odstraňovat jemné suspendované částice, reakce probíhají v rozmezí hodnot pH od 9 do 11 *(Negulescu, 1985)*.

Absorpce kořeny rostlin a odběr rostlinami

Absorpce fosforu kořeny rostlin je objemově velmi nevýznamná, jelikož tímto způsobem dochází k odstranění zhruba 10 až 25 kg/ha ročně *(Kutílek, 1978)*. Mnohem významnější je vlastní odběr rostlinami, kdy látka je odebírána kořeny rostlin. Tento způsob je velmi dynamický na počátku vegetačního období, v českých podmínkách to je především počátek jara, ale podléhá významným sezónním výkyvům, nelze ho proto považovat za bezpečný a dlouhodobý způsob k odstraňování látek z odpadní vody. Podle *Vymazala, (2006)* se před zimním útlumem většina zbylých nutrientů přesune do kořenů a oddenků, kde setrvá jako zdroj živin do dalšího jara. V závislosti na jednotlivých druzích rostlin, vlastnostech jejich tkáně a, v neposlední řadě, také na jejich množstevním výskytu v dané lokalitě se odlišuje i množství přijatého fosforu. Přesto je však kapacita této metody konečná a nelze se na ní dlouhodobě spolehnout při odstraňování fosforu.

Biologické odstranění

Uměle je fosfor z odpadních vod odstraňován na čistírnách odpadních vod prostřednictvím biologických filtrů či aktivovaného kalu *(Negulescu, 1978)*. V případě malého a vyrovnaného přítoku dochází nejlépe k biologickému odstranění na lokalitách s volně pohyblivými makrofyty. Tento způsob, používaný u umělých mokřadů, však vyžaduje pravidelnou kontrolu a odběr nadbytečných makrofyt.

6.5.3. Odstranění mikrobiálního znečištění

V odpadní vodě se vyskytuje velké množství druhů mikroorganismů, které se liší škodlivostí pro

lidský organismus. Dva nejvýznamnější typy fekálních bakterií se v odpadní vodě analyzují. Patří k nim termotoloerantní **koliformní bakterie**, které ve vodě přežívají nejdéle, např.: Salmonella či Escherichia Coli, jejíž výskyt ve zvýšeném objemu indikuje přísun fekálního znečištění antropogenního nebo animálního původu a **střevní enterokoky**, které se přirozeně vyskytují v zažívacím traktu. Vůči vnějším vlivům a nižším teplotám jsou méně odolné než bakterie koliformní, jejich eliminace je rychlejší *(Pelikán, 1983)*.

Pro stanovení obsahu škodlivých baktérií v průsacích se používá nepřímá metoda pomocí koliformních baktérií, např.: Escherichia coli. Nepřímá metoda stanovení je založena na hypotéze, že kde se vyskytují koliformní baktérie, mohou se vyskytovat rovněž jiné patogenní baktérie. Teplotní rozsah tzv. pomnožovací teploty koliformních baktérií se pohybuje v intervalu 12 – 45 °C a značně převyšuje rozsah teplot patogenních baktérií. Z toho vyplývá, že doba setrvání koliformních baktérií v přírodním prostředí je delší, maximálně 40 až 60 dní *(Pelikán, 1983)*. Pokud se tedy sníží počet koliformních baktérií ve vodě, lze předpokládat, že se snížil i počet u bakterií patogenních. Studie, kterou zmiňuje *Chanlett (1973)*, provedené v roce 1924 Frostem a Streeterem, zaměřená na stanovení doby přežití koliformních bakterií v řece Ohio, udává, že mikroorganismy antropogenních fekálií v odpadní vodě přežívají déle v chladnější a čisté vodě recipientu *(Chanlett, 1973)*. Byl zjištěn výskyt dvou typů koliformních bakterií. Polovina naprosto dominantní skupiny (99,5 %), byla eliminována z celkové koncentrace během necelých 16 hodin. Druhá, tvořící pouze 0,5 % celkové analyzované mikrobiologické kontaminace, byla odolnější a na polovinu se redukovala každých 5 dní. S přispěním samočisticích procesů vody je tak zajištěn úbytek bakteriální kontaminace na 99 % do 35 dnů.

K odstraňování baktérií při vsaku nebo v kořenových čistírnách dochází především přirozeným úhynem z nedostatku živin a změny životních podmínek (T, pH), ale také sedimentací nebo záchytem, UV zářením a specifickými chemickými reakcemi, příp. potravní konkurencí. V případě kořenových čistíren dochází k eliminaci bakterií v podélném profilu kořenového lože. Účinnost odstranění bakteriálního znečištění dosahuje, v prostředí kořenových čistíren odpadních vod, vysokých hodnot kolem 94 až 98 % v závislosti na druhu bakterie *(Vymazal, 1995)*.

Nola et al., (2005) provedli průzkum vsakování odpadní vody do půdního profilu v rovníkové Africe. V případě přímého vsaku do půdy závisí výška kontaminačního sloupce na druhu půdy a výšce půdního profilu. Jejich závěry však lze uplatnit, s přihlédnutím k našim podmínkám, i v mírném pásu střední Evropy. Prováděli průzkum vsakovatelnosti různě zatížené odpadní vody do vysušeného půdního sloupce jako kolonovou zkoušku. Nezohlednili dobu průsaku, pouze mocnost vrstvy, porozitu (nad 30 %), obsahy písku a jílu, a procento odstraněných obsahů bakterií. Relativní poměr svrchní částí sloupce zadržených stafylokokových bakterií ku původnímu výskytu v odpadní vodě bylo 99,99 %. Jednalo se o vrstvu s mocností zhruba 150 cm a téměř 35 % obsahem jílu. Koliformní bakterie se lišily podle druhu vsakovacího prostoru, lépe se zachytávaly v půdní vrstvě se zvýšeným obsahem jílových minerálů a nižší porozitou. Různé retenční schopnosti půdy vhodné pro odlišné skupiny bakterií nebyly zatím vysvětleny. Pro posouzení kvality půdy z hlediska schopnosti zadržet bakterie je nutné znát složení jednotlivých půdních vrstev a jejich základní retardačně – sorpční vlastnosti, jejich porozitu, zrnitost, strukturu a texturu, případně obsah jílových minerálů *(Nola et al., 2005)*.

6.5.4. Odstranění nerozpuštěných látek

Hlavními procesy, kterými dochází k odstranění nerozpuštěných látek z odpadních vod jsou sedimentace a filtrace. V čistírnách odpadních vod se o tento proces stará mechanický stupeň, v různých jiných, tzv.: alternativních metodách (např.: mokřadech, kořenových čistírnách či filtračních ložích), je vhodné také zařadit stupeň mechanického předčištění. U těchto způsobů je nutné dbát

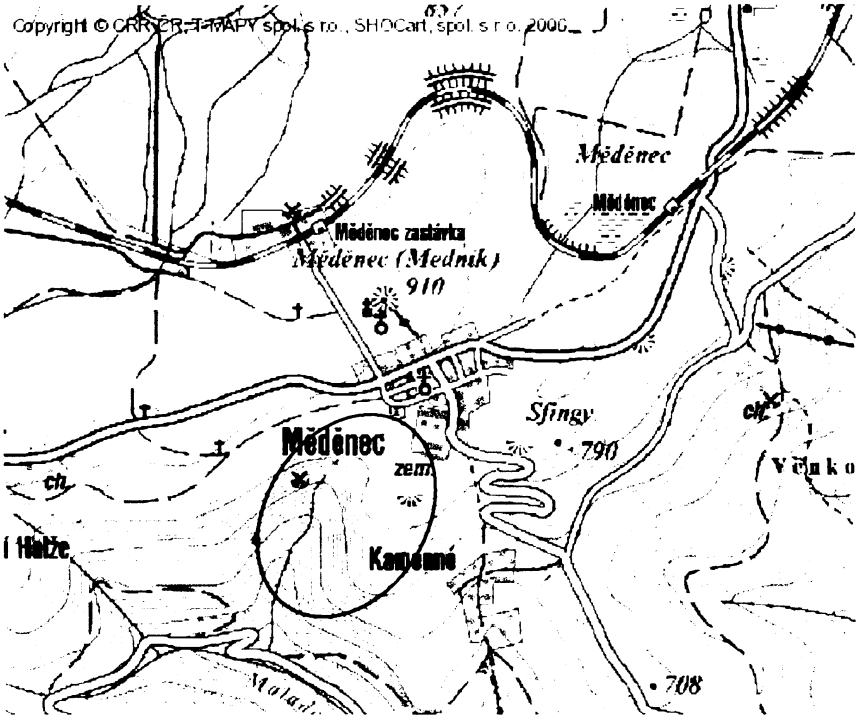
nebezpečí zanesení filtračního materiálu a lokálnímu přetížení, protože největší objem odstranění nerozpuštěných látek se usazuje bezprostředně po kontaktu odpadní vody s filtračním materiálem *(Vymazal, 1995)*.

7. PŘÍRODNÍ POMĚRY ZÁJMOVÉ OBLASTI MĚDĚNEC

Obec Měděnec, situovaná, v nadmořské výšce 820 až 860 m n. m. pod pohorkem s názvem Měďník, leží na jižním okraji náhorní části Krušných hor. Katastrálně přísluší Ústeckému kraji, obvodu obce s rozšířenou působností Kadaň. Trvale zde žije, podle oficiálních statistických údajů Obecního úřadu *(http://cass.gc-system.cz/medenec.cz/obecne-informace)*, 149 obyvatel, z nichž všichni už jsou v neproduktivním věku. Obec slouží především k rekreačním účelům, její rozvoj v tomto ohledu lze předpokládat.

Polohu zájmové oblasti vzhledem k umístění obce znázorňuje fyzickogeografická mapka (obr. č. 3).

Vsakování mechanicky předčištěné odpadní vody probíhá v údolí jihozápadně od obce.



Obr. č. 3. Přehledná mapa s vyznačením zájmové oblasti, měřítko 1 : 28 000 (zdroj: mapy.crr.cz)

7.1. Geologické poměry zájmové oblasti

Území je součástí Českého masivu, náleží ke krystaliniku krušnohorské oblasti.

Prapůvod geologického podloží pochází z mladšího paleozoika, kdy během karbonu a permu oblast dnešních Krušných hor postihuje variské vrásnění. Dochází k výstupům magmat a metamorfóze starších sedimentárních a magmatických hornin proterozoického a raně paleozoického původu. Tyto metamorfované horniny tvoří základ Krušných hor a části Chomutovské pánve. Pluton variských granitoidů je tvořen dvěma intruzemi – horským granitem a krušnohorským granitem. Starší – **horský granit** – je tvořen především středně zrnitými muskoviticko – biotitickými granity a porfyrickými granodiority. Mladším – **krušnohorským granitům** – dominují muskovit – biotitické žuly často s hydrotermálními přeměnami minerálního složení. Další významnou intruzí je svrchnokarbonská **ryolitová (porfyrová)**, která na naše území proniká ze Saska *(Chlupáč et al., 2002)*. Během variského

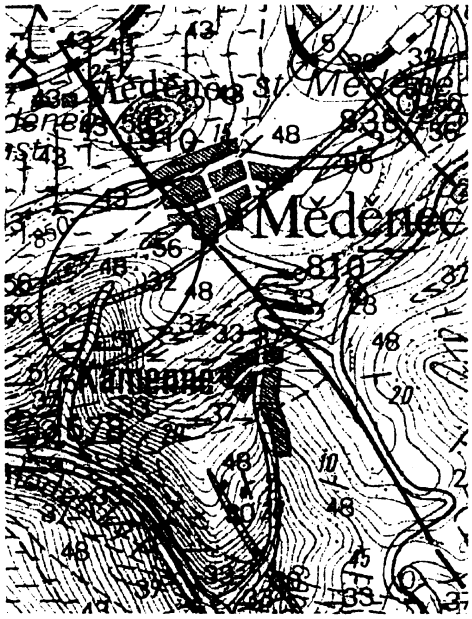
vrásnění se v Českém masivu zformovalo několik výškově i rozlohově významných pohoří. Teplé a vlhké podnebí karbonu a permu zapříčinilo mohutné zvětrávání, kdy se horská krajina přeměnila na parovinu s malými výškovými rozdíly. Některé části erodovaných variských horstev byly ještě během permské sedimentace překryty *(www.chomutov-město.cz)*.

Nárůst teplot přinášel do Českého masivu od permu pouštní prostředí. Na počátku jury však dochází k zaplavování mořem. Jeho působení bylo přerušeno až vlivem mladokimerského vrásnění. V křídě moře zaplavuje většinu variského masivu Krušných hor. Na přeměněné **krystalické břidlice** vzniklé z původního variského masivu a starších permských hornin se usazují nové **křídové sedimenty**.

Během terciéru probíhá významná erozivní činnost, při níž je většina druhohorních sedimentů odplavena. Alpínské vrásnění, které v této době postihuje celou Evropu, zasahuje do Českého masivu především nepřímo. Dochází k obnovení horotvorných procesů v místech původních variských zlomů, vznikají i nové tektonické útvary působením nerovnoměrných poklesů a výzdvihů. Proces, výrazně ovlivňující především západní část Českého masivu, bývá označován za saxonskou tektoniku. Tímto procesem se utváří také Oherský rift a mnohé velmi hluboké zlomy dávají vystoupit magmatickým horninám dnešního Českého středohoří a Doupovských hor *(Chlupáč et al., 2002)*. Do proterozoických a paleozoických hornin pronikly jen bodové intruze vulkanitů, které narušily starší vrstvy. Vulkanická činnost se ve třetihorách několikrát opakovala. Na mnoha místech došlo k výzdvihu Krušných hor z původní paroviny *(www.chomutov-město.cz)*.

Kvartér se na území dnešní České republiky rozděluje na oblasti akumulační a denudační *(Chlupáč et al., 2002)*. Zájmová oblast společně s velkým podílem Krušných hor se je považována za oblast denudační. Okrajová území Českého masivu jsou už vyzdvižena a geografií připomínají dnešní podobu. Dochází k výzdvihu masivu krystalických břidlic podle zlomu, který se označuje jako Krušnohorský. Po celé jeho délce však nedochází k porušení podloží podkrušnohorské pánve, nejedná se tedy o zlom v celé délce. I přes výraznou denudační činnost na svazích Krušných hor vznikají nezpevněné kvartérní útvary, především **sutě a svahoviny** *(www.chomutov-město.cz)*. Chemickým zvětráváním eluvií vznikají v interglaciálech **půdy**. V okolí vodních toků a horských potoků se dnes vyskytují **deluviofluviální písčitohlinité sedimenty** a antropogenní útvary nezpevněných zemin, většinou navážek a haldy hlušiny při ústí důlních děl.

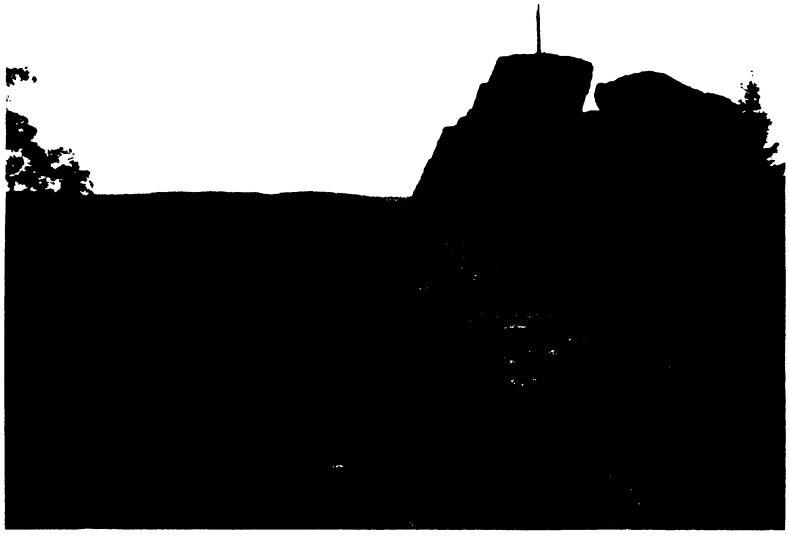
Jak je vidět z geologické mapy *(Mlčoch, 1996)* na obr. č. 4 vrch Měďník je budován skarnem, obec Měděnec je protnuta geologickým zlomem, který zároveň odděluje vsakovací prostor JJZ od obce. Mírně od směru vsakování probíhá žíla granitového porfyru, směrovaná ve směru JZ – SV. Vsakovací prostor je tvořen dominantně muskovit – biotitickou pararulou až dvojslídnou pararulou většinou svorového vzhledu, občas se střídá s polohami muskovit – biotitického svoru a pararulou svorového vzhledu.



Obr. č. 4. Výřez z geologické mapy, list 01 – 44; Vejprty (1 : 50 000)

Konkrétně zájmové území je tvořeno metamorfovanými horninami, převažuje muskovit – biotitická rula až dvojslídná pararula s čočkami eklogitu až amfibolitizovaného eklogitu. V údolí pod vsakovacím prostorem se střídají polohy pararul a ortorul, zejména hrubozrnných muskovit – biotitických ortorul. Ty tvoří i přírodní památku Sfinx nedaleko obce Měděnec zachycenou na *obr. č. 5.* Vyskytují se také polohy jemně až středně zrnitých muskovitických ortorul.

Masiv metamorfních hornin je na mnoha místech porušen a vystupují zde žilné magmatity: granitový porfyr, granodioritový porfyrit a lymprofyry. Žíla granitového porfyru až porfyritu prochází také zájmovým územím a jižní částí obce Měděnec ve směru ZJZ – VSV. Na povrchu se vyskytují již zmíněné nezpevněné sedimenty, sutě, svahoviny a antropogenní útvary. Půda je typu kryptopodzol, případně kambizol.



Obr. č. 5. Přírodní památka Sfinx, JV od obce Měděnec, tvořená hrubozrnnou muskovit – biotitickou ortorulou (foto: Mgr. Pavel Eckhardt)

7.2. Ložiskové poměry zájmové oblasti

V oblasti Vejprty, Přísečnice, Měděnec byla ložiska tvořena mladšími polymetalickými zrudněními pozdně variského typu, ve stejné oblasti se vyskytovala také hydrotermální ložiska polymetalické formace (Ag – Bi – Co – Ni – U). Posledním, velmi významným typem, který se v zájmovém území nachází jsou stratiformní skarnová ložiska s výskytem kolem Měděnce, Přísečnice, Horní Halže až po Horu Svatého Šebestiána *(Kafka, 2003)*. Skarny měděneckého souvrství se posuzují jako prekambrické zrudnění *(Bernard, Pouba et al., 1986)*, polygeneticky vyvinuté během následné metamorfózy. Jak uvádějí i další autoři *(Škvor, 1975)*, lze měděnecké souvrství zařadit k metamorfním ložiskům. Rudní skarny, obsahující především magnetitové a chalkopyritové zrudnění, se vyskytují nepravidelně, většinou v podobě čoček v různých stratigrafických souvrstvích *(Bernard, Pouba et al., 1986)*, ale všechny prošly variskou metamorfní deformací. Mocnost čoček se pohybuje v intervalu jednotek až desítek metrů. Obsah železa v měděneckých skarnech dosahuje hodnoty až 44%, z toho 36,3 % magnetického železa, což je vysoce nadprůměrná hodnota *(Bernard, Pouba et al., 1986)*.

Vlastní vrchol Měďník je tvořen erozivně vypreparovanou skarnovou čočkou nabohacenou především sulfidy – chalkopyritem, pyritem, pyrhotinem, sfaleritem, výjimečně galenitem. Skarnová čočka je na mnoha místech poškozena zlomovou tektonikou *(Kafka, 2003)*. Uvnitř skarnového tělesa na Měděnci se nachází ložisko magnetitu.

Na základě bohatých nerostných zásob byla v některých oblastech Krušných hor zahájena důlní činnost již ve 14. století. I o ložisku Měděnec je doloženo historické dolování *(Kafka, 2003)*. V prvopočátcích se upřednostňovala těžba železných a stříbrných polymetalických rud. Těžba stříbra a barevných kovů byla ukončena v polovině 19. stol., zatímco železné rudy se dobývaly ještě ve 20. stol. Poslední historický důl na barevné kovy ložiska Měděnec byl uzavřen v roce 1927. V polovině 50. let 20. století byl proveden geologický průzkum, který zjistil výskyt skrytých magnetitových těles. V roce 1968 proto došlo k zahájení těžby, především ložisek Měděnec a Přísečnice. V roce 1992 byla těžba Fe – Cu rud ukončena. Později v širším okolí Měděnce probíhala jen těžba a úprava slídonosných surovin.

7.3. Půdní poměry oblasti

Podle Půdní mapy České republiky *(Tomášek, 1991)* se v Krušných horách střídají polohy rezivých zemí (tzv. kryptopodzolů), hnědých zemí (tzv. kambizolů) a podzolů. Izolovaně se na některých místech vyskytují rašeliniště.

Obec Měděnec je umístěna v nadmořské výšce nad 820 m n. m., v klimaticky poměrně vlhkém a studeném klimatu. Jako půdotvorný substrát se zde nachází zvětraliny metamorfovaných hornin, především rul, pararul, granulitů, svorů a fylitů *(Tomášek, 2003)*. Půdní zrnitost je převážně střední frakce, podle Novákovy klasifikace písčitohlinitá.

Na SSV obce Měděnec se vyskytuje izolovaná oblast s existencí kyselého pseudogleje, ale tato oblast je položena výše ve svahu než sledované území. Sledované území, na němž probíhá vsakování, leží JJZ od obce, v prudce svažitém terénu. Tato oblast je pokryta rezivou půdou – kryptopodzolem. K jejím vlastnostem patří vznik v chladném a vlhkém klimatu zvětráváním kyselých hornin. Půdy tohoto typu vznikají intenzivním vnitropůdním zvětráváním, při němž dochází k uvolňování sesquioxidů Al a Fe. Ty ale, na rozdíl od podzolů, nejsou přemisťovány v rámci půdního profilu. Co se týče vlastností kryptopodzolů, jsou to silně kyselé půdy s mělčím horizontem, často v nižších horizontech výrazně skeletovité, s vysokým obsahem hliníku a uvoňováním oxidů železa a hliníku *(http://klasifikace.pedologie.cz)*. Významnou výhodou je jejich poměrně vysoký obsah humusu. Sorpční vlastnosti kryptopodzolů se jeví jako nepříznivé, ale kyprá konzistence tohoto druhu půd,

výrazně zlepšuje fyzikální stav půdy.

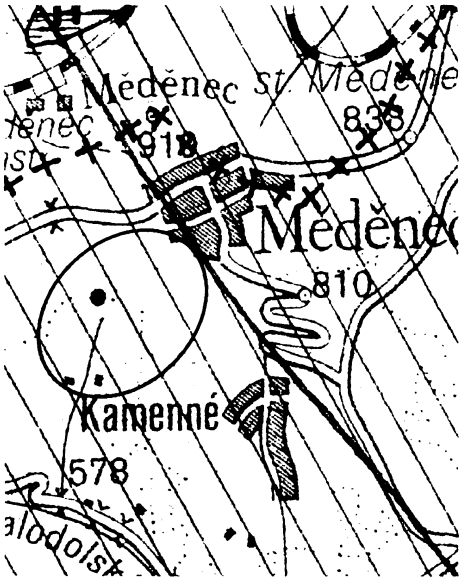
V těsném okolí Malodolského potoka, stejně tak kolem nejmenovaného přítoku se vyvinul typ hnědé půdy podzolované, tzv. kambizemě, jejíž sorpční vlastnosti, v závislosti na zrnitosti, mohou být dobré.

7.4. Hydrogeologické poměry oblasti

V katastru obce není registrována žádná vodoteč *(VaK Karlovy Vary, 2006)*, hydrologicky náleží jižní část území obce povodí Ohře. Severní část území obce, příslušící povodí Písečnice, je součástí 3. stupně pásma hygienické ochrany vodárenské nádrže Přísečnice a zároveň celý obvod leží v Chráněné oblasti přirozené akumulace vod Krušné hory *(Zadání územního plánu obce Měděnec)*.

Hydrogeologické poměry obce jsou konkrétně určeny druhem podložní horniny a charakterizována především puklinovým oběhem podzemních vod. Hydrogeologické poměry metamorfitů závisejí na stupni rozpukání, existenci žilních struktur a zlomových linií. Obecně se krystalinikum řadí k oblastem, které jsou chudší na podzemní vodu. V případě vyšších srážkových úhrnů může vzniknout dojem mohutného zvodnění, typické pro krystalinikum ve vyšších polohách *(Šilar, 1992)*.

K doplňování dochází přímou infiltrací do převážně písčitého eluvia, případně po zlomových pásmech v narušených oblastech krystalického pláště a nebo po zlomových pásmech. Každý způsob vsaku má jinou dynamiku, proto zde dochází ke styku dvou režimů a byl vytvořen systém vzestupných (puklinový oběh) a sestupných větví (režim metamorfního pláště) *(Kopecký, 1974)*.



Obr. č. 6. Výřez z hydrogeologické mapy, list 01 – 44; Vejprty (1 : 50 000)

Ve zkoumané oblasti se vyskytují dvě zvodně: mělká a hlubší. Hloubka hladiny podzemní vody je dána morfologií a lokální propustností. Mělká zvodeň zasahuje do kvartérních sedimentů, v puklinovém systému krystalických hornin mívá volnou hladinu. Pouze při povrchovém překrytí méně propustnou vrstvou dochází ke vzniku kolektoru s napjatou hladinou. Mělká zvodeň je dotována srážkami a není vhodně chráněná před infiltrací povrchového znečištění. Hlubší zvodeň se vyskytuje v rozpukaném krystalinickém podloží, často tektonicky předurčeném. Propustnost v tomto typu je puklinová a zvodeň je více chráněná před přísunem znečištění z povrchu. Vzhledem k výraznějšímu překrytí je hladina podzemní vody tohoto kolektoru většinou napjatá.

Dle hydrogeologické mapy 1: 50 000, zobrazené na obr. č. 7 *(Hrkal, 1989)* dosahuje koeficient transmisivity puklinového kolektoru přípovrchové zóny rozpukaných pararul a ortorul hodnot

v intervalu

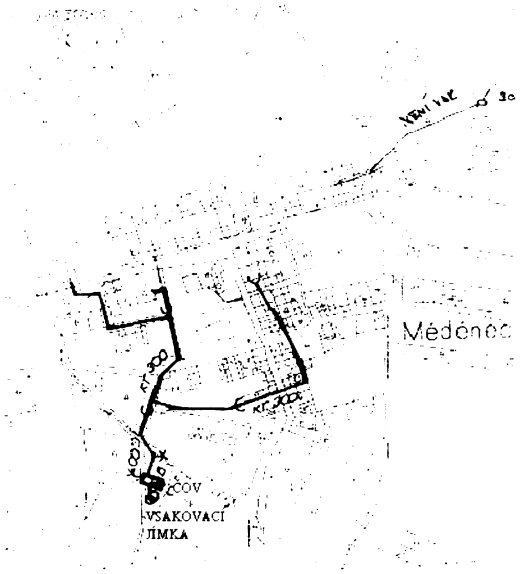
$T=1*10^{-5}$ až $8*10^{-5}$ m^2/s.

Pro posouzení dopadů vsakování předčištěné odpadní vody má rozhodující vliv mělká zvodeň, snadno ovlivnitelná infiltrací. Směr toku podzemní vody probíhá přímo, směřuje k místní erozivní bázi, k bezejmennému přítoku Malodolského potoka, resp. k vlastnímu toku Malodolského potoka.

7.5. Obec Měděnec a její odpadní vody

Celá plocha obce Měděnec není pokryta kanalizační sítí, připojeno je jen necelých 50% sídel. Ostatní objekty řeší likvidaci odpadních vod individuálně pomocí domovních septiků a žump. Základní větve kanalizace probíhají ulicemi Kadaňská, Revoluční a Široká a ústí do mechanické čistírny odpadních vod v prostoru pod hřbitovem v jihovýchodní části obce. Čistírnu tvoří tříkomorový septik, ústící do podmoků. Stav kanalizační sítě v délce 614 m je dobrý. Mechanicky předčištěná odpadní voda ústí do podmoku a na ve směru spádnice vyvěrá na povrch nespásané louky.

Průměrná kapacita čistírny odpadních vod je 6,5 m^3/den, což je v přepočtu 8 l/s. Průměrné hodnoty odpadní vody, odtékající z ČOV Měděnec byly v roce 2005 dle podkladů VaK Karlovy Vary, a.s. následující: BSK5 = 30,5mg/l, Nerozpuštěné látky (NL suš.) = 20,95 mg/l, ChSKCr = 103,5 mg/l a N-NH4+ = 13,19 mg/l. Vyprodukovaný kal se lisuje na ČOV Vejprty. Objem septiku neuvádí ani VaK Karlovy Vary, ale odhadem dosahuje 40 až 45 m^3.



Obr. č. 7.Mapa kanalizace obce Měděnec (stav 2006) – zapůjčil VaK Karlovy Vary

8. METODIKA PROVEDENÝCH PRACÍ

Stěžejními body práce byla rešerše odborných podkladů a právních předpisů, terénní rekognoskace a měření, doplněné o odběr vzorků vod, jejich analýzu a vyhodnocení analyzovaných hodnot.

K 1. 1. 2008 vstoupí v platnost nový Vodní zákon, kterým bude ukončena platnost všech povolení pro vypouštění odpadní vody do vody podzemní z větších sídel nebo obcí. Poměrně běžný způsob nakládání s odpadní vodou se tak stane protizákonný. Mnoho menších měst a obcí bude mít problém, jak nakládat s obecní odpadní vodou. Podle agendy úřadů obcí s rozšířenou působností lze zjistit, kde bylo vydáno povolení k vypouštění odpadních vod a kde k jeho realizaci dochází.

V obci Měděnec v Krušných horách je vsakování odpadních vod dlouhodobé a stabilní, přítok odpadních vod k mechanickému předčištění je poměrně vysoký a sledování kvality vody je možné bez významných zásahů do pozemků a proto finančně nenáročné. Tato lokalita byla tedy vybrána pro sledování vlivu vsakování na jakost podzemních a povrchových vod a na kvalitu prostředí.

8.1. Volba sledovaných kontaminantů a ostatních parametrů

Počáteční fáze práce byla zaměřena na studium běžných kontaminantů obsažených ve splaškových vodách, na jejich množství a průměrné objemy. Byly sledovány především obsahy nerozpuštěných látek, sloučeniny dusíku a fosforu a bakteriální parametry. Všechny tyto látky mění svou koncentraci během průchodu horninovým prostředím, proto bylo třeba vybrat nějaký konzervativní kontaminant, jenž se neadsorbuje, nesráží se ani netransformuje. Tomuto předpokladu odpovídaly chloridy, které se jako kontaminant šíří na dlouhé vzdálenosti *(Negulescu, 1985)*.

Parametry měřitelné na místě byly zjišťovány okamžitě v terénu, např.: teplota vzduchu i vody, pH, vodivost, koncentrace rozpuštěného kyslíku a redox potenciál, především aby nedošlo ke změnám jejich hodnot během transportu a skladování. Tyto parametry byly stanovovány s použitím přístroje WTW Multi 340i. Zaznamenávány byly samozřejmě také organoleptické vlastnosti vody.

Dalším významným parametrem, který byl stanovován přímo v terénu, byl průtok odpadní a povrchové vody. Jeho srovnáním s úbytkem hodnot ostatních kontaminantů lze zohlednit dotaci podzemní vodou. Na vhodných profilech se používala metoda odběrné nádoby a ve všech případech byla zohledněna určitá odchylka způsobená neúplným záchytem celého průtoku vody. V obecní studni byla také změřena hloubka objektu a úroveň hladiny podzemní vody. K tomuto stanovení bylo použito elektronického pásma se zvukovou a optickou signalizací.

8.2. Terénní rekognoskace a umístění odběrů vzorků

Na základě rešerše dostupných dokumentů, týkajících se lokality, a provedené rekognoskace terénu byl vytvořen program odběru vzorků, podle něhož bylo v terénu postupováno. Odběry se uskutečnily na 12 odběrových místech, jejichž náčrt je zakreslen na *obr. č. 9*. U každého odběrového bodu předpokládejme nějakou změnu ve složení vody. Proto je odběrná síť co možná nejpravidelnější, aby bylo možné vytvářet křivku změn ve složení odebírané vody. Stanovená odběrová síť odpovídá snaze obsáhnout celé zájmové území, tzn. bezejmenný přítok Malodolského potoka, tak, aby vzorky byly vypovídající a přesto jejich analýza nebyla finančně neúnosná.

V obci na návsi byla vzorkována voda ze studně ke získání pozaďových hodnot podzemní vody. Ze stejného důvodu byl odebrán také vzorek vody u ústí podzemní vody ze štoly.

Prvotní průzkum lokality ukázal, že odpadní voda přitéká kanalizací do septiku, odkud je vedena kanalizací do podmoku. Předčištěná odpadní voda vytéká na pastvinu ve vzdálenosti zhruba 50 m od septiku *Obr. č. 8)*. Poté dalších cca 40 m voda odtéká podpovrchovým vsakem, kde dochází k mísení s vodou podzemní. Jako podzemní voda vyvěrá na povrch a postupuje lokalitou jako povrchový tok. Po dalších zhruba 30 m povrchového toku vsakuje do horninového prostředí charakteru sutě a vyvěrá na povrch po 100–150 m a je následně ředěna vodou přitékající ze staré štoly. Dále postupuje po povrchu směrem k nejbližšímu recipientu a po více než 1 km se stéká s Malodolským potokem *(obr. č. 9)*.

8.3. Metodika odběru vzorků

Odebíraly se vody odpadní, povrchové i podzemní, metodika odběru se řídila normou ČSN ISO 5667,

konkrétně byly vzorky odebírány podle interních standardních operačních postupů VÚV T. G. M. Ke každému odebranému vzorku byl na místě vyhotoven protokol o odběru, v němž jsou zaznamenány veškeré podmínky a zachycené vlastnosti vzorku.

Většina odběrů se prováděla ve směru toku, pokud podmínky prostředí dovolily, přímo do vzorkovnic. Kde to nebylo možné, byl odběr proveden odběrovou nádobou na teleskopické tyči.

Odpadní vody byly odebírány jako směsné dvouhodinové, což znamená odběr 1/8 celkového objemu vzorkovnice (2 l) každých 15 minut. Povrchové a podzemní vody byly odebírány jako bodové vzorky jednorázově.

Pro odběry byly připraveny dvě sady čistých vzorkovnic dodané laboratoří, jedna určená na bakteriologický rozbor a druhá na základní chemický rozbor. Vzorkovnice určené k odběru vzorku pro bakteriologii byly skleněné, tmavé, hnědé, o objemu 1l. Jejich zábrusná zátka byla opatřena alobalovým krytím, aby nedošlo k nežádoucí kontaminaci. Vzorkovnice určené pro vzorky na základní chemický rozbor byly průsvitné, polyethylenové, o objemu 2l. Odběr laboratorních vzorků byl proveden na menším množství odběrných bodů než samotná terénní měření.

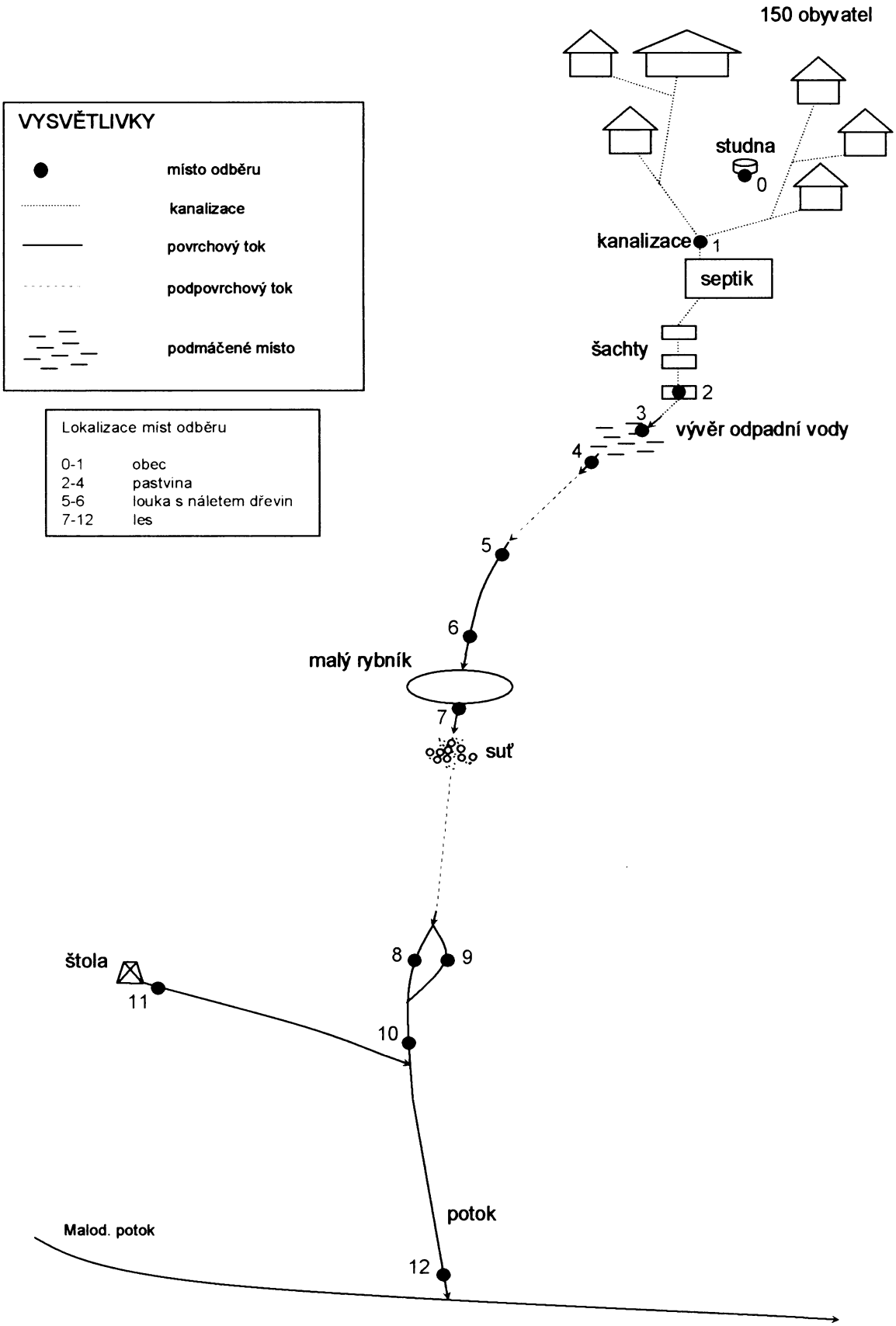
K bakteriologické a chemické analýze bylo odebráno 12 vzorků, terénní měření bylo provedeno na více odběrových místech. Během terénního měření se stanovovalo pH vody, vodivost, obsah rozpuštěného kyslíku a oxidačně redukční potenciál (ORP) a také teplota vody i vzduchu.

Vzorky byly k analýze dopravovány automobilem, uschované v přenosném chladícím boxu, který byl umístěn mimo možné zdroje kontaminace. Ještě v den odběru byly vzorky přemístěny do chladícího zařízení laboratoře.

Stav odběrového prostoru je zaznamenán na následující fotografii, *obr. č. 8.* Jedná se o pastvinu s poměrně prudkým sklonem, na většině plochy pokrytou travou, průběžně spásanou stádem dobytka, i podložní půda je tedy průběžně narušována.

Obr. č. 8. Vsakovací prostor – šachty bývalé drenážní kanalizace pod septikem (stav září 2006)

Na následujícím schématu je zaznamenána odběrová, vzorkovací síť:



Obr. č. 9. Schéma odběrové sítě zájmového území pod obcí Měděnec (autor: Mgr. Lada Felberová, VÚV T. G. M.)

8.4. Analýza vzorků

Vzorky byly analyzovány v laboratořích VÚV T.G.M. v Praze na obsažené nerozpuštěné látky (ozn.: NL), jednotlivé formy dusíku, celkového fosforu a fosforečnanů, chloridů, BSK_5 a $ChSK_{Cr}$. Ve většině případů se jednalo o spektrofotometrickou analýzu, kterou provedla Zkušební laboratoř technologie vody VÚV T.G.M., v.v.i., mikrobiologickou analýzu uskutečila Laboratoř sekce jakosti vod a ochrany ekosystémů VÚV T.G.M., v.v.i.

8.4.1. Stanovení nerozpuštěných látek

Nerozpuštěné látky se stanovovaly podle technické normy ČSN EN 872 filtrací přes filtr ze skleněných vláken s porozitou 1 μm, se stanovenou nejistotou 10 %. Používá se samozřejmě vzorek vody, nefiltrovaný a homogenizovaný, alespoň ručně protřepaný. Filtrační zbytek, tzn. nerozpuštěné látky o velikosti přesahující velikost póru skleněného filtru, se suší 2 hodiny při teplotě 105 °C a poté se zváží ve vychladlém stavu.

8.4.2. Stanovení chemické spotřeby kyslíku $ChSK_{Cr}$

Chemická spotřeby kyslíku byla stanovována podle normy TNV 75 7520 metodou dichromanem draselným z nefiltrovaného, homogenizovaného vzorku vody. Při předpokládaném $ChSK_{Cr}$ do hodnoty 800 mg/l se použije vzorek bez ředění, při hodnotách vyšších je ředění vyžadováno (běžné okolo 2,5x). $ChSK_{Cr}$ se stanovuje ze vzorku nefiltrované, vody. Za cca dvouhodinového působení vysokých teplot a přítomnosti stříbrných iontů dojde k absolutnímu rozložení látky $K_2Cr_2O_7$. Zohledňovaná odchylka použitá u tohoto měření je vyčíslena na 15 %.

Výsledek odpovídá chemickou spotřebu kyslíku, která je ekvivalentní spotřebě dichromanu, a udává se v mg/l spotřebovaného O_2. Jiný způsob pojmenování tohoto parametru je oxidovatelnost *(Šilar et al., 1992)*.

8.4.3. Stanovení biologické spotřeby kyslíku (BSK_5)

Tato metoda nepatří mezi přísně chemické metody, stanovující obsah lehce rozložitelných organických látek v odpadní vodě. Její stanovení odpovídá na otázku kolik mg O_2 na litr spotřebuje biologická aktivita ve vodě. Používá se nefiltrovaná, surová, homogenizovaná voda. Pro tuto metodu je třeba vytvořit sadu 4 vzorků s různým ředěním, první dva vzorky obsahují zkoumanou odpadní vodu, první vzorek se ředí nejméně a druhý více. Třetí a čtvrtý vzorek neobsahují odpadní vodu, jeden je pouze slepý, tvořený prokysličenou vodou se živinami a další obsahuje rozpuštěnou sacharózu a pouze 1 ml odtokové vody. Jeho hodnota by se měla pohybovat v rozmezí +/- 40 mg kolem hodnoty 210 mg/l BSK5. Poměry ředění se odvíjejí od hodnoty $ChSK_{Cr}$ a jsou uvedeny v laboratorních tabulkách, obvyklým postupem je, že ředění prvního vzorku je přesně dvojnásobné vzorku druhému. Prokysličená voda, jež se doplňuje ke vzorkům do hodnoty 1 l obsahuje na 1l 1mg živin a po alespoň dvouhodinovém prokysličování se přidává PO_4^{3-}, $CaCl_2$, $FeCl_3$, $MgSO_4$ a 2ml allylthiomočoviny pro potlačení nitrifikačních procesů.

Poté se všechny vzorky přelijí, bez dalšího probublání, do čtyř menších lahviček, neprodyšně uzavřou a přemístí na temné místo, s teplotou 20 °C a pět dní se nechají pracovat. Okamžitě se změří pouze přítomnost O_2 ve třetím vzorku z každé vzorkové řady. V případě laboratoře VÚV T.G.M., v.v.i., byl použit oxymetr od firmy WTW. Za pět dní je změřen zbytek sady a provedeno několik kontrolních měření. V závěru se stanoví BSK5 podle vzorce

hodnota 0. dne – hodnota 5. dne (průměr dvou zkumavek) – slepý vzorek.

8.4.4. Stanovení celkového fosforu P_{celk} a obsah fosforečnanů

Fosfor v odpadní vodě byl stanoven podle normy ČSN EN 1189 a nejistota při stanovení tvořila 10 %. Vzorek určený ke stanovení fosforečnanů k odpadní vodě se vyrábí z nefiltrované, homogenizované, surové odpadní vody. Základem stanovení fosforečnanů je snaha převést všechny, ve vodě se vyskytující formy, na ortofosforečnany, které lze změřit spektrofotometricky. Převod na ortofosforečnany se provádí ve vzorku o objemu 40 ml. Ten se musí v prvním kroku okyselit 0,4 ml 4,5 M kyseliny sírové H_2SO_4. Během dalšího kroku se přidává peroxidsíran, který přispívá k mineralizaci a potom následuje 30 minut varu (měřeno od okamžiku zahájení varu). Během této doby je třeba kontrolovat var, přidávat varné kamínky, aby nedošlo ke „skrytému varu" a kontinuálně přidávat k vařícímu se vzorku destilovanou vodu, aby se objem pohyboval mezi 12 a 30 ml. Po 30 minutách musí vzorky zchladnout, aby bylo možné pokračovat v analýze. Nejprve je nutné analyzovaný roztok neutralizovat přidáváním hydroxidu sodného NaOH, jako indikátor se používá běžný fenolftalein.

V tomto okamžiku jsou vzorky připravené k analýze ortofosforečnanů, která se provádí v 50 ml baňkách. Do analytu se přidá 1 ml kyseliny askorbové, jež se nechá 10 min. působit a posléze ještě 2 ml kyselého roztoku molybdenanu. Po dalších 10 minutách po přidání dochází k úplné přeměně na ortofosforečnany, která je indikována modrým zabarvením vzorku. Pouze slepý vzorek zůstává čirý. Podmínkou správné analýzy je spektrofotometrické měření, jež proběhne do 20 min. od zabarvení. Spektrofotometrické měření se provádí na přístroji Cintra 6 GBC, při vlnové délce 880 nm. Výsledný výpočet se provádí počítačově jako odečet z regresní přímky.

8.4.5. Stanovení dusitanů $N - NO_2$ a amonných iontů $N - NH_4$

Stanovení dusitanů probíhá na základě normy ČSN EN 26777 a nejistota stanovení činila 10 %. Ke stanovení dusíkatých iontů v odpadní vodě se používá voda filtrovaná přes filtr ze skleněného vlákna, s přesně stanovenou porozitou 1μm. Dusitany se v odpadní vodě nevyskytují jinak než jako fáze neproběhnuvší nitrifikace, proto na přítoku se téměř nevyskytují, v odtoku indikují právě nedokončenou nitrifikaci. Analýza probíhá v baňkách o objemu 50 ml, ale objem vzorku je opět 40 ml, do 50 ml se doplňuje činidlem, standardem stanoveným k analýze dusitanů, a dolévá vodou po rysku. Po 20 min. dobarvení lze stanovovat obsah dusitanů $N - NO_2$ podle intenzity barvy a následným spektrofotometrickým měřením.

Amonné ionty se stanovují postupem analogickým, pouze se ke vzorku přidávají dvě analytická činidla místo jednoho. Tento postup je určen normou ČSN ISO 7150 – 1, nejistota stanovení v tomto případě činí 10 %.

Obsah dusitanů a amonných iontů lze odhadnout podle typu čistírny. Na odtoku z kořenové čistírny, kde je nižší obsah rozpuštěného kyslíku, bude zvýšená hodnota amonných iontů a obsah dusitanů bude téměř neměřitelný. Naopak v případě zemních filtrů, kde je kyslík přítomen ve větší míře, bude odtok obsahovat menší množství amonných iontů a zvýšený podíl dusitanů a dusičnanů. V zemních filtrech podle laboratorních analýz dochází ke kvalitnějšímu odstranění amoniaku z odpadní vody.

8.4.6. Stanovení dusičnanů $N - NO_3$

Obsah dusičnanového dusíku ve vzorku se stanovuje z odpadní vody filtrované přes filtr z inertního skleněného vlákna se stanovenou porozitou 1 μm. Dusičnanové ionty jsou vždy disociované ve vodě. Do laboratorní misky se odměřuje objem 10 ml vzorku s přídavkem salicylanu. Poté se provádí odpar

do suchého stavu. 95 % odparku tvoří kyselina sírová. V dalším kroku se celý odparek rozpouští v destilované vodě a k tomuto roztoku se přidává 7 ml hydroxidu sodného NaOH až se vytvoří žlutavý vzorek, který se naředí do 50 ml odměrky.

Tato metoda je jediná, kde lze provést dodatečné ředění, podmínkou však je přesně zaznamenávat, ve kterém kroku k jakému ředění došlo.

8.5. Platné limitní hodnoty

Výsledky analýz byly porovnávány s platnými limitními hodnotami. Získané hodnoty rozborů povrchových vod byly posuzovány podle imisních standardů ukazatelů přípustného znečištění povrchových vod uvedených v Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, o náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizace.

Hodnoty analýz podzemních vod byly srovnávány se všeobecnými normativy A, B a C Metodického pokynu MŽP ČR *(MŽP, 1996)*. Normativ A stanovuje přirozené pozadí v souvislosti se stanovenou mezí citlivosti analytického stanovení. Normativ B jako uměle zavedený limit, zhruba odpovídající aritmetickému průměru kritérií A a C. Je-li normativ B překročen, je nutné posoudit, zda jde o ekologickou zátěž. Normativ C určuje znečištění, které může znamenat významné riziko ohrožení zdraví člověka a jednotlivých složek životního prostředí. Jedná se o parametr orientační, riziko je nutné potvrdit rizikovou analýzou s přihlédnutím k plánovanému využití ohroženého území.

9. VÝSLEDKY

Odběry byly provedeny v odlišných podmínkách. Jarní odběr probíhal v chladném počasí a po několikadenních poměrně vydatných deštích. Lze předpokládat vyšší průtoky a možné naředění odpadní vody průsaky netěsnostmi v potrubí. Vsakovací prostor byl bažinatý, ale spíše nenarušený. Pozdně letní odběr byl prováděn během teplého dne, po teplém létě, několik dní před odběrem nepršelo. Vsakovací prostor byl navíc narušen pasoucím se stádem krav, které se na lokalitě pohybovalo zřejmě po celé léto.

Díky sledování v různých podmínkách lze tedy porovnat chování vsakované odpadní vody v závislosti na výkyvech počasí, různém množství srážek, odlišné vydatnosti podzemní vody, teplotě vzduchu, narušenosti vsakovacího prostoru i objemu vsakované vody.

9.1. Jarní odběr

V den prvního jarního odběru ráno se na lokalitě vyskytují jemné srážky deště se sněhem, teplota vzduchu v 11 hod. dosahuje 7°C. Teplota odebírané vody se pohybuje kolem hodnoty 8 °C (+/- 1 °C). Během předchozích tří dnů dosahovaly srážky, naměřené na základní meteorologické stanici Měděnec, průměrně 5,8 mm, vypočítáno z dat v *tabulce č. 7.*

Datum	29.5.	30.5.	31.5.
Množství srážek [mm]	6,5	4,9	6

Tab. č. 7. Množství srážek na Měděnci tři dny před odběrem (měřeno na základní meteostanici v Měděnci)

Vinou této skutečnosti byly očekávány zvýšené průtoky ve vodotečích. Odebíraná odpadní voda ale byla poměrně koncentrovaná, kanalizační potrubí je zřejmě ve velmi dobrém stavu.

9.2. Terénní měření – jaro

Číslo dle schématu	Odběrový bod	Průtok [l/s]
1	Skruž	0,075
3	Vývěr	0,15
5	U javoru	0,33
7	Rybníček	0,82
10	Před soutokem	1
	Pod soutokem se štolou	11

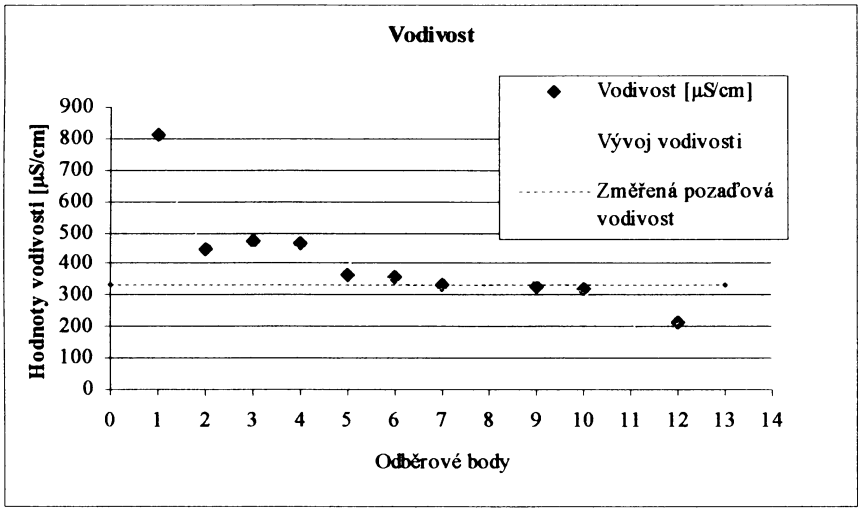
Tab. č. 8. Průtoky naměřené dne 1.6.2006

Vzorek č. 0 ze studny byl odebrán z důvodu možnosti porovnání naměřených výsledků s pozaďovými hodnotami v dané lokalitě se vyskytujících podzemních vod.

Na 12 odběrových místech, ketré jsou zakresleny ve schématu na *obr. č. 9*, byly změřeny hodnoty pH a vodivosti.

Číslo dle schématu	Název vzorku	pH	Vodivost (µS/cm)
0	Studna	6,88	335
1	Skruž	**8,19**	813
2	Poslední šachta	7,4	448
3	Vývěr	7,37	473
4	Vodopád	7,57	468
5	U javoru	6,99	365
6	Pod olšemi	7,51	360
7	Rybníček	7,67	336
8	Pod vývratem 1	8	332
9	Pod vývratem 2	8	329
10	Soutok	**8,03**	320
11	Štola	6,61	246
12	Potok	7,77	214
Limit NV 61/2003		**6 až 8**	

Tab. č. 9. Základní hodnoty terénního měření vod na jednotlivých odběrových místech,



Obr. č. 10. Graf průběhu hodnot vodivosti vod během postupu lokalitou, porovnaný s pozaďovou hodnotou podzemní vody

Z naměřených hodnot je vidět, že celkové pH podzemní vody v lokalitě je mírně kyselé, zatímco hodnoty odpadní a povrchové vody jsou mírně zásadité, ale žádná z hodnot nepřesahuje limit stanovený Nařízením vlády ČR č. 61/2003. Jediné zvýšené hodnoty jsou dosaženy na odběrovém bodě Skruž, což je odběr odpadní vody z kanalizace ještě před odtokem do septiku.

Co se týče vodivosti, jsou hodnoty velmi zvýšené proti pozaďovým hodnotám pouze na prvních čtyřech odběrových bodech. Největší pokles v hodnotách vodivosti byl zjištěn mezi Skruží a Poslední šachtou. Mezi těmito body dochází k poklesu téměř na poloviční hodnotu vodivosti. A dalším postupem horninovým prostředím dále klesá až na hodnoty nižší než je vodivost pozaďové podzemní vody v obci.

Podle hodnot naměřených průtoků si lze představit dotaci podzemních vod v jednotlivých odběrových bodech. Jejich nárůst svědčí o průsacích podzemních vod a tudíž o ředění kontaminace a tím i o jejím snazší odbouratelnosti v rámci procesů přirozené atenuace.

Co se týče organoleptických vlastností vody, zlepšovala se kvalita vody velmi rychle. Na odběrovém bodě vývěr voda silně zapáchá, objevují se v ní šlemy, je naprosto zřejmé, že se jedná o odpadní vodu. Na následujícím odběrovém bodě, Vodopád, je zápach mnohem slabší, téměř nepostřehnutelný a množství šlemů se citelně snížilo. Voda U javoru je vzhledově i čichově přijatelná, ale pění, což svědčí o stále nízké kvalitě. Na všech dalších odběrových bodech je voda čistá, nezapáchá, nešlemuje ani nepění. V konečném úseku, před soutokem s vodou ze štoly, je bohatě prokysličená a kvalitní, o čemž svědčí, mimo jiné i přítomnost kolonie larev chrostíků.

9.3. Laboratorní chemická analýza – jaro

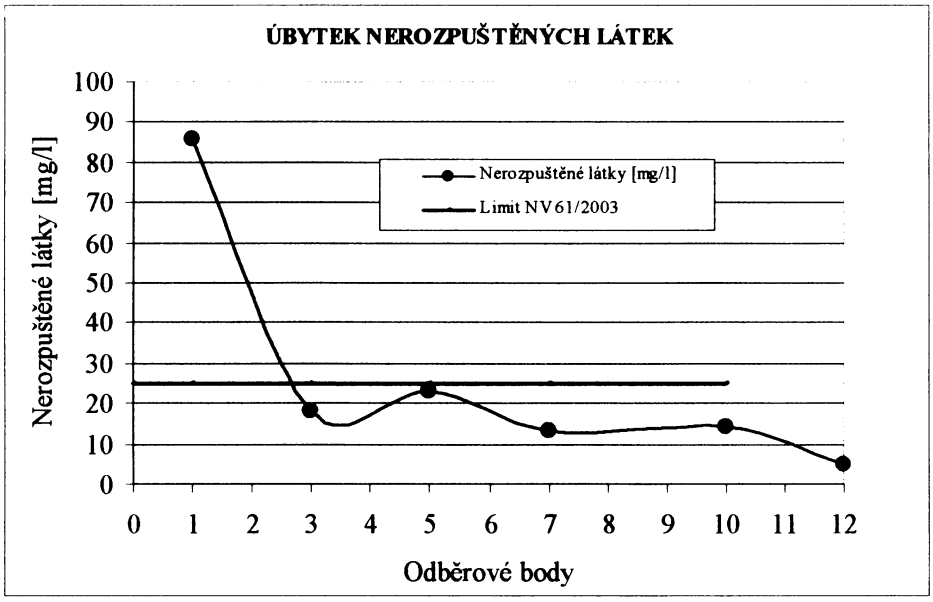
9.3.1. Nerozpuštěné látky

Číslo dle schématu	Název vzorku	NL (mg/l)
0	Studna	0
1	Skruž	**86**
3	Vývěr	18
5	U javoru	23
7	Rybníček	13
10	Soutok	14
12	Potok	5
Limit NV 61/2003		**25**
MZP (1996) - Normativ C		

Tab. č. 10. Naměřené hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek

Z výsledků analýzy nerozpuštěných látek je možné vyvozovat závěry o účinnosti septiku. Ztráty nerozpuštěných látek, ke kterým dochází mezi odběrovým bodem Skruž a Vývěr, jsou způsobené z podstatné části usazením v septiku. V tomto případě se tudíž tříkomorový septik stává dostatečnou ochranou před vsakováním nerozpuštěných látek do horninového prostředí.

Mírný, ale podlimitní, nárůst hodnoty v odběrovém bodě U javoru lze připsat terénním změnám a také pravděpodobně vymytí z profilu. Místo U javoru se vyskytuje na terénním zlomu pod výrazným svahem, může zde docházet k akumulaci nerozpuštěných látek z koryta. Dochází zde ke změně vegetace, vyskytují se vyšší rostliny – kopřivy, keře a také několik javorů a olší.



Obr. č. 11. Graf úbytku nerozpuštěných látek ve vodách

Další pokles hodnot je dán zcela jednoznačně filtrací v půdním profilu a ředěním.

9.3.2. Dusíkaté látky

Číslo dle schématu	Název vzorku	$N\text{-}NH_4^+$ (mg/l)	$N\text{-}NO_2^-$ (mg/l)	$N\text{-}NO_3^-$ (mg/l)
0	Studna	<0,05	<0,02	4,8
1	Skruž	**61**	0,036	0,25
3	Vývěr	**13**	**0,36**	1,4
5	U javoru	0,3	0,044	6
7	Rybníček	0,05	<0,02	5,5
10	Soutok	<0,05	<0,02	5
12	Potok	<0,05	<0,02	2,2
Limit NV 61/2003		**0,5**	**0,05**	**7**
MŽP (1996) - Normální C		**2,4**	**0,4**	

Tab. č. 11. Naměřené hodnoty koncentrace dusíkatých látek

V tabulce jsou zvýrazněny hodnoty, jež přesahují limit stanovený Nařízením vlády ČR 61/2003 Sb. V případě amonného dusíku se však jedná o výrazné nadlimitní hodnoty pouze u odběru v ústí kanalizace před septikem. Do dalšího odběrového bodu došlo k výraznému poklesu obsahu amoniakálního dusíku způsobenému oxidačním režimem vod v lokalitě a zahájením procesu nitrifikace. Tím lze také zdůvodnit nárůst hodnoty dusitanů ve Vývěru. Právě Vývěr je oním bodem, kde se vyskytují všechna stadia nitrifikace současně. Dusičnany jsou zde zatím zastoupeny nejméně, k jejich nárůstu dochází během dalšího postupu půdním profilem a dalších nitrifikačních přeměn. V odběrovém bodě U javoru je naposledy zaznamenám nárůst hodnoty dusičnanů, od Rybníčku už dochází pouze k odbourávání celkového dusíku. Nikdy však jejich objem nepřekračuje stanovený limit, jelikož dochází k průběžnému odstraňování a ředění.

Hodnota celkového dusíku naměřená ve studni jako ukazatel pozaďových hodnot indikuje oxidační režim i v mělké zvodni, většina dusíku je v podzemní vodě vázaná v dusičnanech.

9.3.3. Fosfor

Číslo dle schématu	Název vzorku	$P_{celk.}$ (mg/l)	P- PO_4^{3-} (mg/l)
0	Studna	0,19	0,19
1	Skruž	7,2	6,6
3	Vývěr	2,1	1,9
5	U javoru	0,46	0,34
7	Rybníček	0,26	0,18
10	Soutok	0,22	0,16
12	Potok	<0,05	<0,05
Limit NV 61/2003		0,15	

Tab. č. 12. Naměřené hodnoty koncentrace celkového fosforu a ortofosforečnanů

K odstraňování fosforu dochází velmi povlovně celým profilem, podle výsledků je možné pozorovat, že úbytek pod hranici limitu je zřejmě spíše relativní, způsobený naředěním s vodou z přitékajícího potoka. Na druhou stranu, za zmínku zcela určitě stojí také nadlimitní hodnoty vzorku Studna. I v podzemní vodě obce je obsaženo vyšší množství fosforu, nejspíše antropogenního původu.

I přes nízkou rychlost eliminace, je aktivita v odstraňování fosforu z vody výrazně znatelná.

9.3.4. Chloridy

Číslo dle schématu	Název vzorku	Cl^- (mg/l)
0	Studna	8,5
1	Skruž	72
3	Vývěr	30
5	U javoru	16
7	Rybníček	14
10	Soutok	15
12	Potok	9
Limit NV 61/2003		250
MZP (1996) - Normativ C		150

Tab. č. 13. Naměřené hodnoty koncentrace chloridů

Koncentrace chloridů byla vysoká v nečištěné odpadní vodě, ale ani v tom případě nedosahovala limitní hranice stanovené Nařízením vlády č. 61/2003. Pokles hodnoty během postupu lokalitou svědčí o ředění odpadních vod vodou podzemní. Výrazné úbytkové skoky v obsahu chloridů jsou dány pravděpodobně ředěním, neboť chloridy nepodléhají biologické přeměně. V septiku dochází pouze k mísení různých denních obsahů a tudíž ke srovnání hodnot obsahu chloridů. Při odtoku ze septiku jsou tedy denní výkyvy v obsahu chloridů srovnané. Další úbytek svědčí o dotaci podzemní vody. Při porovnání s průtoky z *tab. č. 8* lze odhadovat množství podzemní vody, která přispěla k ředění vypouštěné vody. V případě jarního odběru dochází k ředění podzemní vodou zhruba 2krát mezi body Vývěr a U javoru a poté zůstává koncentrace téměř konstantní.

9.4. Analýza bakteriální kontaminace - jaro

Číslo dle schématu	Název vzorku	Intestinální enterokoky	Termotolerantní koliformní bakterie
0	Studna	0,01	0,01
1	Skruž		
3	Vývěr		
5	U javoru	1	6
7	Rybníček	0,5	1,9
10	Soutok	0,1	0,1
12	Potok	0,1	0,1
Limit NV 61/2003		**20**	**40**

Tab. č. 14. Výsledky analýzy bakteriální kontaminace

Pozaďové hodnoty bakteriální kontaminace v porovnávané podzemní vodě ze studně jsou velmi nízké. Naopak nadlimitních hodnot je dosahováno, v případě obou analyzovaných typů bakterií pouze při ústí kanalizace a v následujícím odběrovém bodě, v odpadní vodě. Před septikem je limit překročen až 500krát, ale úbytek mezi dvěma odběrovými body, kdy voda prochází horninovým prostředím, je velmi výrazný a probíhá v příznivém trendu. K výraznému úbytku dochází zjevně už v septiku a konečné odstranění proběhne ještě na prostoru pastviny, kde fekální znečištění nebude pouze antropogenního původu. Odbourávání bakteriální kontaminace je velmi účinné.

9.5. Pozdně letní odběr

V den podzimního odběru je lokalita suchá, počasí je slunečné, teplota vzduchu v 10:30 hod. dosahuje 15°C. Během předchozích tří dnů nedosahovaly srážky, podle informací ze základní meteorologické stanice Měděnec, měřitelné hodnoty. Tento odběr lze považovat za čistý, bez výskytu jakékoli příměsi balastní vody.

Pastvina je, v porovnání s jarním stavem, využívanější, spásaná a rozdupaná pasoucím se dobytkem. Vsakovací prostor je proto rozbahnělý a narušený.

9.6. Terénní měření – pozdně letní

Číslo dle schématu	Odběrový bod	Průtok [l/s]
1	Skruž	0,07
2	Vývěr	0,1
	Konec pastviny	méně než 0,1
5	U javoru	0,15
7	Rybníček	0,15
10	Před soutokem	1
	Pod soutokem se štolou	11

Tab. č. 15. Průtoky naměřené dne 11.9.2006

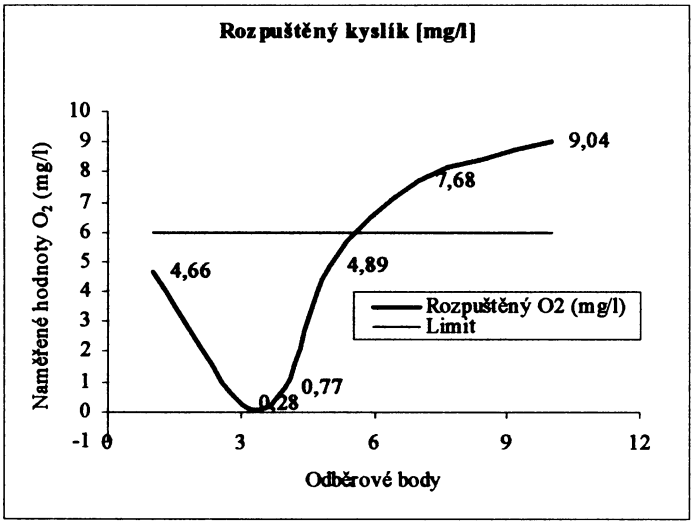
Ve srovnání s průtoky z jarního odběru (*tab. č. 8*) jsou po suchém létě naměřeny výrazně nižší hodnoty průtoků v oblastech pohybu vody po povrchu. Shodují se hodnoty přítoku do septiku (Skruž)

Číslo dle schématu	Název vzorku	pH	Vodivost (µS/cm)	Rozpuštěný O2 (mg/l)	ORP (mV)
1	Skruž	7,89	554		nest.
3	Vývěr	7,38	873		-153
4	Konec pastviny	7,15	914		-84
5	U javoru	6,59	462		61
7	Rybníček	7,45	403	7,68	102
10	Soutok	7,65	393	9,04	nest.
Limit NV 61/2003		**6 až 8**		**více než 6**	

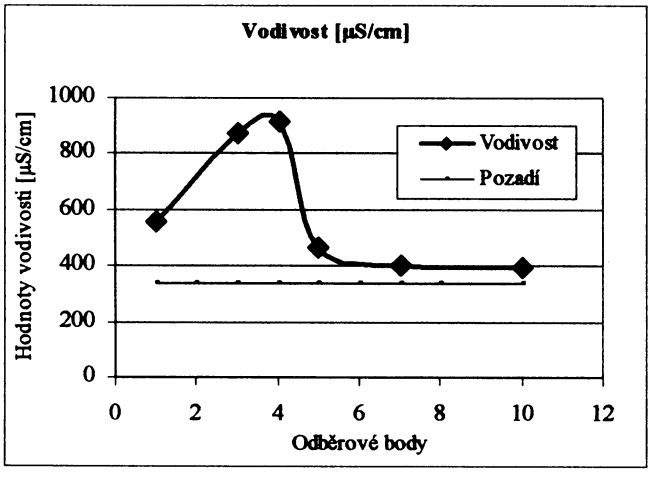
a také odtok ze septiku.

Tab. č. 16. Naměřené hodnoty rozšířeného terénního měření

Pozdně letním odběrem bylo zaznamenáno slabé snížení hodnoty pH vzorkované vody pod hodnotu pH=8, pod níž se, na rozdíl od minulého měření, dostaly už i vzorky odebrané u ústí kanalizace do septiku. Počátek snižování mineralizace se posunul mezi odběrové body Konec pastviny a U javoru.



Obr. č. 12. Graf nárůstu koncentrace rozpuštěného kyslíku



Obr. č. 13. Průběh změn vodivosti vody

Z hlediska organoleptických vlastností se na dvou odběrových bodech za septikem, tzn. Vývěr

a Konec pastviny, ještě vyskytovaly šlemy, indikující, že stav odpadní vody není zcela vyhovující, a sraženiny Fe^{3+}, jež svědčí o oxidačním režimu ve vodě. Tehdy dochází k přeměnám rozpuštěného Fe^{2+} na nerozpustný Fe^{3+}. V bodě U javoru je voda vzhledově přijatelná, nezapáchá ani nezahnívá, ale pění, což je ukazatel přítomnosti určitého procenta složek odpadní vody, naměřená hodnota rozpuštěného kyslíku ještě není dostatečná.

9.7. Laboratorní chemická analýza – pozdně letní

9.7.1. Chemická spotřeba kyslíku a nerozpuštěné látky

Číslo dle schématu	Název vzorku	CHSK (mg/l)	NL (mg/l)
1	Skruž		
3	Vývěr		
5	U javoru	28	5
7	Rybníček	26	8
10	Soutok	20	6
Limit NV 61/2003		**35**	**25**

Tab. č. 17. Naměřené hodnoty koncentrace nerozpuštěných látek a chemické spotřeby kyslíku

Během druhého kola odběrů byla ze vzorků měřena i hodnota $ChSK_{Cr}$. Během průtoku septikem byla redukována zhruba na třetinu. Postupem přes pastvinu se pak zredukuje až na podlimitní hodnotu a dalším postupem se ještě snížila.

Nerozpuštěné látky, stejně jako v minulém měření, ukazují na dobrou účinnost septiku, v něm se usazuje až 70 % veškerých před septikem naměřených nerozpuštěných látek. Celkové množství nerozpuštěných látek je vyšší než během prvních odběrů, jejich odstraňování je však mnohem účinnější. Další snížení mezi body Vývěr a U javoru je velmi výrazné a veškerý další průsak lokalitou se hodnota NL pohybuje hlubokou pod limitem stanoveným Nařízením vlády č. 61/2003.

9.7.2. Dusíkaté látky

Číslo dle schématu	Název vzorku	N - NH_4^+ (mg/l)	N-NO_2^- (mg/l)	N-NO_3^- (mg/l)	N anorg. (mg/l)
1	Skruž			0,3	46,5
3	Vývěr		0,04	0,15	47
5	U javoru		0,042	6	8
7	Rybníček		<0,02	4,4	5
10	Soutok		<0,02	4	5
Limit NV 61/2003		**0,5**	**0,05**	**7**	

Tab. č. 18. Naměřené hodnoty koncentrace dusíkatých látek

Celkový obsah dusíkatých látek byl proti jarnímu odběru nižší, jejich odstraňování ale probíhalo pomaleji. Obsah amonných iontů byl výrazně snížen při průchodu horninovým prostředím na pastvině mezi odběrovými body Vývěr a U javoru. Mírné zvýšení v odběrném bodě Vývěr může být dáno spásáním pastviny a průběžným narušováním půdního profilu stádem dobytka, případně také jeho fekální dotací. Další postup povrchovým tokem jejich hodnotu nadále snižuje, ale až k soutoku

s přítokem ze štoly nedosáhly pod limitní hodnotu. V odpovídajících řádových změnách narůstá obsah dusičnanového dusíku, jeho množství nepřekračuje hodnotu stanoveného limitu. Celkový způsob eliminace odpovídá oxidačnímu režimu podzemních i povrchových vod v lokalitě.

Klesající hodnota anorganického dusíku dokladuje postupný celkový úbytek dusíkatých látek. Jeho hodnota může být částečně zkreslená rozpadem organického dusíku na amoniakální, ale slouží jako rámcový úbytek znečištění dusíkatými látkami.

9.7.3. Fosfor

Číslo dle schématu	Název vzorku	$P_{celk.}$ (mg/l)	P- PO_4^{3-} (mg/l)
1	Skruž		12
3	Vývěr		5,8
5	U javoru		0,16
7	Rybníček		0,15
10	Soutok		0,19
Limit NV 61/2003			

Tab. č. 19. Naměřené hodnoty koncentrace celkového fosforu a ortofosforečnanů

I v obsahu celkového fosforu lze sledovat pozitivní trend odstraňování. V nečištěné odpadní vodě před septikem byly hodnoty celkového fosforu nejvyšší, v septiku byl obsah snížen zhruba na polovinu, dalším postupem horninovým prostředím na řádově nižší hodnotu. Celkově došlo k téměř dvacetinásobné redukci, ale další pokles hodnoty byl pouze mírný. Až k soutoku s přítokem ze štoly nebyl dosažen stanovený limit. Celkově pozitivní trend odstraňování celkového fosforu byl narušen mísením s podzemní vodou, v níž pozaďová hodnota koncentrace fosforečnanů v podzemní vodě v obci je zde také zvýšená – 0,19 mg/l. Nárůst probíhá sice v slabě nadlimitních hodnotách, ale je způsoben mísením s podzemní vodou, v níž je obsah fosforu vyšší, jak ukazuje odběr vody ze studny *(tab. č. 9)*.

Jak je vidět, v téměř vyčištěné odpadní vodě je fosforečnanová kontaminace přítomna pouze ve formě ortofosforečnanů.

9.7.4. Chloridy

Číslo dle schématu	Název vzorku	Cl^- (mg/l)
1	Skruž	507
3	Vývěr	305
5	U javoru	131
7	Rybníček	110
10	Soutok	106
Limit NV 61/2003		250

Tab. č. 20. Naměřené hodnoty koncentrace chloridů

Co se týče chloridů v druhém kole vzorkování, jejich obsahy jsou mnohonásobně zvýšené a přesahují limit stanovený Nařízením vlády č. 61/2003 pro povrchové vody i všeobecným normativem C Metodického pokynu MŽP ČR pro vody podzemní. Tento stav mohly způsobit nižší průtoky, pouze slabé naředění vod lokality srážkami a dlouhotrvající sucha spojená se zvýšeným výparem. Přesto

trend odstranění je pozitivní, v septiku dochází ke snížení hodnoty naměřené ve Skruži. Jednak ke snižovaní dochází ředěním, ale také mísením denních výkyvů v obsahu chloridů. Dalším postupem horninovým prostředím je hodnota snížena na podlimitní úroveň a nadále, v povrchovém toku, se ještě velmi pomalu snižuje. Obsah chloridových iontů zde funguje jako důležitý ukazatel dokumentující míru naředění odpadní vody. Lze podle jeho obsahů stanovit, že k významnému ředění dochází mezi šachticí u hřbitova a vsakovacím prostorem a během průchodu horninovým prostředím, zatímco k nevýraznému ředění dochází v povrchovém a podpovrchovém průtoku vody směrem k soutoku s vodotečí ze štoly.

9.8. Analýza bakteriální kontaminace – pozdně letní

Číslo dle schématu	Název vzorku	Intestinální enterokoky	Termotolerantní koliformní bakterie
1	**Skruž**	**26000**	**180000**
3	**Vývěr**	**3800**	**88000**
5	**U javoru**	2	39
7	**Rybníček**	2,4	4,2
10	**Soutok**	0,2	0,1
Limit NV 61/2003		**20**	**40**

Tab. č. 21. Výsledky analýzy bakteriální kontaminace

Bakteriální kontaminace byla při druhém kole odběrů ještě vyšší, o téměř jeden řád byla zvýšena především hodnota termotolerantních koliformních bakterií. Jejich redukce proběhla už v septiku o necelý jeden řád, nejvýrazněji se na odstranění bakteriálního znečištění podílí vsak do horninového prostředí, kde došlo ke snížení na podlimitní hodnotu (až o 3 řády). Další postup v povrchovém toku změnil jen obsah koliformních bakterií a to zhruba desetinásobně, obsahy enterokoků zůstávají stabilní. Další vsak do horninového prostředí mezi odběrovými body Rybníček a Soutok přinesl další pokles hodnot u obou typů bakterií na hodnotu blízkou nule. Bakteriální znečištění je tedy v lokalitě eliminováno dobře.

10. DISKUZE

K posouzení ředění vody byl použit vývoj koncentrace chloridů. Díky změnám v koncentraci chloridů, které se v přírodě nesorbují ani neodstraňují, lze posoudit dotaci podzemní vody a tudíž procento ředění *(Negulescu, 1985)*. Mezi odběrovými body Vývěr a U javoru se předpokládá největší úbytek znečišťujících látek a mezi body U javoru a Před soutokem se štolou byly koncentrace výrazně zředěné. Na těchto úsecích lze srovnávat účinnost přirozených procesů podle ředění. Předpokládejme, že pokud je ředění dvojnásobné a úbytek v koncentraci zkoumaného kontaminantu vyšší, probíhají v prostředí společně s ředěním také jiné způsoby odstraňování, zřejmě procesy přirozené atenuace *(Datel, 2001)*.

Sledováním povrchových projevů v krajině lze snadno pozorovat šíření kontaminačního mraku během prvního podpovrchového vsaku. Přesně ohraničený vsakovací prostor, kde je jasně vidět šíření kontaminantu a přeměna či uvolňování živin do půdy, je ve shodě s tvrzením *Beneše, (1995)*, který popisuje šíření kontaminačního mraku z bodového zdroje jako plošně přesně ohraničený prostor, v němž probíhají difúzně-disperzní procesy a dochází tak ke snižování koncentrace kontaminantu *(obr. č. 2)*.

Jarní vzorky, odebrané za deštivého a chladného počasí jsou zředěnější, naměřené průtoky jsou vyšší, pohybují se okolo 0,15 l/s ve vývěru ze septiku. Koncentrace chloridů *(tab. č. 13)* poklesla mezi body

Vývěr a U javoru asi 1,8krát. Hodnoty všech kontaminantů se snížily mnohonásobně víc *(tab. č. 22)*, celkový fosfor 4,5krát a amoniakální dusík dokonce 43krát. Jediný nárůst proběhl v hodnotách koncentrace dusičnanů (4,3krát), což je pochopitelné, jelikož dusičnany jsou produktem nitrifikace. Vypočítané ztráty tedy dokazují přítomnost procesů přirozeného odstraňování.

Mezi body U javoru a Před soutokem s vodotečí ze štoly koncentrace chloridů se téměř nezměnila, ale došlo k nárůstu průtoku. To může dokazovat sloučení všech rozptýlených ramen vody shodné kvality do jednoho povrchového toku. I bez ředění podzemní vodou klesají hodnoty koncentrací amoniakálního dusíku, ale už pouze 6krát, až na podlimitní hodnotu *(tab. č. 11)*. Koncentrace celkového fosforu klesá téměř 2krát *(tab. č. 12)*. V tomto úseku už také dochází k odstraňování dusičnanů.

Vývoj měřených hodnot ve významných odběrvých bodech - jarní odběr

	Vývěr	U javoru	Před soutokem s vodou ze štoly
Průtok [l/s]	0,15	0,33	1
Cl^- [mg/l]	30	16	15
$N\text{-}NH_4^+$ [mg/l]	13	0,3	0,05
NO_3^- [mg/l]	1,4	6	5
P celk. [mg/l]	2,1	0,46	0,22

Tab. č. 22. Vývoj hodnot jarních odběrů

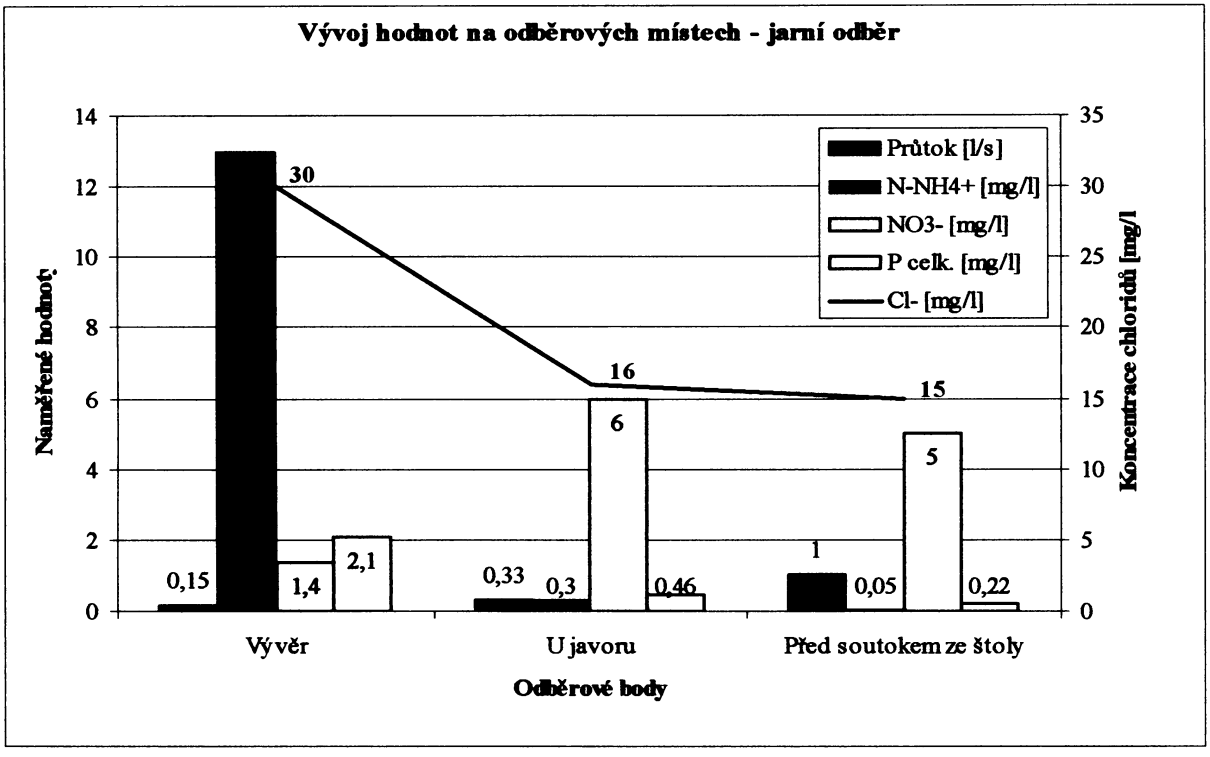
Vývoj měřených hodnot ve významných odběrvých bodech - pozdně letní odběr

	Vývěr	U javoru	Před soutokem s vodou ze štoly
Průtok [l/s]	0,1	0,15	1
Cl^- [mg/l]	305	131	106
$N\text{-}NH_4^+$ [mg/l]	47	1,8	0,85
NO_3^- [mg/l]	0,15	6	4
P celk. [mg/l]	7,8	0,16	0,19

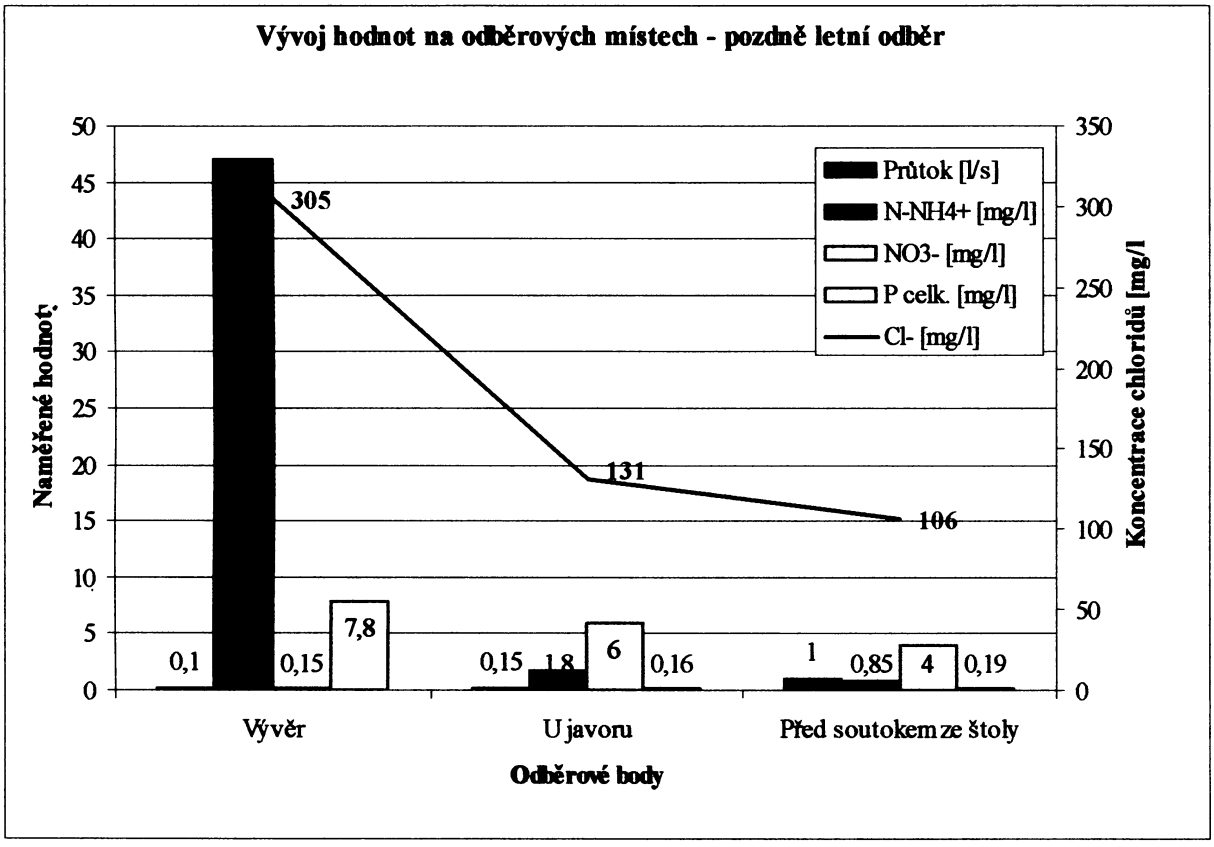
Tab. č. 23. Vývoj hodnot pozdně letních odběrů

Pozdně letní vzorky byly odebírány v teplém a suchém počasí, celkové průtoky byly nižší, znečišťující látky ve vodě byly koncentrovanější *(tab. č. 23)*. Zatímco ředění podzemní vodou, indikované poklesem koncentrace chloridů bylo pouze dvojnásobné, mezi odběrovými body Vývěr a U javoru dochází k mohutnému odstraňování kontaminantů. Koncentrace amoniakálního dusíku poklesla 26krát, celkového fosforu téměř 49krát.

Mezi body U javoru a Před soutokem s vodotečí ze štoly koncentrace chloridů indikuje opět pouze slabý pokles, průtok však mohutně narůstá. To je způsobeno soutokem veškerých rozptýlených ramen. I v tomto úseku ještě klesá koncentrace amoniakálního dusíku, ale začínají se odstraňovat také dusičnany. K jejich odstraňování zřejmě dochází kombinací všech výše popsaných způsobů. Nejsnáze zde bude probíhat asimilační nitrátová redukce, což je ve shodě s tvrzením *Mihaljeviče, Moldana, (2000)*. Odstraňování amonného dusíku navíc koncem vsakovacího prostoru bude pomalejší a méně intenzivní, zdroj amoniaku je téměř nulový. Nelze tudíž předpokládat další nárůst dusičnanů, ale jeho odstraňování. V první části vsakovacího prostoru dochází k významnému úbytku amonného dusíku, tudíž i k nárůstu dusičnanů. Zároveň ale může docházet i k jejich odstraňování heterotrofními aerobními bakteriemi, jelikož množství rozpuštěného kyslíku je, v horní části toku, velmi nízké, jak ukazuje *obr. č. 12*. To by bylo ve shodě s tvrzením *Butlera, Daviese, (2004)*.



Obr. č. 14. Graf závislosti měřených hodnot koncentrací kontaminantů a průtoku na ředění podzemní vodou vyjádřeném poklesem koncentrace chloridů – podle jarních výsledků



Obr. č. 15. Graf závislosti měřených hodnot koncentrací kontaminantů a průtoku na ředění podzemní vodou vyjádřeném poklesem koncentrace chloridů – podle pozdně letních výsledků

Porovnáním obou kol odběrů lze usuzovat, že odstraňování kontaminantů probíhá mnohem lépe v koncentrovanější formě, což platí především pro celkový fosfor, ale beze sporu i pro dusíkaté látky. Tuto teorii potvrzuje nejen různý charakter počasí v době odběru, ale také porovnání úseků Vývěr – U javoru, kde byly koncentrace výrazně vyšší, a U javoru – Před soutokem se štolou, kde došlo k naředění podzemní vodou. Toto oběma odběry potvrzené zjištění je ve shodě s tvrzením, které ve své práci prezentují *Wanko et al., (2005)*. Podle jejich teoreticko – analytické simulace biodegradačních procesů závisí přirozené odbourávání na koncentraci kontaminantu, hydrodynamickém dispersním koeficientu a obsahu rozpuštěného kyslíku. Podle *Vymazala (2006)* však množství rozpuštěného kyslíku závislí především na odbourávání amoniakálního, resp. dusitanového dusíku, na změnách oxidačních stavů. Jak lze vidět z *tab. č. 16* a *tab. č. 18*, tam, kde dochází k nejmohutnějšímu odbourávání amoniaku, je spotřebováváno největší množství rozpuštěného kyslíku. Ve shodě s tvrzeními *Wanko et al. (2006)* lze na naměřených výsledcích sledovat lepší průběh odstraňování koncentrovanějšího kontaminantu. Shodně s tvrzením *Vymazala (2006)* je k odstranění amonných iontů nutná dotace rozpuštěného kyslíku, případně alespoň kyslíku uvolněného z dusičnanů *(Butler, Davies, 2006)*.

Eliminace fosforu je závislá na sorpčních vlastnostech půdy. Při použití analogie s umělým mokřadem *(Vymazal, 2006)*, lze tvrdit, že je – li koncentrace fosforu v roztoku vyšší, jeho sorbované množství je také vyšší. To je ve shodě s výsledky, kdy pozdně letní neředěné odběry obsahovaly více celkového fosforu než jarní, ale ten byl lépe a rychleji odbourán *(tab. č. 12 a 19)*. Nelze opomenout ani poměrně bujnou vegetaci, jejímž přispěním může, ve vhodném ročním období, být odstraněno nezanedbatelné množství fosforu.

Zjištěné výsledky jsou ve shodě s poznatky zjištěnými v rešerši. Úbytek nerozpuštěných látek a snížení koncentrace rozpuštěných látek je zapříčiněn částečně ředěním podzemní vodou, ale především přirozenými degradačními procesy. Při průchodu horninovým prostředím dochází k filtraci, díky níž dochází k odstranění zbývajících nerozpuštěných látek *(tab. č. 10 a 17)* a také sorpci sloučenin fosforu. Půdní a horninové prostředí lokality je vhodné pro sorpci fosforu. Podle *Tomáška, (2003)* jsou sorpční vlastnosti kryptopodzolů sice nízké, ale vysoké obsahy sloučenin hliníku a volných oxidů hliníku a železa *(http://klasifikace.pedologie.cz)* přispívají k sorpci celkového fosforu z odpadní vody v závislosti na kyselosti prostředí velmi významně. Jak uvádí *Hylander a Simán, (2001)*, fosfor vázaný s hliníkem nebo železem je mnohem stabilnější v přírodních aerobních podmínkách než fosfor vázaný s vápníkem.

Veškeré přirozené procesy, popsané v rešeršní části, které se týkaly odstranění nutrientů, se potvrdily v praxi. Důkazem toho jsou prezentované klesající hodnoty obsahů dusíkatých látek i sloučenin fosforu.

Co se týče bakteriálního znečištění, podle prezentovaných výsledků postačí doba setrvání v septiku k odbourání znečištění o několik řádů. Doba setrvání v septiku obce Měděnec je zhruba 3,5 až 4 dny, což podle *Chanletta, (1973)* znamená úbytek koncentrace bakteriální kontaminace až na 7 % celkového obsahu. Tyto maximální hodnoty se nepotvrdily při měření bakteriální kontaminace na Měděnci. Redukce bakteriálního znečištění je během setrvání v septiku a následné drenážní kanalizaci pomalejší. Koncentrace intestinálních enterokoků poklesla významněji, až na 3,5 %, při jarním odběru a na 14 % v pozdním létě. Odbourání koliformních bakterií je zdlouhavější (jarní pokles na 35 %, pozdně letní na 48 %) a vyžaduje příspěvek retence a provzdušnění v půdě i naředění odtékající odpadní vody vodou povrchovou a podzemní. Poté všechny hodnoty postupně klesají na odpovídající požadovanou hodnotu. V případě bakteriální kontaminace neplatí tvrzení, že se lépe odstraňuje konatminant koncentrovanější.

Lokalita Měděnec, kde probíhal průzkum a měření, je bezesporu velmi vhodnou lokalitou, jelikož zde nehrozí kontaminace pitné vody. Obec je sice součástí 3. stupně pásma hygienické ochrany vodárenské nádrže Přísečnice *(VaK KV, Stehlík, ústní sdělení, 2006)*, ale toto pásmo je situováno na sever od obce, zatímco vsakování probíhá na pastvině na jihozápadě. Krystalinikum, jehož součástí je obec Měděnec, je poměrně chudé na podzemní vodu *(Šilar, 1992)*. Ředění odpadní, resp. povrchové kontaminované vody je dotováno podzemní vodou z mělké zvodně s volnou hladinou. Hlubší zvodeň je více chráněná před povrchovým znečištěním. Všechny výše uvedené hydrogeologické i půdní vlastnosti oblasti svědčí pro podporu vsakování, které v této oblasti trvá už několik desítek let. Vsakování navíc probíhá ve svažitém terénu, odtok vody je rychlejší a však neproniká do hlubších vrstev.

Otázkou zůstává, jak by probíhalo přirozené čištění mechanicky předčištěné odpadní vody v jiné, např. nížinaté oblasti. Procesy přeměny a eliminace kontaminantů by se zajisté ani zde nezměnily, pokud by se tedy nejednalo o klimaticky naprosto odlišnou oblast. Významné rozdíly v účinnosti čištění by mohl způsobit např.: rovinatý terén, kde by vsakování mířilo zřejmě do hlubších vrstev půdního profilu, protože odtok vody by byl pomalejší než v terénu svažitém. Další nevýhodou by byla pravděpodobná přítomnost vodoteče, která je v nížinatém terénu velmi běžná. Hrozilo by zde tudíž zvýšené riziko vypuštění nebo průsaku nevyčištěné vody do povrchového toku. V případě čištění odpadní vody vsakováním by bylo třeba provést celkový průzkum lokality, včetně posouzení sorpčních vlastností horninového a půdního prostředí, hloubky zvodně podzemní vody i hydrologických poměrů v krajině. V žádném případě nelze předpokládat, že samočisticí schopnost krajiny bude nekonečná a bude možné tímto způsobem čistit odpadní vodu z obcí s několika tisíci nebo desetitisíci obyvateli, případně s průmyslovými odpady.

11. ZÁVĚR

Vsakování mechanicky předčištěných odpadních vod není závadným jevem, pokud je dodrženo několik základních předpokladů. Nesmí se jednat o vodu znečištěnou jakýmikoli přirozeně neodbouratelnými nebo toxickými látkami. Vypouštěná splašková voda musí být kvalitně mechanicky předčištěná, jelikož vypouštění nerozpuštěných látek na povrch nebo do podmoku by působilo poněkud neesteticky, ale především by mohlo způsobit zanášení prostoru vývěru. Také množství vypouštěných odpadních vod odpovídá rozsah kontaminačního mraku, čehož je třeba dbát při plánování drenážního prostoru.

Podrobným průzkumem v lokalitě Měděnec bylo zjištěno, že setrvání vody v půdních vrstvách má velmi dobré čistící schopnosti. Na vzdálenosti zhruba 250 m došlo k vyčištění odpadní vody účinkem přirozených biodegradačních, sorpčních procesů a ředění. Koncentrace většiny ve vodě obsažených kontaminantů se snížila na hodnotu pod limitem stanoveným Nařízením vlády ČR č. 61 ze dne 29. ledna 2003 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.

Porovnáváním dvou úseků vsakovacího prostoru, jednoho s vysokými koncentracemi kontaminantů a druhého s hodnotami nižšími, bylo možné potvrdit tvrzení, že lépe a rychleji se odstraňují znečišťující látky koncentrované. Že skutečně dochází k odstraňování, nikoli pouze k ředění odpadních látek, bylo dokázáno chloridovou metodou, jelikož chloridy nepodléhají přirozeným degradačním procesům. Snižování jejich koncentrace je tedy dáno pouze ředěním.

Vstupem nového Zákona o vodách v platnost 1. 1. 2008 budou zrušena všechna dosavadní povolení k vypouštění odpadních vod. Mnoho lokalit, kde dosud tímto způsobem s odpadními vodami nakládají, bude postiženo tímto poměrně tvrdým zásahem. Jak ukazují výsledky této práce, čištění splaškové odpadní vody vsakováním může s úspěchem probíhat ve vhodné lokalitě a při optimálním zatížení dlouhodobě a bezpečně. Nutný je předběžný průzkum lokality, který potvrdí, že nehrozí kontaminace podzemní nebo pitné vody ani eutrofizace nejbližších vodních toků.

Ve snaze podřídit se novému Vodnímu zákonu, bylo v obci Měděnec rozhodnuto o ukončení vsakování, vybudování kanalizace a čištění odpadních vod společně s obcí Pernštejn *(Vaňourek, VaK – ústní sdělení, 2007)*. Půjde o finančně nákladnou investici, která není, jak dokazují prezentované výsledky, nezbytně nutná.

12. POUŽITÁ LITERATURA:

Beneš, V. (1995): HYDRODYNAMIKA TRANSPORTNÍCH A TRANSFORMAČNÍCH PROCESŮ POLUTANTŮ V PODZEMNÍCH VODÁCH; Academia, Praha, 1995, 1. vydání, 178 stran

Bernard, J. H., Pouba, Z. et al. (1986): RUDNÍ LOŽISKA A METALOGENEZE ČESKOSLOVENSKÉ ČÁSTI ČESKÉHO MASIVU; Ústřední ústav geologický, Praha, 1986, 1. vydání, 320 stran (98 obrázků), 7 skládaných příloh

Borůvka, L. (2005): PEDOGEOCHEMIE; Česká zemědělská univerzita v Praze, Praha., 2005, 1. vydání, 246 stran

Butler, D., Davies, J. W. (2004): URBAN DRAINAGE, second edition; Spon Press, London and New York, 2004, 2. vydání, 543 stran

Code of practice for small on-site sewage, 1996

ČSN 75 6404 MALÉ ČISTÍRNY ODPADNÍCH VOD DO 50 EKVIVALENTNÍCH OBYVATEL – Část 2: Zemní infiltrační systémy, Český normalizační institut, 2006

Datel, J. (2001): ATENUAČNÍ PROCESY ORGANICKÝCH A ANORGANICKÝCH LÁTEK; sborník učebních textů k semináři ČAH a Hydrogeologie PřF UK, Praha, 2001

Foster, S. S., Chilton, P. J. (2004): DOWNSTREAM OF DOWNTOWM: URBAN WASTEWATER AS GROUNDWATER RECHARGE in Hydrogeology Journal; vol. 12, number 1/February 2004, Springer, Berlin, 2004; pages 116 - 120

Hrkal, Z. (1989): HYDROGEOLOGICKÁ MAPA ČSR, List 01 – 44 Vejprty. Měřítko 1 : 50 000, Ústřední ústav geologický

Hylander, L. D., Simán, G. (2001): PLANT AVAILABILITY OF PHOSPHORUS SORBED TO POTENTIAL WASTEWATER TREATMENT MATERIALS in Biology and Fertility of Soils; vol. 34, number 1/July 2001, Springer, Berlin, 2001; pages 42 - 48

Chanlett, E. T. (1973): ENVIRONMENTAL PROTECTION; McGraw-Hill, Inc., New York, 1973, 1. vydání, strany 139 – 195

Chlupáč, I. (2002): GEOLOGICKÁ MINULOST ČESKÉ REPUBLIKY; Academia, Praha, 2002, 1. vydání, 436 stran

Just, T.; Fuchs, P., Písařová, M. (2004): ODPADNÍ VODY V MALÝCH OBCÍCH; Ústav pro ekopolitiku, o. p. s., Praha. 2004, 2. upravené vydání, 118 stran

Kafka, J. (2003): RUDNÉ A URANOVÉ HORNICTVÍ ČESKÉ REPUBLIKY; Anagram, Ostrava, 2003, 1. vydání, 647 stran (472 obr., 73 tab.)

Klír, J. (2003): UPLATNĚNÍ NITRÁTOVÉ SMĚRNICE V PODMÍNKÁCH ČR in Vodní hospodářství; roč. 53, číslo 6/2003; strany 170 - 172

Kopecký, A. (1974): KRUŠNÉ HORY – ZÁPADNÍ ČÁST 1:50 000, soubor oblastních geologických map; Ústřední ústav geologický, Praha, 1974, 1. vydání, 40 stran, 10 příloh

Kutílek, M. (1978): VODOHOSPODÁŘSKÁ PEDOLOGIE; Státní nakladatelství technické literatury, Praha, 1978

Mihaljevič, M., Moldan, B. (2000): OTÁZKY BIOGEOCHEMIE; Nakladatelství Karolinum Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 2000, 1. vydání, 105 stran

Mlčoch, B. (1996): GEOLOGICKÁ MAPA ČR, List 01 – 44 Vejprty. Měřítko 1 : 50 000, Český geologický ústav, Praha, 1996

MŽP ČR (2005): VĚSTNÍK MINISTERSTVA ŽIVOTNÍHO PROSTŘEDÍ; září 2005. roč. XV, částka 9, Praha, 2005, 76 stran

Nařízení vlády ČR č. 61 ze dne 29. ledna 2003 o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech

Negulescu, M. (1985): MUNICIPAL WASTE WATER TREATMENT; Elsevier, Amsterdam, 1986, 1. vydání, 596 stran

Nietscheová, J. (2003): KOMPETENCE VODOPRÁVNÍCH ÚŘADŮ PO TRANSFORMACI STÁTNÍ SPRÁVY in Vodní hospodářství, č. 2/2003, roč. 53, Vodní hospodářství, spol. s. r. o., Čkyně, 2003, strany 76 – 77

Nola, M., Njiné, T., Kemka, N., Zobaté, S. H., Togouet, Menbohan, S. F., Monkiedje, A., Servis, P., Messouli, M., Boutin, C. (2006): RETENTION OF STAPHYLOCOCCI AND TOTAL COLIFORMS DURING WASTEWATER PERCOLATION THROUGH EQUATORIAL SOIL IN CENTRAL AFRICA: THE ROLE OF THE SOIL COLUMN NEAR SOIL SURFACE AND THAT CLOSELY ABOVE GROUNDWATER TABLE in Water, Air and Soil Pollution; Vol. 171, Numbers 1-4 / April; Springer, Netherlands, 2006; pages 253-271

Pelikán, V. (1983): OCHRANA PODZEMNÍCH VOD; Nakladatelství technické literatury, Praha, 1983, 1. vydání, 324 stran

Pitter, P. (1999): HYDROCHEMIE; Vydavatelství VŠCHT, Praha, 1999, 3. přepracované vydání, 568 stran

Příloha 12 k Vyhlášce Mze ČR č. 428/2001 Sb., kterou se provádí zákon č. 274/2001 Sb., o vodovodech a kanalizacích pro veřejnou potřebu a o změně některých zákonů (zákon o vodovodech a kanalizacích)

Punčochář, P. (2003): K PROBLEMATICE „VYNUCOVÁNÍ" LEGISLATIVY EVROPSKÉHO SPOLEČENSTVÍ in Vodní hospodářství; roč. 53, číslo 10/2003; strana 283

Šilar, J. (1992): VŠEOBECNÁ HYDROGEOLOGIE; Nakladatelství Univerzity Karlovy, Praha, 1992, 2. přepracované vydání, 191 stran

Škvor, V. (1975): GEOLOGIE ČESKÉ ČÁSTI KRUŠNÝCH HOR A SMRČIN; Ústřední ústav geologický, Praha, 1975, 1. vydání, 120 stran (3 obrázky, 2 přílohy)

Šráček, O., Datel, J., Mls, J. (2000): KONTAMINAČNÍ HYDROGEOLOGIE; Nakladatelství Karolinum Univerzity Karlovy v Praze, Praha, 2000, 1. vydání, 210 stran

Tomášek, M. (1991): PODROBNÁ PŮDNÍ MAPA ČR 1:50 000, list 01-44 Vejprty, Ústřední ústav geologický, Praha, 1991

Tomášek, M. (2003): PŮDY ČESKÉ REPUBLIKY; Česká geologická služba, Praha, 2003, 3. vydání, 68 stran, 41 barevných příloh, 1 skládaná mapa

Vymazal, J. (1995): ČIŠTĚNÍ ODPADNÍCH VOD V KOŘENOVÝCH ČISTÍRNÁCH; Envi, Třeboň, 1995, 1. vydání, 147 stran

Vymazal, J. (2006): REMOVAL OF NUTRIENTS IN VARIOUS TYPES OF CONSTRUCTED WETLANDS; Science Direct, Science of the Total Environment, 2006, doi: 10.1016/j.scitotenv.2006.09.014

Wanko, A., Mose, R., Carrayrou, J., Sadowski, A. G. (2006): SIMULATION OF BIODEGRADATION IN INFILTRATION SEEPAGE – MODEL DEVELOPMENT AND HYDRODYNAMIC CALIBRATION in Water, Air and Soil Pollution; vol. 177, numbers1-4/November, pages 19 - 43; Springer, Netherlands, 2006

Wiedermeier, T. H., Newell, Ch. J., Wilson, J. T., Rifal, H. S., (1999): NATURAL ATTENUATION OF FUELS AND CHLORINATED SOLVENTS IN THE SUBSURFACE, chapters 1 (26 stran), 2 (91 stran); Publisher John Wiley and Sons, New York, 1999, 1. vydání, 632 stran

13. ELEKTRONICKÉ ZDROJE

Holoubek et al., www.recetox.muni.cz/sources/prednasky/entech/entech_12.pdf

http://cass.gc-system.cz/medenec.cz/obecne-informace

http://www.epa.gov/ada/download/models/bpiiiman.pdf

http://klasifikace.pedologie.cz, 24.4.2007

http://www.krajinari.com/4rocnik/predmety/vodarenstvi/zkouska/cov.ppt

http://www.pedologie.cz

http://www.wau.boku.ac.at/fileadmin/_/H81/H811/Skripten/811108/811108_B_04.pdf

Kubal et al., www.vscht.cz/uchop/CDmartin/9-atenuace

posta.tf.czu.cz/U3V/U3Vtext2-1.htm

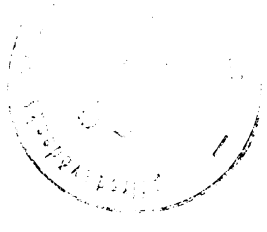
Rothe, J. (2001): MÖGLICHKEITEN UND GRANZEN DER DEZENTRALEN REGENWASSERVERSICKERUNG; http://geo133.uni-trier.de/~regenwasser/texte/versickerung.pdf

Topol, J. (2005): www.topas.cz > domovni-cov-legislativa.htm

> domovni-cov-modely.php

www.afcee.com

www.eko-natur.cz/produkty.php

www.chomutov-mesto.cz > město Chomutov > charakteristika > geologie

www.mpca.com