

Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta

Ústav hydrogeologie, inženýrské geologie a užití geofyziky



# **Cirkulační vrty a jejich matematické modelování**

*Bakalářská práce*

**Jakub Nedvěd**

Vedoucí: Doc. RNDr. Jiří Mls, CSc.

Praha, 2012

## **Obsah**

1. ÚVOD.....	1
2. ZÁKLADNÍ ROZDĚLENÍ CIRKULAČNÍCH VRTŮ.....	1
2.1 Systémy využívající stripování vody.....	1
2.2 Systémy GCW.....	1
2.3 Systémy užívané v nesaturované zóně.....	2
2.4 Kombinované systémy.....	2
3. POPIS CIRKULAČNÍHO VRTU.....	2
3.1 UVB.....	2
3.1.1 UVB- reverzní mód.....	4
3.1.2 Přírozená biodegradace.....	5
3.1.3 Variace UVB vrtu.....	8
3.2 GCW.....	9
3.3 SZB.....	11
3.4 Shrnutí.....	13
4. SANDBOX EXPERIMENTY.....	15
4.1 Sandbox experiment I.....	15
4.2 Sandbox experiment II.....	16
4.2.1 Modelový akvifer a monitoring.....	16
4.2.2 Data a výstupy.....	17
4.3 Cirkulační vrt v praxi.....	18
5. MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ.....	19
6. ZÁVĚR.....	24
Příloha: Seznam použitých zkratk.....	25

## **1. ÚVOD**

Ochrana podzemní vody je tématem, na které již bylo nahlíženo z mnoha různých úhlů pohledu, a přesto se stále objevují novější a dokonalejší metody, jak zachovat její kvalitu, či, pokud již došlo k určitému znehodnocení, jak ji obnovit na původní úroveň. Jedním z novějších způsobů (přesto, že v některých státech je tento systém užíván přes dvě dekády) je užití tzv. cirkulačních vrtů (z anglického GCW- Groundwater circulation wells). Jedná se o inovativní přístup k čištění podzemní vody založenou na vytvoření konvekční (proudové) cely v okolí vrtu v kombinaci s několika různými čistícími technikami, např. stripováním vody, umístěním filtru do tělesa vrtu, dodáváním nutrietů k podpoření růstu mikroorganismů v půdě, které poté biologicky využívají kontaminanty pro svůj životní cyklus aj. Jednou z největších a také nejčastěji zmiňovanou výhodou cirkulačních vrtů je fakt, že není nutné čerpat podzemní vodu na povrch (na rozdíl od metody pump&treat, při které je voda nejprve čerpána na povrch, čištěna a poté reinfiltrována zpět), čištění probíhá přímo uvnitř vrtu. I když při větších koncentracích nebo rozlohách znečištění se dekontaminace stává dlouhodobější záležitostí v řádech měsíců, jsou její náklady oproti jiným metodám stále výrazně menší. Tato práce si klade za úkol popsat a shrnout nejvýznamnější způsoby čištění podzemní vody pomocí cirkulačních vrtů, část bude také věnována možnostem matematického popisu proudění jako příprava pro budoucí matematické modelování.

## **2. ZÁKLADNÍ ROZDĚLENÍ CIRKULAČNÍCH VRTŮ**

Velká rozmanitost kontaminantů způsobila, že i za svou krátkou časovou existenci se cirkulační vrty (dále jen vrty) rozvětvili do několika podskupin, rozdělující se podle způsobů, jakými se zbavují nežádoucích látek. Jedná se o rozdělení pouze přibližné, neboť se systémy mezi sebou mohou určitými způsoby kombinovat a navzájem doplňovat.

### **2.1 Systémy využívající stripování vody**

Stripování vody je proces, během kterého je do kontaminované vody soustavně vháněn vzduch. Tento vzduch vytvoří ve vodě bubliny, které stoupají k hladině, podobně jako okysličovací zařízení v akváriu (v angličtině jde o tzv. air-lift pumping systém). Probublávání způsobí, že se těkavé kontaminanty z vody díky velkým rozdílům v koncentracích mezi vodou a vzduchem difusí přemění v plynnou fázi (výpary). Tohoto principu využívají stripovací cirkulační vrty (známé pod zkratkou UVB, z německého Unterdruck-Verdampfer-Brunnen, v angličtině Vacuum Vaporizer Well). Můžeme se setkat také s názvy Density Driven Convection (DDC) „NoVOC’s nebo C-Sparger. Jedná se vždy o různě modifikované typy vrtů, které ale všechny užívají metodu stripování vody.

### **2.2 Systémy GCW**

Vrty typu Groundwater Circulation Well jsou ze všech cirkulačních vrtů konstrukčně nejjednodušší. Nedochozí zde k žádné injektáži vzduchu, vrt je pouze rozdělen pomocí

přepážky na dvě oddělené části, horní a dolní. V dolní části se nachází čerpadlo, které čerpá vodu z dolní do horní části vrtu. Čerpaná voda přitom prochází přes filtr či určitou čistící jednotku (záleží na druhu znečištění). V horní části je voda infiltrována zpět do akviferu.

### **2.3 Systémy užívané v nesaturované zóně**

Účinnost sanace v nesaturované zóně závisí na množství vody v pórech. Pro chod systému efektivního pro sanaci nesaturované zóny (zkratka SZB z německého Spülung-Zirkulations Brunnen, v angličtině Soil circulation flushing well) je ideální objem vody v pórech (stupeň nasycení) mezi 50-80%. Používá se při odstraňování lehkých kontaminantů (LNAPLs). V tomto případě je voda čerpadlem čerpána z kapilární třásně nebo z místa blízko hladiny podzemní vody až téměř k povrchu, kde může a nemusí být stripována. V každém případě se do ní přidávají nutriety či detergenty a přes filtr(y) je vypouštěna do nesaturované zóny, odkud proudí zpět k hladině zvodně.

### **2.4 Kombinované systémy**

Jednou z výhod cirkulačních vrtů je možnost kombinací jejich různých druhů. Za účelem zvýšení efektivnosti čištění nebo při větší kontaminaci více druhů škodlivin volíme vzájemné propojení určitých typů vrtů. Jedna z nejčastějších možností je spojení GCW s SZB nebo umístění čistícího filtru z GCW před stripovací reaktor v UVB vrtu. Získáme tím zvýšenou schopnost remediace za cenu mírného zvýšení náročnosti obsluhy, údržby a ceny.

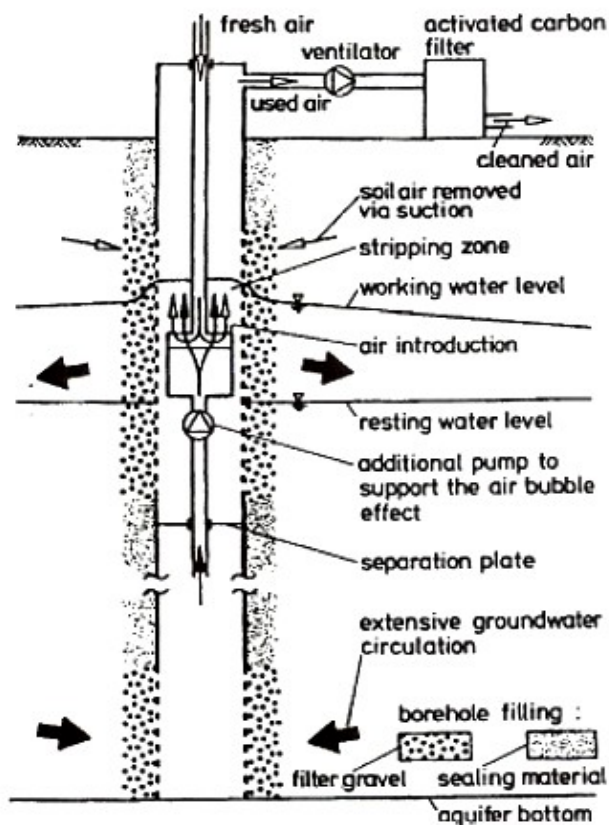
Všechny výše popsané systémy jsou ve vyspělejších státech (hlavně v Německu a U.S.A.) již běžně používány k dekontaminaci podzemních a podpovrchových vod a objevují se také další možnosti jejich využití, kupříkladu zjišťování koeficientu hydraulické vodivosti ve vertikálním a v horizontálním směru (tzv. Dipole-flow test). My však nyní přistoupíme k detailnímu popisu jednotlivých cirkulačních vrtů.

## **3. POPIS CIRKULAČNÍHO VRTU**

Jednotlivé typy budou popsány v pořadí určeném v předchozí kapitole.

### **3.1 UVB**

Konstrukci vrtu UVB si můžete prohlédnout na obrázku 1. Tento druh vrtu byl navržen a zkonstruován v Německu. Skládá se z několika částí. Samotné těleso vrtu s dvojím druhem filtračního obsypu (šterk u perforací a jíl kolem neperforovaných částí). Pažnice je perforována pouze na dvou místech, poprvé zcela u dna kolektoru a podruhé perforovaná část zasahuje částečně nad a částečně pod hladinu podzemní vody. Mezi těmito perforovanými úseky (pracovní název skriny, z anglického „screen“) je umístěna těsnící přepážka, které rozdělí vrt na dvě části- horní (nad těsnící přepážkou) a dolní (pod těsnící přepážkou). Z dolní části vede trubka skrze těsnění do horní části. Zde ústí zdola do tzv. stripovacího reaktoru, do něhož naopak shora z povrchu ústí trubice, kterou je do systému vháněn vzduch z atmosféry. Z celého vnitřního objemu vrtu je pak navíc ventilátorem odsáván vzduch.



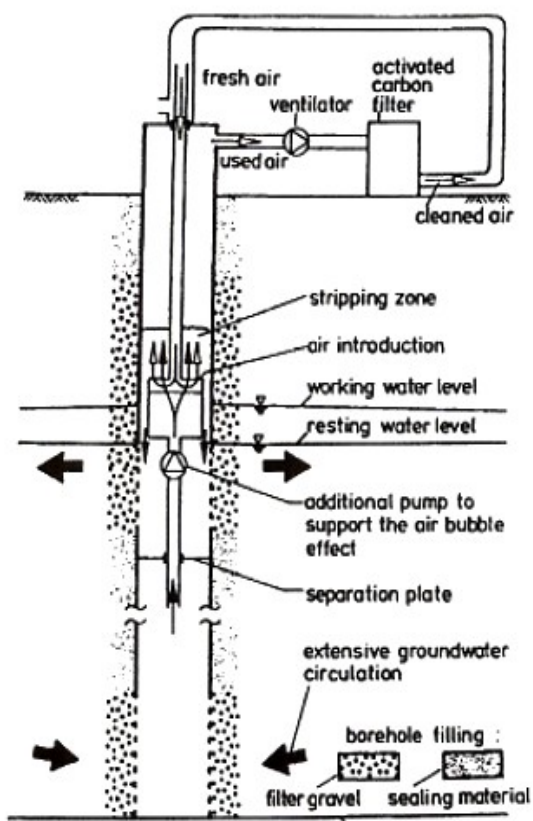
Obrázek 1: UVB cirkulační vrt (Stamm,1995)

čerpadlo. Jeho spuštěním začneme přečerpávat vodu z dolní části vrtu do horní. Čerpaná voda prochází stripovací zónou, kde je nasycena vzduchem (kyslíkem) a zároveň jsou z ní odstraňovány těkavé uhlovodíky, přeměněné na výpary. Tyto výpary jsou spolu se vzduchem uvnitř vrtu a s okolním půdním vzduchem (třeba také kontaminovaným) nasávány ventilátorem, který je dále vhání do určité čistící jednotky (na obrázku filtr s aktivním uhlím). Voda nasycená kyslíkem mezitím opouští stripovací zónu a proudí zpět do kolektoru. Postupem času dojde díky těmto procesům k vytvoření proudové cirkulační cely. Voda v ní opakovaně prochází procesem nasátí u dna-nasycení kyslíkem-zpětná infiltrace a v každém jednom cyklu je čištěna. Proces čištění je založen na sníženém tlaku, který podpoří únik těkavých složek z vody, na značném povrchu vzduchových bublin a na velkém rozdílu koncentrace kontaminantu mezi vodou a čistým vzduchem.

Popsaný chod UVB, tj. čerpání vody zdola nahoru, se nazývá standardní mód. Je využíván při kontaminacích látkami typu DNAPLs (dense non-aqueous phase liquid, těžší než voda), které klesají a drží se na dnech kolektorů, proto je třeba nasávat vodu zdola. Něž však popíšeme mód opačný, věnujme pozornost jednomu problému. U vrtů typu UVB zobrazeného na obrázku 1 se může vyskytnout srážení sloučenin železa, manganu či vápníku (Johnson, 2007). Důvod je následující- s postupující hloubkou klesá obsah kyslíku ve vodě a zároveň stoupá obsah oxidu uhličitého (nasycení vody při infiltraci půdou obsahující tlející organickou hmotu, rovnováha s karbonáty v akviferu v případě vápenců, slínovců). Část  $\text{CO}_2$

Představa chodu vrtu je následující: Ventilátor umístěný na povrchu odsává vzduch z vnitřní části vrtu. Tím uvnitř vzniká podtlak, který má za následek zvýšení hladiny vody ve vrtu. Trubicí je do stripovacího reaktoru (nyní již ponořeném ve vodě) přiváděn vzduch z atmosféry (konec trubice je perforován dírkami o velikosti 0.3 mm). Výška trubice je nastavena tak, aby tlak vody byl menší než tlak atmosférický, tudíž dochází k nasávání vzduchu. Oblast mezi místem nasátí vzduchu a hladinou vody se nazývá stripovací zóna- zde dochází ke stripování vody vzduchem.

Pod stripovacím reaktorem je umístěno malé



Obrázek 2: UVB- uzavřený oběh (Stamm, 1995)

rozpuštěného ve vodě vytvoří kyselinu uhličitou  $H_2CO_3$ , která částečně disociuje na  $H^+$  vodíkový kation a hydrogenuhličitanový anion (nebo ještě dále na uhličitanový anion), čímž přispívá ke snížení hodnoty pH. Nicméně tento oxid uhličitý po průchodu stripovací zónou částečně uniká kvůli rovnováze voda/atmosféra a částečně je vytlačen vzduchovými bublinami. Hodnota pH stoupá (snižuje se rozpustnost) a dochází ke srážení hydratovaných oxidů železa, manganu či kalcitu a může nastat až úplné zacpání horního skřínu. Tomuto problému lze předejít určitou úpravou konstrukce vrtu (viz. obrázek 2) na tzv. uzavřený oběh vzduchu. Vrt je na povrchu neprodyšně uzavřen, aby nedošlo ke

kontaminaci okolí, a odsávaný čištěný vzduch je po průchodu přes filtr vháněn zpět do vrtu jako čistý vzduch (čistý ve skutečnosti je, pouze obsahuje navíc oxid uhličitý uniklý z vody). Tímto opatřením lze udržovat snížené pH a zabránit nežádoucí precipitaci. Pokud je znečištěn i půdní vzduch, je třeba ho nasávat odděleně (neboť perforace při uzavřeném oběhu nedosahuje nad hladinu podzemní vody).

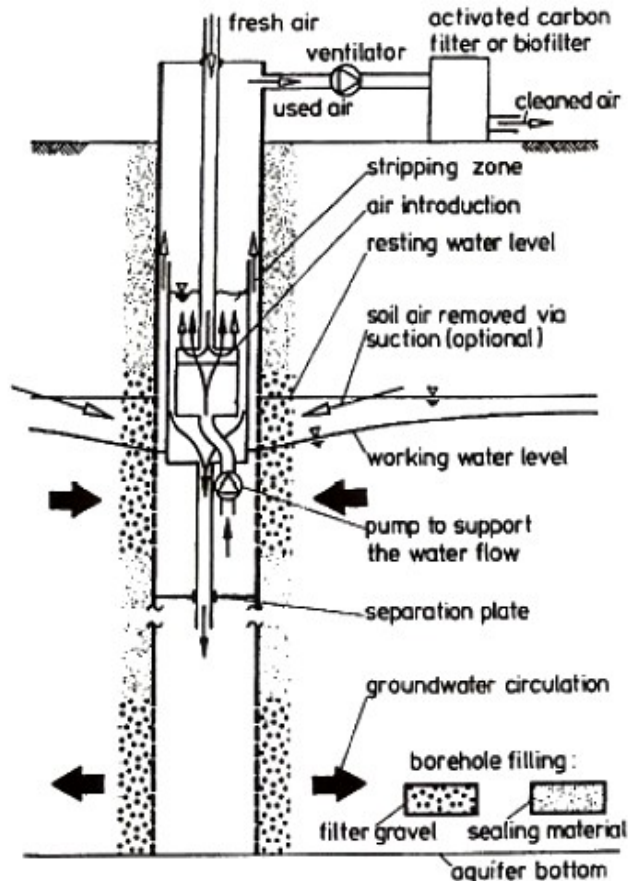
### 3.1.1 UVB-Reverzní mód

Při znečištění podzemní vody látkami typu LNAPLs se škodliviny drží na hladině podzemní vody a pokud by cirkulace ve vrtu byla vzestupná, došlo by k rozšíření kontaminačního mraku. V takovýchto situacích volíme obrácený, tzv. reverzní (sestupný-dle směru proudění uvnitř vrtu) mód chodu cirkulačního vrtu. Je vhodný pro odstraňování látek typu BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen, xylen), fenolů nebo petroleje. Sestupný chod znamená opačný směr proudění- voda opouští vrt dolní perforací a nasávána je horní perforací. Tím se na hladině vody vytvoří mírná deprese (mírná proto, že i když shora vodu odebírám a vháním ji dolů, vrt je stále udržován v sub-atmosférickém tlaku, který naopak způsobuje zdvih hladiny). Nicméně i tato lokální deprese je postačující zábranou dalšímu šíření LNAPL látek (obrázek 3). Ty jsou zneškodněny stejným způsobem jako při normální cirkulaci (tedy stripováním a odsáním na filtr). Výhodu obráceného chodu nemají dále uvedené (podkapitola 3.1.3) systémy typů NoVOCs, DDC a ani C-Sparge - cirkulace je u nich založena na rozdílných

hustotách vody uvnitř a vně vrtu. I ony samozřejmě léčí danou oblast, ale nijak nezabraňují dalšímu rozšíření LNAPLs.

### 3.1.2 Přirozená biodegradace

Filtry a stripování jsou první z remediačních možností cirkulačních vrtů. Tou druhou je využití přirozených biologických rozkladacích procesů a jejich podpora přidáním nutrietů nebo elektronových příjemců. Zlepšení mikrobiální aktivity v akviferu může způsobit pokles koncentrací některých biologicky rozložitelných látek (BTEX, fenoly- užití tedy reverzní chod vrtu). Do vrtu může být přidána jakákoliv ve vodě rozpustná látka a po čase se cirkulací vody rozšíří v okolí vrtu- sám akvifer se tedy stane jakýmsi „bioreaktorem“. Proudící voda je díky stripování saturována kyslíkem, přidány mohou být i jiné plyny, např. methan (kometabolická reakce s chlorovanými uhlovodíky- bakterie využijí pro svůj růst i chlorované uhlovodíky, byť jen částečně, neboť to není jejich přirozený růstový substrát). Rozvoji mikroorganismů také napomáhá, když je dodáváný plyn, většinou vzduch, ohřátý (Mueller et al. 1995).



Obrázek 3: UVB-reverzní mód (Stamm, 1995)

Tento i ostatní druhy vrtů mohou být kombinovány s přídatnou léčebnou

jednotkou (uhlíkovým filtrem, bioreaktorem) umístěnou mezi horní a dolní perforací. To posloužilo kupříkladu při odstraňování pesticidů a herbicidů, třeba s-triazinu (Cook, 1987). S-triazin (s- jako symetrický) má vzorec  $C_3H_3N_3$  (jedná se benzenové jádro s třemi uhlíky nahrazenými atomy dusíku) a je základní sloučeninou pro výrobu postřiků pro zemědělskou výrobu. Odstraňován byl tak, že čerpaná voda procházela přes filtr z aktivního uhlí instalovaného uvnitř vrtu. Zajímavé bylo, že bakterie žijící v půdě si postupem času přivykly na tento druh kontaminace, některé z nich se dokonce naučily rozbít molekulu triazinu. Když na filtru nahromaděný triazin překročil nejnižší koncentraci možnou pro biodegradaci, bakterie ho spolu s kyslíkem začaly používat pro svůj životní cyklus. Tím se výrazně prodloužila životnost filtru. Nicméně Cook ve své práci (na kterou někteří navázali, zaměřující se přímo na využití bakterií v cirkulačních vrtech, např. Buermann et al., 1992)

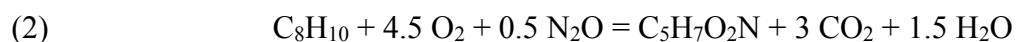
přiznává, že přestože jím vypěstované mikrokultury byly schopny rozložit všechny významnější s-triazinové sloučeniny v kontaminovaných vzorcích ze skutečných lokalit, mohou být některé kolonie náchylné na různé vlastnosti prostředí, třeba zvýšené obsahy rozpuštěných solí ve vodě.

Jiným pomocným živočichem jsou bakterie z kmene *Pseudomonas paucimobilis*, označené zkratkou EPA505. Jejich síla tkví v tom, že jako jeden z hlavních zdrojů pro svůj růst využívá polycyklické aromatické uhlovodíky neboli PAHs z anglického polycyclic aromatic hydrocarbons (Mueller et al. 1990). Umisťují se ve speciálních kazetách přímo do bioreaktoru. Kazety jsou vyměnitelné a jejich součástí jsou pomalu se uvolňující anorganické nutriety, napomáhající růstu bakteriálních kolonií. Dokázán byl pozitivní vliv na rozklad látek typu BTEX, pesticidů, krezotu, uhelného dehtu, naftalenu nebo fluorethenu.

Novější studie ukazují, že správně provedená biodegradace pomocí vrtů je stále výzvou. MacDonald et al. (1999) upozorňují na nebezpečí tzv. biofoulingu- ucpání pórového prostoru přemnoženými mikroorganismy. V extrémních případech může dojít až ke změnám hydraulické vodivosti (tamtéž). Toto nebezpečí hrozí při nahromadění nutrietů pouze v určité oblasti. McCarty (1998) navrhl jako prevenci tohoto efektu dodávat nutriety v pulzech (ne tedy postupné uvolňování), což podle něj vede k uniformní distribuci dodávaných živin (zároveň s tím- injektáž peroxidu vodíku,  $H_2O_2$ , k udržení čistého bezprostředního okolí vrtu). Při využití kombinace stripování-biodegradace můžeme díky určitým předpokladům odhadnout, kolik kontaminantu jsme již z vody odstranili, aniž bychom analytickými metodami měřili jeho koncentraci. Postačí nám k tomu pouze několik chemických rovnic a údaje o množství odcházejícího  $CO_2$  z vrtu (Borchert et al., 1995). První z rovnic je oxidace ethylbenzenu ( $C_8H_{10}$ , často se vyskytující kontaminant) kyslíkem (1)- reakce probíhající ve stripovacím reaktoru.



Z rovnice vyplývá, že z jedné molekuly ethylbenzenu (EB) vznikne osm molekul oxidu uhličitého. Víme-li, že molekulární hmotnost EB je přibližně 106 a molekulární hmotnost oxidu uhličitého je 44, jednoduchým výpočtem (poměr  $EB:CO_2 = 106: (8 \cdot 44)$ ) zjistíme, že na jeden gram  $CO_2$  odstraníme 0.301 gramu EB. Bioremediační složku procesu můžeme vyjádřit reakcí (2), která do oxidace EB započítává i účast mikroorganismů.



Sloučenina  $C_5H_7O_2N$  v pravé části rovnice představuje bakteriální tkáň. V tomto případě připadají na jednu molekulu EB tři molekuly  $CO_2$ , tudíž na jeden gram oxidu uhličitého odstraníme 0.803 g EB. Zprůměrováním této hodnoty s hodnotou získanou z předchozí reakce (1) získáme hodnotu 0.552 g EB/ 1 g  $CO_2$ . Z této hodnoty a z množství odcházího  $CO_2$

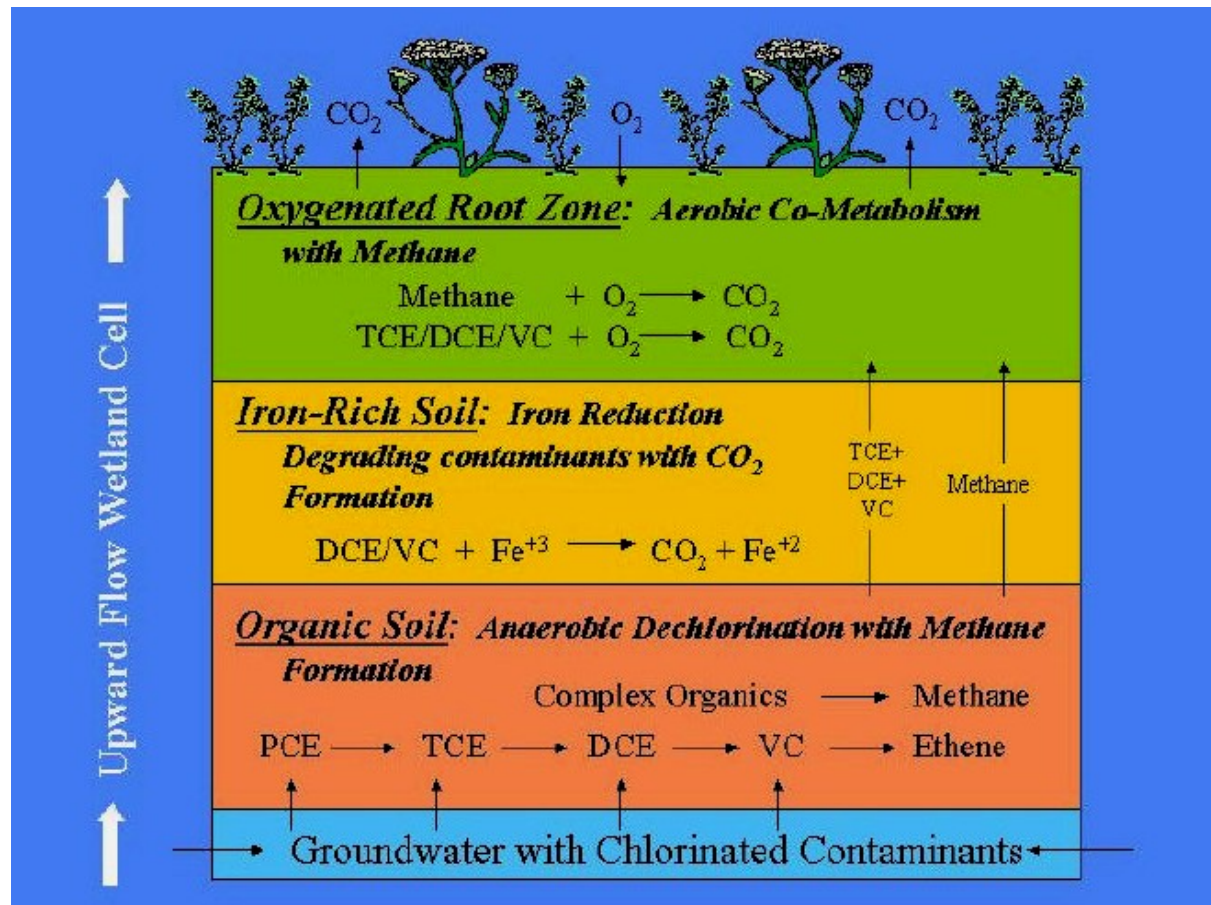


můžeme přibližně kvantifikovat, jak moc účinná byla remediace lokality. Aelion(2000) podobným postupem kvantifikuje úbytek hexanu, a to konkrétně pomocí rovnice (3).



Molekulární hmotnost hexanu je 86, na jeden gram oxidu uhličitého tedy připadá 0.326 g hexanu. Obdobným způsobem lze i v jiných případech za použití základních chemických reakcí odhadnout množství odstraněného kontaminantu.

Přírozenému přírodnímu odbourávání škodlivin se věnuje i zpráva (Shelley et al., 2002), která nabízí koncept odstranění kontaminantů- chlorovaných ethenů- za použití uměle vyvolaného vzestupného toku skrz sedimentární vrstvy s určitými vlastnostmi. Obrázek 4 nám tuto myšlenku osvětlí- můžeme zde vidět několik vrstev, přes které bude voda postupně procházet. Nejnižší vrstva nazvaná organic soil je tvořena půdou s vysokým obsahem organického materiálu, nachází se již v anaerobní zóně a panují zde vysoce redukční podmínky s produkcí methanu. Organická hmota projde fermentací a methanogenezí, přičemž bude přednostně využívat těžších chlorovaných uhlovodíků, které budou k dispozici, v našem případě hlavně tetrachlorethen (PCE). Dechlorizace může za určitých podmínek dojít až k samotnému ethenu, záleží na druhu bakteriálního společenství. Nejdůležitější v této vrstvě je snížit počet molekul chloru u PCE alespoň na tři (trichlorethen), neboť tetrachlorethen je jinak těžko rozložitelný a v aerobním prostředí je velice malá šance na jeho zneškodnění.



Obrázek 4: Odstranění chlorovaného ethenu souborem reakcí v půdě

Další vrstva je vrstva bohatá na trojmocné železo,  $Fe^{+III}$ . Zde se oxiduje zbylá chlorovaná organika, využívá trojmocného železa jako oxidačního činidla. Zatím není zcela zjištěno, jak moc efektivní tato reakce je (předmět dalších výzkumů). Nejsvrchnější vrstva je opět bohatá organickým materiálem, nyní se však nachází v aerobní zóně a je protkána kořeny různých druhů rostlin. Ty potom přivádějí do půdy vzduch, vytvářejíce tak kolem sebe radiální zóny provzdušnění. Zde pak lehce mohou prosperovat aerobní bakterie, využívající k růstu výměšky z kořenů a methan přinášený ze spodních vrstev. Dochází zde ke kometabolizační přeměně zbylých kontaminantů na ethen či přímou oxidaci na oxid uhličitý. Methan je také přeměněn na  $CO_2$ .

### 3.1.3 Variace UVB vrtu

Německý typ cirkulačního vrtu UVB má jednu výhodu oproti ostatním druhům- proudění vyvolává čerpadlem, je tedy možné regulovat množství cirkulující vody snížením či zvýšením výkonu čerpadla. Další (americké) druhy vrtů nevyvolávají proudění čerpadlem, nýbrž sází na tzv. air-lift pumping effect (přibližně- efekt vzestupného čerpání vzduchem), založený na myšlence vzniku proudění díky hustotnímu gradientu (provzdušněná voda má menší hustotu, je lehčí a stoupá vzhůru).

Prvním z nich je vrt typu NoVOCs, vyvinutý na Stanfordské univerzitě. Stavba vrtu je až na absenci stripovacího reaktoru obdobná jako u UVB. Trubicí je na dno vrtu vháněn vzduch, který sníží hustotu vody ve vrtu oproti hustotě vody vně vrtu (hustotní gradient). Vzduch stoupá vzhůru a voda pomalu začíná cirkulovat. Určitým zlepšením je fakt, že zatímco u UVB probíhalo stripování na omezeném prostoru, zde probíhá v celém tělese vrtu, neboť voda je vystavena působení vzduchu v celé délce vrtu, takže celé jeho těleso je svým způsobem jeden velký stripovací reaktor. V polovině horní perforace je znovu těsnicí deska, která usměrní tok vody ven z vrtu. Na povrchu dochází buď k odsávání škodlivin, nebo jsou vypouštěny do vadózní zóny a odstraněny biodegradací.

Čistě na biodegradaci sází vrty typu DDC (Density Driven Convection- hustotou vyvolané proudění). Vrt neobsahuje ani těsnicí desku (shora je však uzavřen, aby nedošlo k úniku zplodin) a nechává volně vniknout kontaminované výpary do půdy, kde živinami stimuluje růst mikroorganismů, které na oplátku zneškodňují znečištění.

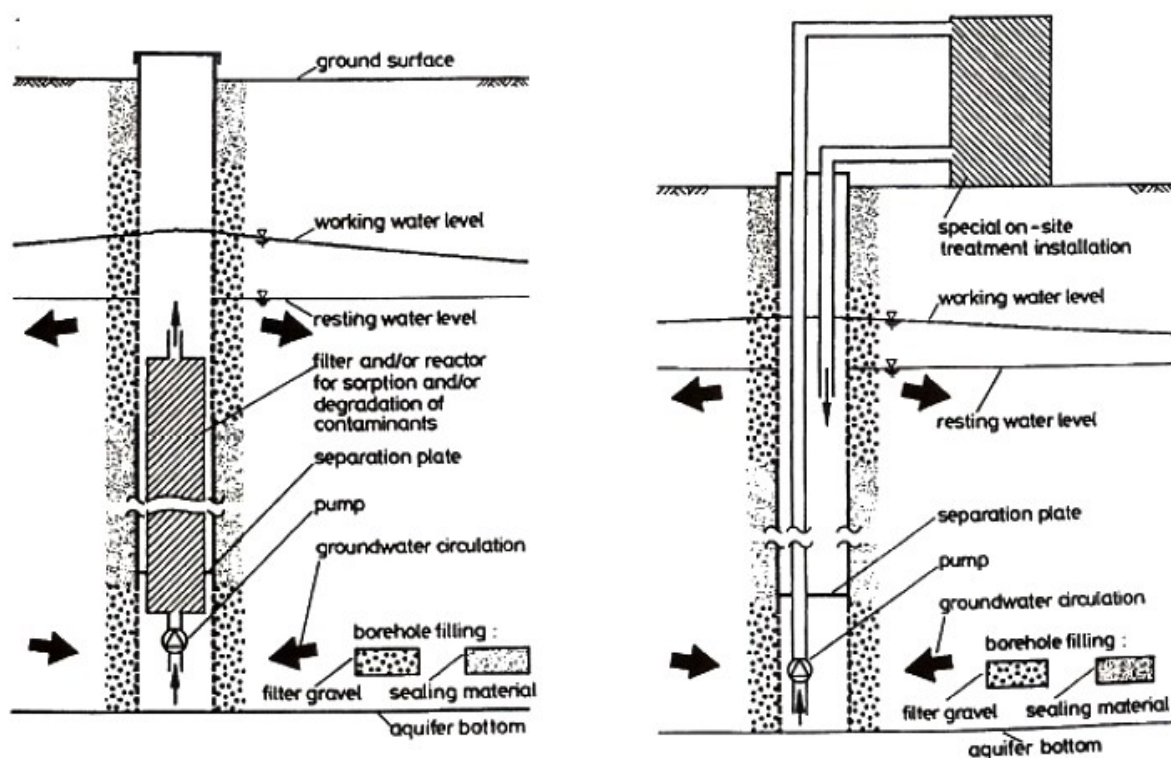
Poslední v řadě je systém C-Sparger. Do vrtu se v tomto případě se vzduchem vpouští také ozon,  $O_3$ . Ten jako velmi silné oxidační činidlo (oxidační potenciál-2.07 voltu) a snadno ve vodě rozpustný plyn (12x více než vzduch) okamžitě zoxiduje některé druhy chlorované organické hmoty. Kupříkladu Nimmer et al. (2000) uvádí, že po 30 dnech stripování vzduchem a ozonem se koncentrace kontaminantu (EB) snížila minimálně o 95% nebo dokonce klesla pod detekovatelnou hranici. Nicméně okruh organických látek podléhající oxidaci ozonem není tak široký. Působí převážně na sloučeniny obsahující dvojnou vazbu či

aromatické jádro (Pitter, 2009). Také je nutné brát v úvahu fakt, že má silné korozivní účinky na kovy, je tedy nezbytné se tomuto materiálu při práci s ozonem vyhnout.

### 3.2 GCW

Konstrukčně nejjednodušší typ cirkulačního vrtu. V základní verzi zde nedochází ani ke stripování, ani k biodegradaci. Možné je samozřejmě s těmito a s dalšími (in-well, on-site) čistícími technikami vrt skombinovat. Princip se nemění- ponorné čerpadlo žene vodu ze dna vrtu přes filtr/bioreaktor do horní části vrtu, kde voda infiltruje zpět. Vzniká cirkulační cela, voda je několikrát opětovně čištěna. Systém je vhodný zejména pro katalytickou redukci dusičnanů (obr. 5-vlevo) nebo eliminaci rozpuštěných těžkých kovů (obr. 5-vpravo).

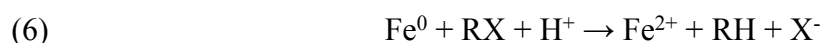
Velký vliv na katalýzu dusičnanů mají kovy (např. sloučeniny mědi), v přírodě většinou sloučeniny dvojmocného železa  $Fe^{+II}$ . Ve vodárenství a technologii vody má význam redukce dusičnanů elementárním práškovým železem,  $Fe^0$  (Pitter, 2009), navrženy byly i chemické redukce vodíkem za přítomnosti katalyzátorů Pd+Cu či Pt. M. Shelley et al. (2002) dokazuje pozitivní vliv paládiového (Pd) katalytického reaktoru na odstraňování všech druhů chlorovaného ethenu (PCE- tetrachlorethenu, TCE-trichlorethenu, DCE-dichlorethenu i chlorethenu). Tuto reakci, při které dochází k rozložení molekuly chlorovaného ethenu za přítomnosti paládia jakožto katalyzátoru, a která závisí na mnoha okolnostech (počáteční koncentrace uhlovodíku, velikost povrchu Pd, koncentrace vodíku jakožto oxidačního činidla, pH, ve vodě rozpuštěné látky), dokonce označil za extrémně rychlou.



Obrázek 5: GCW s vnitřní (vlevo) a vnější čistící jednotkou (vpravo)

Také bylo dokázáno, že při nedostatečném obsahu vodíku může dojít ke vzniku několika vedlejších uhlovodíkových produktů- zdůrazňuje tak nutnost stálého a plynulého dodávání plynu.

Podobnému problému se věnuje i práce (Siantar et al., 1996). Pozornost rovnoměrně rozděluje mezi odstraňování 1,2-dibromo-3-chloropropanu (DBCP) a dusičnanů z kontaminovaných vod, oboje prováděné katalytickými reakcemi s práškovým  $\text{Fe}^0$  či ve vodík/paládiovém reaktoru. Na rozdíl od metody air stripping není třeba při tomto postupu odstraňovat jedovaté výpary, žádné totiž nevznikají.  $\text{Fe}^0$  je redukční činidlo, možná dehalogenizační reakce je nastíněna ve skupině rovnic (4-6). (4) je termodynamicky příznivá poloreakce, za normálních podmínek (pH 7, 22° C) příznivá pro chlorované a bromované methany, ethany a etheny. Rovnice (5) je poloreakce- oxidace  $\text{Fe}^0$  na  $\text{Fe}^{2+}$ , taktéž termodynamicky příznivá. Z těchto předpokladů (4) a (5) získáme reakci (6). R v rovnici značí uhlovodík a X halogen na něj navázaný.



Vodíkový plyn je většinou inertní, ale v přítomnosti některých kovů- katalyzátorů jako je paládium, nikl a platina, může proběhnout hydrodehalogenace dle rovnice (7).

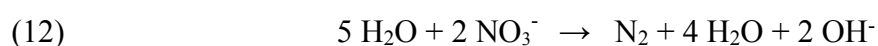
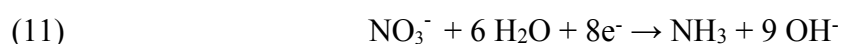
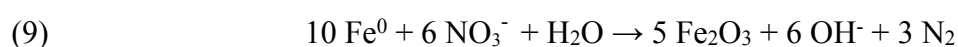


Tato reakce je podobná (6) s tou výjimkou, že zde jako redukční činidlo působí  $\text{H}_2$ . Samo železo pak může reagovat s vodíkovými ionty dle reakce (8) a při destrukci kontaminantu může figurovat jako reaktant (rovnice 6) i jako katalyzátor (rovnice 7).



Práškové železo je výhodné i v tom, že k reakci nepotřebuje externí zdroj vodíku. Při užití Pd a dalších s vodou nereagujících kovových katalyzátorů je nutné doplnit do systému vodíkový plyn, hydrazine ( $\text{N}_2\text{H}_4$ ) nebo boran ( $\text{BH}_3$ ).

Redukce dusičnanů, častých to aniontů obsažených v podzemní vodě díky dusíkatým hnojivům, můžeme dosáhnout taktéž elementárním železem. Vzniklými produkty mohou být dusík, dusitany a amoniak (viz soubor reakcí (9)-(12), přičemž reakce (12) je za přítomnosti Pd/Cu katalyzátoru). V reakci (11) si povšimněme, že na straně reaktantů není konkrétně vyjádřena forma výskytu železa (není jistá), jsou zde pouze elektrony uvolněné jeho oxidací.

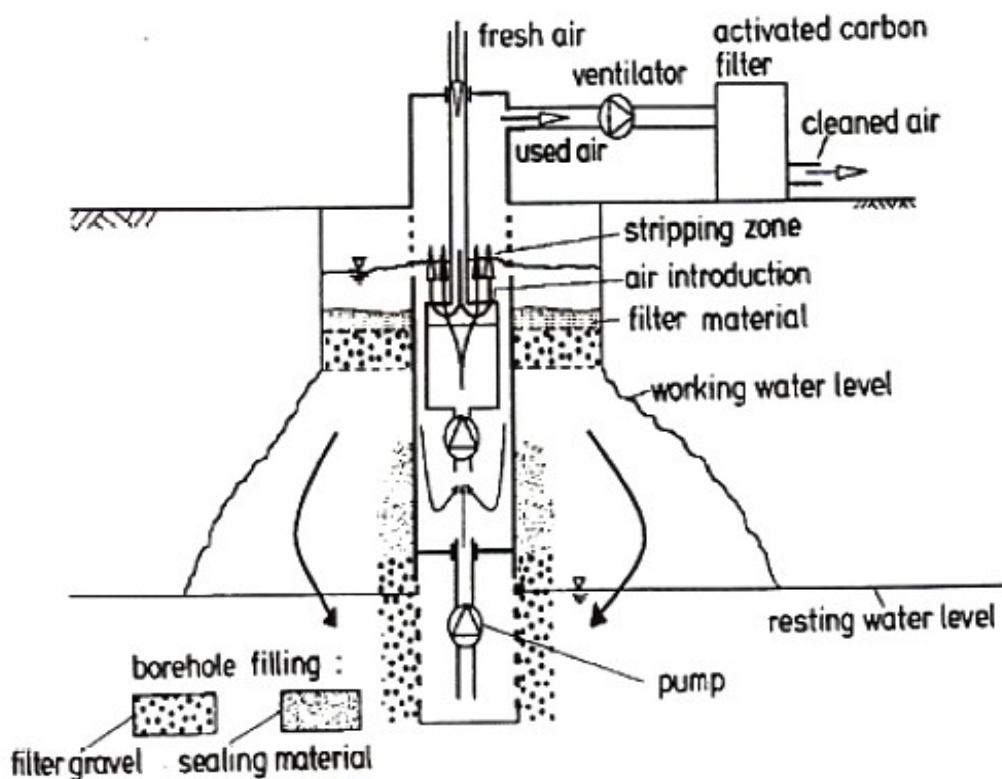


Elementární práškové železo je vhodné pro použití in situ, zatímco Pd reaktor je vhodnější pro povrchové použití. Také je třeba brát ohled na potenciaální rizika práce s vodíkem.

### 3.3 SZB

Německá zkratka SZB (Spülung-Zirkulations Brunnen) pochází z překladu anglického GW Flushing circulation well. Jak již bylo zmíněno v úvodním shrnutí, SZB slouží k odstraňování škodlivin (většinou LNAPLs- nafta, BTEX, minerální oleje) z vadózní zóny. Ideální obsah vody v půdě je mezi 50%-80%, způsob čištění zůstává téměř nezměněn- voda je odčerpávána ponorným čerpadlem z místa poblíž hladiny PV nebo z kapilární třásně, projde přes stripovací reaktor (může i nemusí být použit) a po přidání nutrietů či detergentů se voda zpětně vsakuje. Živiny a saturace kyslíkem zapříčiní zvýšený růst přirozené půdní mikroflóry a mikrofauny. Pro lepší představu viz obrázek 6 (Stamm, 1995- obrázky z této práce považuji za stručně a nejlépe vystihující danou problematiku). Nově je možné do okolí SZB vrtu umístit několik vrtů menších, které čerpají určitá nižší množství vody a soustavou děrovaných potrubí vodu reinfiltují v okolí hlavního vrtu. Vytvoří se tak výraznější depresní kužel k zachycení LNAPLs a zároveň přidáním vody zvětšíme zónu dosahu vrtu.

Když voda opustí těleso vrtu, proudí skrz speciální zrnitý materiál (jemný křemenný písek), kterým odstraní LNAPLs z vody- kontaminant zůstane nad filtračním materiálem a čas od času se odčerpá. Je také možné spojit funkci SZB s GCW, vyžaduje to samozřejmě hlubší vrt (ne jen těsně pod hladinu PV), který bude u svého dna obsahovat ještě třetí perforaci. Můžeme touto cestou čistit jak podzemní, tak půdní vodu zároveň.

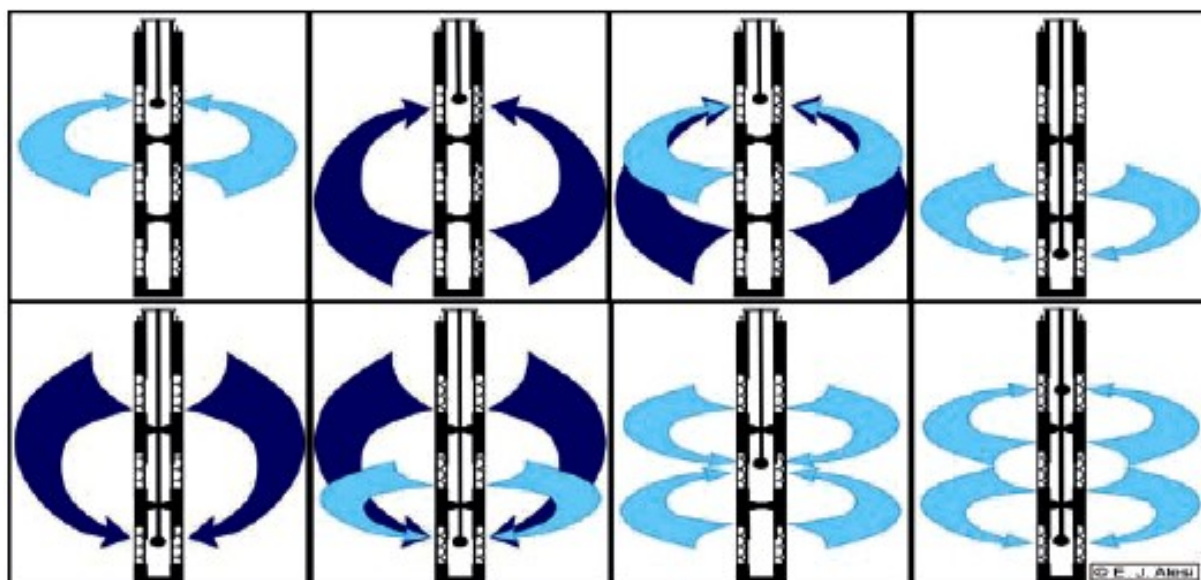


Obrázek 6: Vrt typu SZB-způsob dekontaminace nesaturované zóny



Tím se zároveň dostáváme k další otázce, a to množství perforací (skrínů) v pažení GCW. Při vrtných pracích se většinou snažíme vyhnout provrtání vrtu přes více akviferů naráz (míšení různých druhů vod, kontaminace jednoho z akviferů). Z tohoto důvodu je nutné vždy pro jeden kolektor mít jeden cirkulační vrt nebo jednu skupinu vrtů. Nicméně při větších mocnostech jednoho akviferu může nastat problém. Tušíme, že čím dále od sebe budou perforované části vrtu, tím větší bude dráha částice a tím pádem i delší čas jednoho oběhu konvekční celou. To se může ukázat jako nevýhoda, pokud řešíme problém kupříkladu kontaminace DNAPLs v akviferu s nižším koeficientem hydraulické vodivosti. Tehdy využijeme možnost tzv. násobného cirkulačního vrtu. Násobný GCW má tři perforace a můžeme s ním tedy vytvořit dvě cirkulační cely. Tím zmenšíme čas zdržení a zároveň zabráníme míšení vod z různých hloubek (nenarušení původních hydrochemických vlastností vod z rozdílných hloubek). Na obrázku 7 můžeme vidět v současné době využívané kombinace proudění v násobném vrtu (IEG Technologie GmbH, 2008).

Jinou možností je chod částečné extrakce/infiltrace. Při něm je část vody čerpané z vrtu buď odváděna pryč ze systému (extrakce), nebo naopak je nová voda vpouštěna do vrtu (infiltrace). Za určitých poměrů čerpání/extrakce lze kupříkladu dosáhnout nezměněné výšky hladiny podzemní vody. Další variantou je úplná extrakce- není odváděna jen část přečerpávané vody, ale všechna. Tím dojde k zastavení cirkulace a postupnému vytvoření depresního kužele, který zabráni např. dalšímu šíření kontaminantu, poté je možné cirkulaci opět obnovit.



Obrázek 7: Různé typy proudění v násobném cirkulačním vrtu

### 3.4 Shrnutí

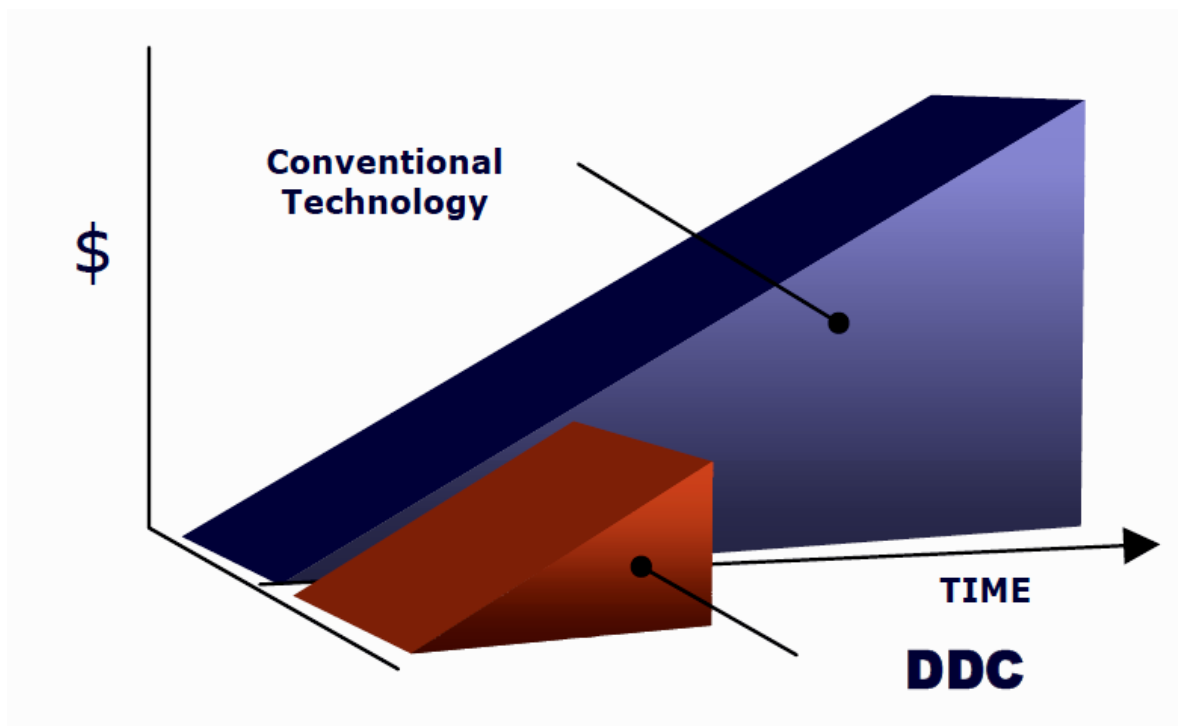
V předchozích kapitolách byl uveden základní přehled typů cirkulačních vrtů. Postupem času se vyvinulo mnoho různých doplňků a vylepšení, která nesou svá vlastní pojmenování, ale stále se jedná o pouhé rozšiřování tří hlavních uvedených způsobů. Shrňme tedy nyní v bodech všechny klady, které bychom očekávali od již ne nové, pro nás však stále objevované technologie cirkulačních vrtů, a věnujme pozornost i jejich omezením.

- Jedním z nesporných kladů je cena, náklady jsou oproti tradičním způsobům dekontaminace třetinové až poloviční (viz obrázek 8)
- Není zde nutnost čerpání vody z akviferu, vyhýbáme se tak nebezpečí práce se škodlivými látkami na povrchu
- Technologie je jednoduchá k udržování a manipulaci, po jejím spuštění pracuje dlouhodobě sama bez nutnosti vnějšího zásahu, nevyžaduje mnoho prostoru ani elektrické energie (přibližně 4.5 kW/hod)
- Zabraňuje dalšímu šíření kontaminace
- Téměř nezávislá na hydraulických vlastnostech prostředí, chod je jen minimálně ovlivněn přirozeným prouděním podzemní vody, které navíc nijak nenarušuje
- Odstraňuje kontaminant z vody i z půdy, možnost využití přirozené mikrofauny a mikroflóry
- Vytváří horizontální i vertikální tok podzemní vody, čímž vyvolává proudění i v oblastech s menší propustností (hydraulickou vodivostí)
- Oproti čerpací zkoušce, která nám dává informace spíše o horizontální hydraulické vodivosti, lze za pomoci stopovací zkoušky (v jednom či ve více cirkulačních vrtech) a určitého výpočetního aparátu zjistit jak horizontální, tak vertikální hydraulickou vodivost
- Umístěním dvou a více vrtů za sebe či do řady vytvoříme jakousi čistící zeď nebo pole (well field), která sníží riziko průchodu znečištění na minimum
- Nezpůsobuje hydraulické štěpení ani poškození budov

Nezapomeňme však také na nevýhody cirkulačních vrtů:

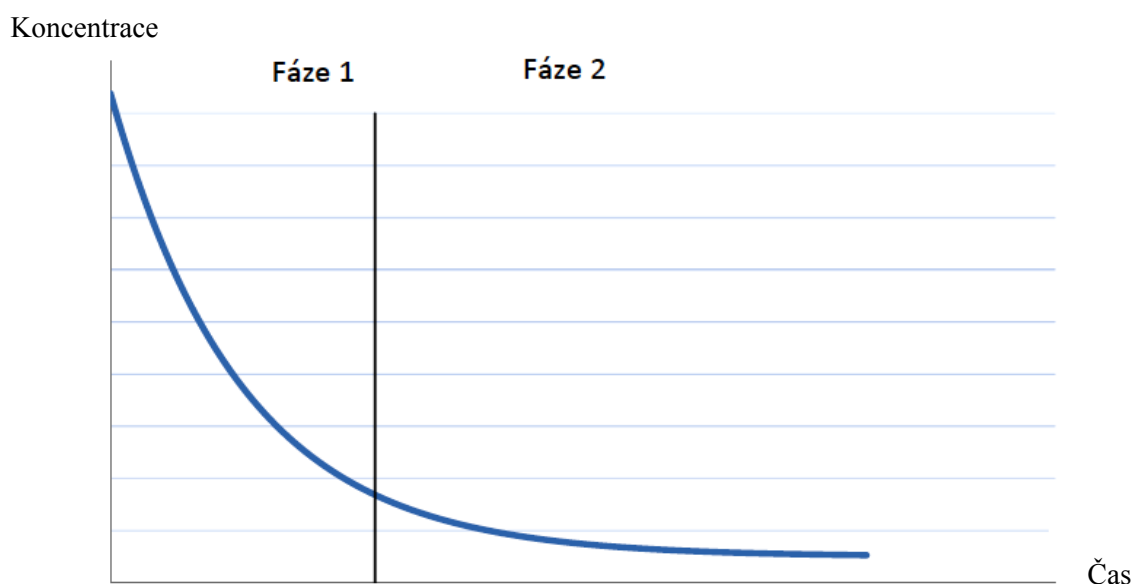
- V závislosti na chemismu vody může docházet ke srážení minerálů a ucpání perforací
- Při nadměrném dodávání nutrietů může dojít k přemnožení mikroorganismů a „bio-ucpání“ okolí vrtu (možná i změna hydraulické vodivosti)

- Mocnost kolektoru- při malých mocnostech nemůže vzniknout dostatečně velká cirkulační cela a efektivita remediacce je minimální. Nejnižší doporučená mocnost pro kvalitní cirkulaci se uvádí tři metry.
- Pokud podceníme zdroj kontaminace či špatně provedeme výstavbu vrtu, kontaminační mrak se rozšíří mimo jeho funkční oblast a čištění nebude úplné a bude tudíž zbytečné
- I přes větší účinnost uvedené metody lze rozdělit časový průběh dekontaminace obdobně jako u jiných metod na dvě stádia či fáze. V první fázi je dekontaminace ovládána velkou koncentrací škodlivin a její rychlost je vysoká (tzv. mass removal). V druhé fázi začne převládat difuze a rychlost remediacce se bude asymptoticky zpomalovat (tzv. diffusion removal, viz obrázek 9, upraveno dle (Fetter, 2008))
- Vyvolané proudění také může uvolnit další neznámý kontaminant z kontaminačních kapes (Miller a Roote, 1997)



Obrázek 8: Příklad porovnání ceny DDC vrtu (červený trojúhelník) s cenou běžných metod, např. pump&treat (modrý trojúhelník), (Wasatch Environmental Inc., 2004)





Obrázek 9: Dvě fáze rychlosti snižování koncentrace kontaminantu

#### 4.SANDBOX EXPERIMENTY

V několika laboratořích po celém světě byly provedeny pokusy v tzv. umělém akviferu (sandbox experiment). Jedná se většinou o kvádr naplněný pískem, ve kterém se provede výstavba cirkulačního vrtu a vloží se zdroje kontaminace. Pomocí desítek vzorkovacích bodů se shromažďují data, díky kterým můžeme po ukončení pokusu zjistit, jak účinná byla remediacce. Také pozorujeme různé odchylky od numerických modelů, což nám pomáhá více pochopit odehrávající se procesy.

Popsány budou dva pokusy v umělém akviferu. První z nich proběhl v Německu, druhý v Izraeli.

##### 4.1 Sandbox experiment I- Univerzita Karlsruhe, Německo

Zkouška proběhla na německé universitě Karlsruhe v uměle vytvořeném akviferu o rozměrech 9x6x4,5 m, ve kterém byly vytvořeny čtyři horizontální vrstvy s hydraulickou vodivostí (odshora)  $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $3,5 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ ,  $3,2 \cdot 10^{-4} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$  a  $1,2 \cdot 10^{-5} \text{ m} \cdot \text{s}^{-1}$ . V celém experimentálním akviferu bylo rozmístěno 378 vzorkovacích bodů, ze kterých bylo během průběhu zkoušky odebráno 9600(!) vzorků. Do akviferu byl umístěn malý kontejner obsahující 29,2 kg trichlorethenu (TCE). Samotný vrt měl tři skriny (perforované části), tedy vytvářel dvě cirkulační cely, a využíval metodu UVB (kontaminant odstraňoval stripováním vody). Znečištěný vzduch na povrchu procházel přes čistící uhlíkový filtr a do atmosféry byl vypouštěn pouze čistý vzduch bez zplodin.

Prvních šest dní pokusu byla aktivovaná pouze horní cirkulační cela ve svrchní části akviferu a kontaminace v této době přesahovala 100 mg/l. Na konci šestého dne byla zaktivována

druhá (dolní) cirkulační cela. Po devíti dnech od začátku pokusu (tři dny po aktivaci dolní cely) klesla celková průměrná koncentrace pod 2 mg/l. Po 44 dnech byla koncentrace menší než 25 µg/l s výjimkou bezprostředního okolí zdroje TCE. Po 132 dnech byl experiment ukončen, neboť bylo v celém akviferu dosaženo celkové koncentrace kontaminantu menší než 10 µg/l, což je v souladu s německými vyhláškami na kvalitu vody.

Při interpretaci dat bylo zjištěno následující- přibližně 50% kontaminantu zmizelo během prvních tří dnů, nicméně k dosažení pitné kvality bylo třeba mnohem delšího času k odstranění veškerého TCE, který se v pozdějších fázích zdržoval už jen v okolí svého zdroje-kontejneru. Přes nutnost delšího trvání je však tato technologie ukázala jako výborný způsob čištění podzemních vod bez nutnosti jejího čerpání na povrch. Hlavně v blízkém okolí vrtu se snížení znečištění projeví velice brzy (Scholtz, 1998).

#### **4.2 Sandbox experiment II- The Hebrew University of Jerusalem, Israel**

Test proběhl v roce 1999 na univerzitě v Jeruzalémě a opět za použití metody stripování vody, tentokrát však ne UVB, ale in-well water stripping (vrty typu NoVOC's). Autoři předem vytvořili numerické simulace a od zkoušky očekávali odpověď na dvě otázky: za prvé-jak velká bude účinnost čištění, a za druhé-bude se skutečný průběh lišit od numerických modelů?

##### **4.2.1 Modelový akvifer a monitoring**

Kvádr z plexiskla byl 245 cm dlouhý, 65 cm široký a 98 cm vysoký. Střední část nádrže (200 cm dlouhá) byla naplněna hrubým křemenným pískem (velikost zrna 0.5-0.8 mm), který byl oddělen od dvou nádrží s vodou, vstupní na jednom konci a výstupní na druhém. Mezi oběma nádržemi bylo rozdílem hydraulických výšek vyvoláno proudění vody. Cirkulační vrt byl umístěn do středu akviferu, obklopen byl osmi vzorkovacími trubkami z PVC- sondami. Každá sonda obsahovala 4 senzory rozmístěné v různých výškách ode dna (50 cm ode dna- úroveň I, 35 cm- úroveň II, 20 cm- úroveň III, 5 cm- úroveň IV), odkud byly odebírány vzorky a zároveň měřen elektrický odpor každých 30 vteřin. Navíc byly dvě tyče umístěny do vstupní nádrže se senzory umístěnými u dna (0 cm) a téměř u hladiny (50 cm).

Jako kontaminant byly zvoleny tři sloučeniny- trichlorethen, trichlormethan (chloroform) a methylbenzen, jako stopovač posloužil draslík. Jednu hodinu před začátkem byla spuštěna injektáž vzduchu do vrtu a zároveň vytvořen rozdíl hladin  $\Delta h=5,4$  cm mezi vstupní ( $h=54.4$  cm) a výstupní ( $h=49$  cm) nádrží. Vzduch byl vháněn do vrtu s přetlakem 0,3 baru oproti atmosférickému tlaku v množství  $14 \pm 0.5$  l/min, vytvářeje tak tok vody vzhůru vrtem přibližně  $0.5 \pm 0.05$  l/min. Voda ve vstupní nádrži byla okamžitě a homogenně kontaminována všemi třemi kontaminanty i draslíkem, konstantně do ní přitékalo  $0.68 \pm 0.05$  l/min vody o stejné koncentraci kontaminantů, jaká se v ní nacházela. Stejně množství vody zároveň vytékalo z výstupní nádrže. Po dokončení pokusu proběhl ještě jeden, kontrolní. Ten byl

stejný jako předchozí s jedinou výjimkou- nebyl spuštěn cirkulační vrt. Bylo třeba ho provést kvůli mírným změnám v hydraulických parametrech akviferu. Hlavní příčiny těchto oscilací byly rozvoj mikroorganismů (převážně řas) a uvěznění vzduchových bublin v saturované zóně kvůli fluktuacím hladiny podzemní vody.

#### 4.2.2 Data a výstupy

Dle očekávání se koncentrace kontaminantů snížila po výstupu z vrtu, nicméně koncentrace draslíku zůstala nezměněna. Tento fakt nám může posloužit jako kontrola při interpretaci dat. Při sledování koncentrací stopovače (draslíku) byla učiněna tři zjištění. Za první- čím dále od zdroje stopovače vzorkovací sonda byla, tím později k ní draslík dorazil (což je očividné, nicméně je třeba to zaznamenat). Za druhé- stopovač jako první dorazil k nejnižší úrovni monitorovacích vrtů a až později i k vyšším úrovním. Tento efekt byl předpokládán- v cirkulační cele je vyvoláváno proudění odspoda nahoru, neboť u dna vrtu dochází ke snížení hydraulické výšky. Naopak v horní části je voda vypouštěna zpět do akviferu v oblasti nazvané návratná zóna (recharge zone). Infiltrující voda vytváří na hladině kopcovitou elevaci. Za třetí- křivky grafů spodních úrovní mají velmi náhlý a strmý nástup, kdežto křivky v horních úrovních mají nástup spíše pozvolný. Toto je způsobeno ředěním čisté či částečně vyčištěné vody vyteklé z vrtu s přitékající vodou kontaminovanou.

Stejně chování jako u draslíku bylo zjištěno u všech tří vypuštěných chemikálií s tím rozdílem, že voda opouštějící cirkulační vrt měla nižší koncentraci VOC's. Množství odstraněných uhlovodíků lze kvantifikovat pomocí tzv. stripovacího poměru(13):

$$(13) S = (C_{in} - C_{out}) / C_{in};$$

Kde  $C_{in}$  značí koncentraci VOC's při vstupu do vrtu dolním skřínem a  $C_{out}$  koncentraci VOC's při jeho opuštění horním skřínem. V tabulce 1 jsou uvedeny ze změřených dat vypočítané stripovací poměry všech tří uhlovodíků. Z tabulky je zřejmý fakt, že se stoupající Henryho konstantou se zvyšuje i stripovací poměr.

Tabulka 1 (upraveno, převzato z Katz, Gvirtzman, 1999)

Typ VOC	Henryho konst. (22° C)	$C_{in}$ (mg/l)	$C_{out}$ (mg/l)	Stripovací poměr (dle 4.1)
Trichlorethen	0.38	4.64	2.16	0.53
Trichlormethan	0.14	5.68	3.39	0.40
Toluen	0.25	4.32	2.27	0.47

K numerické simulaci byla využita rovnice pro ustálené proudění v saturované zóně (Bear, 1979):

$$(14) \quad K_r \left( \frac{\partial^2 h}{\partial x_1^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial x_2^2} \right) + K_z \frac{\partial^2 h}{\partial x_3^2} + q_s = 0$$

kde  $h$  je hydraulická výška,  $K_{r,z}$  je horizontální, respektive vertikální hydraulická vodivost,  $q_s$  je zdrojový člen a  $x_i$  jsou tři osy ( $i=1,2,3$ ) kartézského souřadného systému. Byly předepsány dva druhy okrajových podmínek, a to první- Dirichletova podmínka udávající konstantní výšku hladin ve vstupní a výstupní nádrži, a druhá- Neumannova podmínka, která určovala nulový přítok směrem z obou boků. Použity byly programy MODFLOW, PATH3D a ModIME, oblast byla zdiskretizována do 101 sloupců, 32 řad a 12 vrstev (38784 buněk) a zvažovány byly dva hlavní přístupy- první z nich předpokládal jednotný vtok po celé délce perforované části vrtu a druhý počítal s lineárním poklesem intenzity extrakce směrem vzhůru ode dna. První z přístupů určil, že po prvním průchodu tělesem vrtu projde 69% částic cyklus znovu, kdežto druhý přístup počítal pouze s 49% znovu zachycených částic.

Výsledky v porovnání s modely dopadly takto- data z experimentu nejlépe odpovídala numerickým výpočtům, pokud jsme při simulaci udělali předpoklad, že hydraulická vodivost a efektivní porozita roste směrem do hloubky (neboť voda, vertikálně proudící návratnou zónou zpět do akviferu, snižuje horizontální hydraulickou vodivost). I přes tento předpoklad však existoval jistý nesoulad mezi modely, a to v oblasti úrovně tři- zde se totiž nacházel jakýsi předěl mezi dvěma tělesy, horním, které prošlo vrtem a obsahovalo přibližně 20% z původní kontaminace, a dolní, kde proudila téměř neléčená voda (kontaminace ~ 100%). Stripovací poměr se pohyboval mezi 30-50 %, v terénu však bude vyšší (až 90%) z důvodu větší délky vrtu (delší vystavení vody vzduchu). Za 450 minut experimentu prošla vrtem každá částice vody přibližně dvakrát, v terénu bude pro účinné odstranění kontaminantu z vody nutno projít cyklem vícekrát, neboť s postupujícím časem se bude rychlost odstraňování kontaminantu zpomalovat (převládne diffusion removal, viz obrázek 9).

#### **4.3 Cirkulační vrt v praxi**

Pro doplnění kapitoly o sandbox testech připojuji ještě jedno konkrétní použití na lokalitě. Jde o bývalou servisní stanici, která byla součástí továrny na recyklaci kovů v Commerce City v Coloradu. Dekontaminace proběhla v roce 1997 za použití vrtu typu C-Sparger (tedy vrtu používají ke stripování vzduch spolu s ozonem). V podzemní vodě byly nalezeny koncentrace BTEXu až 2,2 mg/l a až 490 mg/l ropných uhlovodíků (PH-petroleum hydrocarbons). Proto byly instalovány dvě skupiny C-Spargerů, každá obsahovala tři vrty, které byly přibližně 17 metrů hluboké. Do všech byl nepřetržitě vháněn vzduch s průtokem 70 l/sec, ozon byl vpouštěn v intervalech 25 minut. Systém byl spuštěn do chodu v srpnu 1997 a běžel do března 1998, poté byl zastaven, neboť až na jeden vrt (který z neznámých důvodů obsahoval 37 mg/l PH) nebyly zjištěny žádné výskyty jakéhokoliv znečištění, voda dokonce splňovala limity pro pitnou vodu (EPA, 1998).

## 5. MATEMATICKÉ MODELOVÁNÍ CIRKULAČNÍHO VRTU

Modelování cirkulačního vrtu závisí na mnoha faktorech a je vždy třeba přijmout určité předpoklady, aby bylo vůbec reálné a proveditelné. Kromě jiného závisí na horizontální a vertikální hydraulické vodivosti, mocnosti akviferu, směru a rychlosti proudění podzemní vody, množství přečerpávané nebo částečně extrahované/infiltrované vody, délce perforací a vzdálenosti mezi nimi. V poslední době výzkum pokročil natolik, že se objevilo již několik způsobů (matematických postupů), jak určit za pomoci jednoho či dvou cirkulačních vrtů nejenom hydraulickou vodivost v horizontálním i vertikálním směru, ale třeba i průběh dodávání nutriety či rychlost růstu bakteriálních kolonií (Cirpka, Kitanidis 2001, Sutton et al 2000, Goeltz et al 2008). Důležité je i vědět, jak velká cirkulační cela se vytvoří a jak se bude s časem zvětšovat. Mezi prvními se o numerickou simulaci pokusili Herrling a Stamm (1992). Ti pro zjednodušení předpokládali, že vrt je umístěn v napjatém kolektoru o známé mocnosti. Učinili také předpoklad radiální symetrie kolem vrtu a zanedbali lokální rozdíly hustot vody v akviferu. Výpočty byly provedeny pro ustálené proudění na základě rovnice (15),

$$(15) \quad \frac{\partial}{\partial r} (2\pi r k_r \frac{\partial h}{\partial r}) + \frac{\partial}{\partial z} (2\pi r k_z \frac{\partial h}{\partial z}) = 0$$

formulované v cylindrických souřadnicích  $r$  a  $z$  (Bear, 1972).  $h$  představuje hydraulickou výšku,  $k_r$  a  $k_z$  jsou hydraulické vodivosti v horizontálním a ve vertikálním směru. Byly předepsány podmínky Dirichletova a Neumannova, a to

$$(16 \text{ a,b}) \quad h - h^* = 0 \quad ; \quad v_i \cdot n_i + v^* = 0$$

Hvězdička nad písmeny v podmínkách (16 a,b) označuje předepsané hodnoty,  $v_i$  je vektor objemové hustoty toku,  $n_i$  je jednotkový vektor kolmý na hranici,  $i$  značí  $z$  nebo  $r$ . V podmínce (16 b) je třeba dosadit za objemovou hustotu toku výraz  $v = -K \cdot \text{grad}(h)$  (Darcyho zákon), neboť okrajová podmínka musí obsahovat stejnou neznámou funkci jako v rovnici (15), v tomto případě  $h$ .

Numerické výpočty radiálně symetrického proudění byly provedeny za použití Galerkinovy metody konečných prvků s trojúhelníkovými prvky a lineární interpolací. Pro výpočet proudnic (streamlines) byla použita metoda sledování částice (particle tracking method). Pozdější měření na konkrétních vrtech potvrdilo správnost numerických výpočtů.

Další z modelů se již věnoval tzv. upflow/downflow (nahoru/dolů tekoucí, nebo také jinak extraction/injection wells či horizontal flow treatment wells, HFTW) vrtům. Jde o jednu z možných a taktéž často užívaných kombinací dvou cirkulačních vrtů, z nichž jeden pracuje v normálním a jeden v reverzním režimu. Tato soustava páru vrtů se umístí po směru toku od zdroje kontaminace a díky dualitě pracovních režimů je zabráněno dalšímu šíření kontaminace. Christ et al (1999) vyvinuli 2-D analytický model, který určoval vztah mezi vzdáleností obou vrtů, prouděním mezi nimi a celkovou efektivitou čištění.

Cunningham et al. (2004) tuto práci rozšířili, ještě stále ve dvou dimenzích, o vztah určující pozici částice vody v závislosti na čase. Huang a Goltz (2005) pak převedli tentýž problém do 3-D a později i hlouběji rozvedli (Goltz et al., 2008). Jejich postup byl v obou případech následující- předpokládali rovnovážný stav v napjatém kolektoru nekonečného laterálního rozsahu, ve kterém nedochází k žádné extrakci ani injektáži vody do systému. Za těchto předpokladů užívali rovnici (17) a okrajové podmínky (18a-c):

$$(17) \quad k_r \frac{1}{r_i} \frac{\partial}{\partial r} \left( r_i \frac{\partial s_i}{\partial r_i} \right) + k_z \frac{\partial^2 s_i}{\partial z^2} = 0; i = 1, 2 \dots N$$

$$(18a) \quad \frac{\partial s_i}{\partial r_i} = \frac{Q_i}{2\pi r_w k_r (z_b^i - z_t^i)}; z_b^i \leq z \leq z_t^i; r_i \in (0, \infty)$$

$$\frac{\partial s_i}{\partial r_i} = 0 \text{ pro } r_i = r_w \text{ a pro } z \in (0, b) - (z_b^i, z_t^i)$$

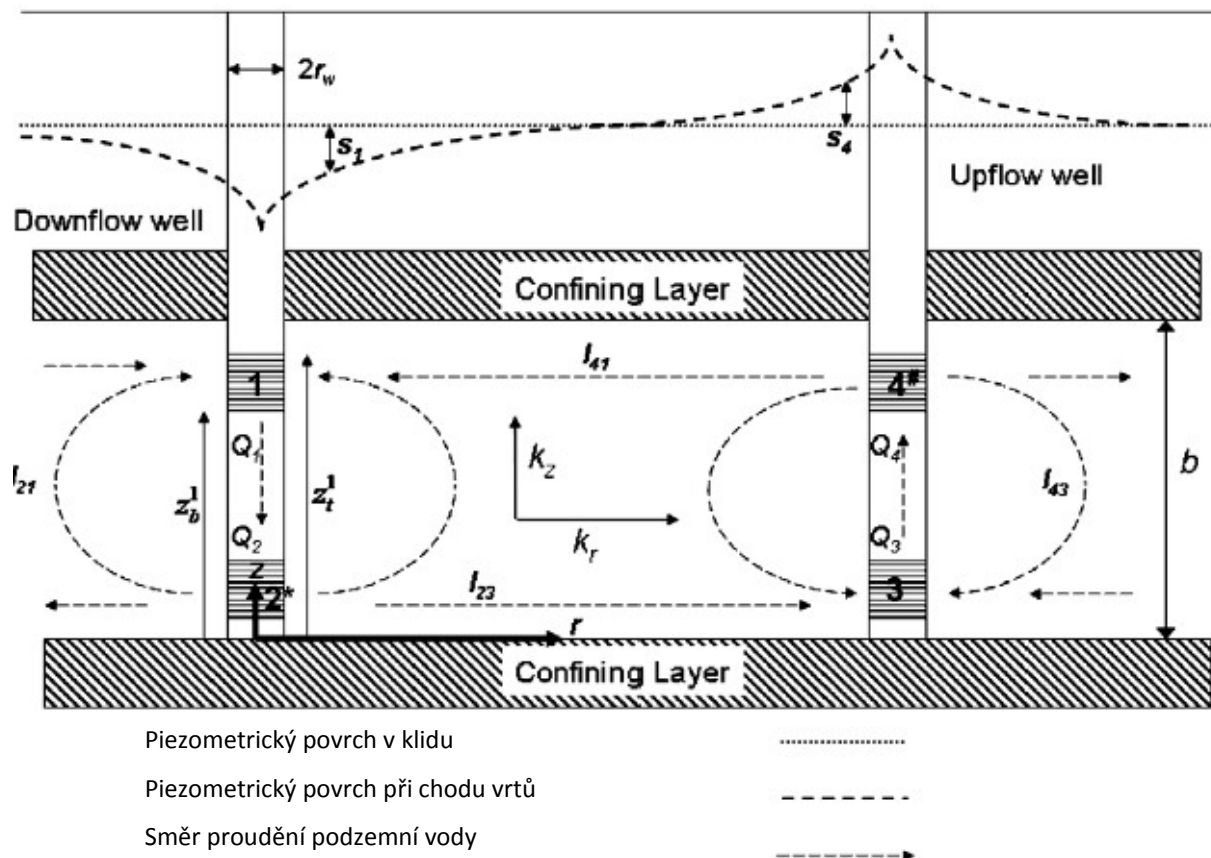
$$(18b) \quad \sum_{i=1}^N s_i = 0; r_i \rightarrow \infty$$

$$(18c) \quad \frac{\partial s_i}{\partial z} = 0 \text{ pro } z = 0, b; r_i \in (0, \infty)$$

Kde  $s_i(r, z)$  je změna v piezometrické výšce hladiny při chodu obou vrtů oproti klidové výšce hladiny,  $N$  je počet skrínů (perforací),  $r_i$  je radiální souřadnice vztažená k  $i$ -tému skrínu,  $z$  je vertikální souřadnice mající počátek na bázi kolektoru,  $Q_i$  je čerpané či injektované množství vody ( $Q > 0$  pro čerpání), rozdíl  $z_t - z_b$  značí délku perforace (index  $i$  označuje konkrétní skrín),  $r_w$  je poloměr  $i$ -tého vrtu,  $b$  je mocnost akviferu. Všechny parametry jsou znázorněny na obrázku 10.

Rovnice (17) je rovnicí ustáleného proudění v cylindrických souřadnicích pro proudění v homogenním anizotropním prostředí. Podmínka (18a) je aplikování Darcyho zákona na perforované úseky vrtu (průtok dělený hydraulickou vodivostí a plochou). Podmínka (18b) udává nulovou změnu hladiny ve velké (nekonečné) vzdálenosti od vrtů jako následek toho, že zde není žádné proudění z nebo do akviferu kvůli operujícím dipólovým vrtům. Podmínka (18c) říká, že zde nedochází k žádnému proudění shora či zdola skrz vrstvy izolátorů. Po zavedení řídicí rovnice a základních podmínek dále autoři za pomoci Fourierovy kosinové transformace, modifikovaných Besselových funkcí prvního a druhého řádu a dalších matematických postupů získali rovnici (neuváděna), která se dá využít k určení vertikální a horizontální hydraulické vodivosti.

Druhou možností numerické simulace proudění v okolí páru cirkulačních vrtů je využití dílčích průtoků mezi vrty, opět (Goeltz et al., 2008). Dílčím průtokem  $I_{ij}$  nazýváme množství



Obrázek 10: Zobrazení parametrů užitých v rovnici 17 a podmínkách 18a-c, \*(hvězdička) značí místo injektáže chloridového stopovače, # značí místo bromidového stopovače

vody, které proudí z i-tého skrínu do j-tého skrínu. Kupříkladu dílčí průtok  $I_{41}$  značí vodu proudící od skrínu 4 (horní perforace pravého vrtu) ke skrínu 1 (horní perforace levého vrtu). K výpočtu dílčích průtoků provedeme dvě stopovací zkoušky, jednu se stopovačem A (chloridový stopovač) a jednu se stopovačem B (bromidový stopovač). Poté, za předpokladu ustáleného proudění, aplikujeme zákon zachování hmoty (mass balance) na každé ze čtyř perforovaných částí obou vrtů a získáme čtyři rovnice (pro lepší představu o odvození rovnic a místech vypuštění stopovačů viz znovu obrázek 10).

$$(19a) \quad A_4 I_{43} + A_2 I_{23} = A_3$$

$$(19b) \quad B_4 I_{43} + B_2 I_{23} = B_3$$

$$(19c) \quad A_4 I_{41} + A_2 I_{21} = A_1$$

$$(19d) \quad B_4 I_{41} + B_2 I_{21} = B_1$$

Kde  $A_i$  je koncentrace stopovače A měřená v i-té perforaci a  $B_i$  je koncentrace stopovače B měřená v i-té perforaci. Pokud změříme koncentrace obou stopovačů v místech všech čtyř perforací, jsme schopni řešit tuto soustavu čtyř rovnic o čtyřech neznámých  $I_{21}$ ,  $I_{23}$ ,  $I_{41}$ ,  $I_{43}$ . Po výpočtu těchto čtyř dílčích průtoků je můžeme použít k numerické simulaci např. v MODFLOW. Dále použijeme metodu sledování částic k sledování určité populace částic a následnému výpočtu dílčích průtoků. Budeme tak mít dílčí průtoky změřené i numericky

spočtené a můžeme je použít ve funkci  $F_{obj}$  (neuváděna), ze které pak určitým genetickým algoritmem určíme horizontální a vertikální hydraulickou vodivost (bude se nacházet v maximu funkce  $F_{obj}$ ).

Na odlišnou problematiku se zaměřili Cirpka a Kitanidis (2001). Zajímala je rychlost dodávání nutrientů a položili si otázku, zda by bylo možné určit, kde se v danou dobu nachází vypuštěná dávka živin. Výsledkem jejich snahy byl tzv. Travel-time based model, který nám umožňuje zjistit pozici vyslané výživné látky. Tvůrci, čerpající ze svých dřívějších prací, provedli zjednodušující předpoklad, a to ten, že zanedbali lokální disperzi. Za předpokladu stacionárního proudění a no internal volumetric source použili advekčně-reakční rovnici (20):

$$(20) \quad \frac{\partial c}{\partial t} + v \cdot \nabla c = r(x, t)$$

kde  $c$  [mol/l] značí koncentraci,  $t$ [s] je čas,  $v$  [m/s] je vektor rychlosti průsaku (seepage velocity vector),  $x$  je vektor prostorových souřadnic a  $r$  značí zdrojový člen. Uvažována je opět dvojice HFTW vrtů (tedy jeden vrt v normálním, jeden v revezním chodu) v kvádrovém prostoru, ve kterém je příchozí proudění do kvádrů kolmé na stěnu, jíž do kvádrů vtéká, a odchozí proudění je kolmé na stěnu protější (pro lepší představu viz obrázek 11). Předepsány byly podmínky (21a-c):

$$(21a) \quad c = c_u \text{ na } \Gamma_u$$

$$(21b) \quad c = c_{in}^1 \text{ na } \Gamma_{in}^1$$

$$(21c) \quad c = c_{in}^2 \text{ na } \Gamma_{in}^2$$

kde  $\Gamma_u$  je stěna kvádrů, skrz kterou proudí příchozí proudění, a  $c_u$  je odpovídající koncentrace (pro jednoduchost předpokládáme, že je uniformní).  $\Gamma_{in}^i$  je perforace  $i$ -tého vrtu, do které byl vpuštěn nutrient, a  $c_{in}^i$  je odpovídající koncentrace. Postupová doba (travel-time) je dána rovnicí (22):

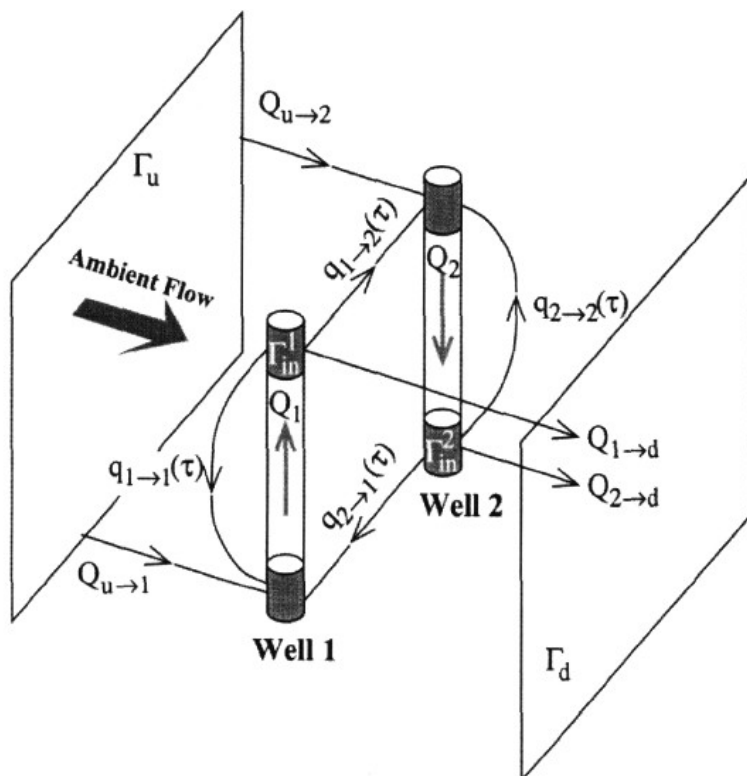
$$(22) \quad \tau(x) = \int_{in}^x \frac{d\xi}{|v(\xi)|}$$

kde  $\xi$  je prostorová souřadnice podél trajektorie rychlosti,  $in$  značí místo injektáže (perforaci). Každé místo  $x$  je spojeno s právě jednou podmínkou a postupový čas  $\tau$  (inflow boundary  $i$ ) podmínce  $i$  je vyjádřen jako  $\tau_i(x)$ . Substitucí rovnice (22) do rovnice (20) získáme advekčně-reakční rovnici s postupovou dobou:

$$(23) \quad \frac{\partial c(t, \tau_i)}{\partial t} + \frac{\partial c(t, \tau_i)}{\partial \tau} = r(t, \tau_i)$$

kde  $c(t, \tau_i = 0) = c_{in}^i(t)$  je daná okrajová podmínka.  $r$  značí zdrojový člen a předpoklad je, že závisí pouze na postupové době  $\tau$  a ne na pozici  $x$  (předpokládáme, že růst biomasy záleží primárně na dodávaných nutrientech a zanedbáváme chemickou heterogenitu). Tudíž





Obrázek 11: Schéma proudění v modelovém kvádru

dvě různá místa mají stejnou koncentraci, pokud jsou od vrtu vzdáleny stejnou postupovou dobu.

Rovnice (20) musí být řešena ve čtyřech dimenzích- třech prostorových a jedné časové, naproti tomu rovnice (23) je formulována pouze ve dvou časových dimenzích- reálném čase  $t$  a postupové době  $\tau$ . Je také odstraněn vektor rychlosti, který se mohl v rovnici (20) měnit v závislosti na souřadnicích. Pokud budeme

mít  $n$  přítokových (inflow

boundary) podmínek, musíme nyní řešit  $n$  jednodimenzionálních problémů, což je stále výhodnější než jeden multidimenzionální. Pro výpočet koncentrace v místě  $\mathbf{x}$  a v čase  $t$  nejprve určíme (inflow boundary) podmínku  $i$ , ke které daný bod patří a odpovídající čas  $\tau_i(\mathbf{x})$  spočteme metodou sledování částice. Poté vyřešíme reakčně-transportní rovnici z hlediska časového a poté výsledek převedeme do prostorových souřadnic. V článku je výše popsany travel-time model dále použit k odhadu rychlosti biodegradčního rozkladu TCE.

## 6. ZÁVĚR

V této práci jsem si kladl za cíl podat stručný a zároveň výstižný a pravdě odpovídající přehled funkčních principů dekontaminační technologie známé jako cirkulační vrty. Z předložené rešerše, v níž jsem shrnul základní druhy vrtů, jejich klady i zápory, nastínil několik cest, kterými se během let ubíralo matematické modelování, a v níž jsem předložil i pár experimentů v umělém akviferu a jedno použití na konkrétní lokalitě, je jasné, že se vždy nejedná o zcela jednoduché konstrukce a k jejich správnému chodu je třeba multidisciplinarita a spolupráce odborníků, jako jsou environmentální inženýři a fyzici, vrtní technici, hydrogeologové, chemici, odborníci na hydrauliku podzemní vody či mikrobiologové. Dle mého názoru se jedná o perspektivní technologii, která nabízí a do budoucna ještě nabídne širokou paletu využití při čištění podzemní i podpovrchové vody, a která i přes čtvrt století své existence prochází neustálým vývojem, na jehož konci čeká něco, co spolu s ostatními dekontaminačními metodami přispěje k čištění životního prostředí a také k rozšíření našich znalostí.

**Poděkování:** V úplném závěru práce bych si dovolil poděkovat panu Docentu Jiřímu Mlsovi za to, že mě kdykoliv s jakýmkoliv problémem vyslechl, poradil mi a nasměroval mé kroky správným směrem.

## **Příloha:**

Seznam zkratk užitých v textu:

BTEX- skupina čtyř chemických sloučenin a zároveň častých kontaminantů- benzen( $C_6H_6$ ), toluen (methylbenzen,  $C_7H_8$ ), ethylbenzen, xylen (dimethylbenzen,  $C_8H_{10}$ )

C-Sparger- typ vrtu využívající stripování vzduchem a ozonem

DBCP- 1,2-dibromo-3-chloropropan

DCE-dichlorethen,  $C_2H_2Cl_2$

DDC- density driven convection-cirkulační vrt, který vyvolává proudění založené na hustotním gradientu (rozdílu hustot vody uvnitř a vně vrtu)

EB-ethylbenzen,  $C_8H_{10}$

GCW- Groundwater circulation well, základní provedení cirkulačního vrtu

HFTW- Horizontal Flow Treatment Well- dvojice cirkulačních vrtů, jeden v normálním a jeden v reverzním módu, umístěné tak, aby se jejich zóny dosahu překrývaly, což vede ke zefektivnění remediace

NAPLs- non-aquatic phase liquid – kapalné kontaminanty, které se nerozpouštějí ve vodě, mohou být lehčí (LNAPLs) nebo těžší než voda (DNAPLs)

NoVOCs-modifikace UVB vrtu, ve které díky vháněnému vzduchu a rozdílu hustot vody uvnitř a vně vrtu vzniká vzestupné proudění

PAH- polycyclic aromatic hydrocarbons- polycyklické aromatické uhlovodíky (např. naftalén), široká skupina aromatických uhlovodíků s více benzenovými jádry neobsahující heteroatomy ani substituenty ([www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org), 21.3.2012)

PCE-perchlorethen- tetrachlorethen,  $C_2Cl_4$

PH-petroleum hydrocarbons, uhlovodíky vyskytující se v ropě

SZB- groundwater flushing well- typ vrtu užívaný k dekontaminaci nenasycené zóny

TCE- trichlorethen,  $C_2HCl_3$

UVB- Vacuum vaporizer well-cirkulační vrt se stripovacím reaktorem užívající metodu air stripping

VOC-volatile organic compound, těkavé organické sloučeniny, látky s nízkým bodem varu ([www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org), 21.3.2012)

## Reference:

- Aelion, C. Marjorie, Kirtland C. Brian [2000], Physical versus Biological Hydrocarbon Removal during Air Sparging and Soil Vapor Extraction, *Environmental Science and Technology*, vol.34, No.15, strany 3167-3173
- Bear, J. [1973] *Hydraulics of groundwater*. Dover publications, INC. New York
- Borchert, S., Mueller, J., Alesi, E., Leins, Ch., Haninger, V. [1995], In-situ Bioremediation Application Strategies for Soil and Groundwater Impacted by PAHs, *Land contamination & Reclamation*, vol.3, No. 4
- Buermann, W., G. Bott-Breunning, R. Krug [1992] Groundwater Remediation Using the Vacuum Vaporiser Well, *Envirotech Vienna-Industrial Waste Management*, strany 723-732
- Cirpka, O.A., Kitanidis, P.K. [2001] Travel-Time Based Model of Bioremediation Using Circulation Wells, *Ground water*, vol.39, No.3, May-June 2001, strany 422-432
- Cook, M. Alasdair [1987], Biodegradation of s-triazin xenobiotics, *FEMS Microbiology Review* 46, No.2, strany 93-116
- Cunningham, J.A., Hoelen, T.P., Hopkins, G.D., Lebron, C.A., Reinhard, M. [2004] Hydraulics of recirculation well pairs for groundwater remediation, *Ground Water* vol.42, No. 6, strany 880-889
- Environmental Protection Agency [1998], Field Applications of In-situ Remediation technologies: Ground-water Circulation Wells, informační zpráva EPA 542-R-98-009, October 1998
- Fetter, C.W. [2008], *Contaminant Hydrogeology*, Second edition, Waveland Press Inc., Long Grove, Illinois
- Goeltz, N. Mark, Huang Junqi, Close, E. Murray, Flintoft, J. Mark, Pang Liping [2008], Use of tandem circulation wells to measure hydraulic conductivity without groundwater extraction, *Journal of Contaminant Hydrology* 100 (2008), strany 127-136
- Herrling, B., Stamm, J. [1992], Numerical Results of Calculated Vertical Circulation Flows Around Wells with Two Screen Sections for In-Situ or On-Site Aquifer Remediation, Institute of Hydromechanics, University of Karlsruhe, Germany
- Huang Junqi, Goltz, N. Mark [2005], A three dimensional analytical model to simulate groundwater flow during operation of recirculating wells, *Journal of Hydrology* 314 (2005), strany 67-77
- Christ, A. John, Goltz, N. Mark, Huang Junqi [1999], Development and application of an analytical model to aid design and implementation of in-situ remediation technologies, *Journal of Contaminant Hydrology* 37 (1999), strany 295-317
- IEG Technology GmbH [2008], General principles of groundwater circulation well (GCW) technologies for soil and groundwater in-situ remediation, IEG Technology GmbH- Soil & groundwater Remediation Technologies
- Johnson, L. Richard, Simon, A. Michelle [2007], Evaluation of groundwater flow patterns around a dual screened groundwater circulation well, *Journal of Contaminant Hydrology* 93 (2007), strany 188-202
- Katz Yoram, Gvirtzman Haim [2000], Capture and cleanup of a migrating VOC plume by the in-well vapor stripping: a sand tank experiment, *Journal of Contaminant Hydrology* 43 (2000), strany 25-44
- MacDonald, R. Thomas, Kitanidis, K. Peter, McCarty, L. Perry, Roberts, V. Paul [1999], Mass-Transfer Limitations for Macroscale Bioremediation Modeling and Implications on Aquifer Clogging, *Ground water*, vol. 37, No.4
- McCarty, P.L., Goltz, M.N., Hopkins, G.D., Dolan, M.E., Allan, J.P., Kawakami, B.T. [1998] Full scale evaluation of in-situ cometabolic degradation of trichlorethylen in groundwater through toluen injection, *Environmental Science & Technology*, vol.32, No.1, strany 88-100

- Miller, R. Ralinda, Roote, S. Diane [1997], In-Well Vapor Stripping, Ground-water Remediation Technologies Analysis Center report, Technology report No. TO-97-01
- Mueller, G. James, Chapman, J. Peter, Blattman, O. Beat, Pritchard, P. [1990], Isolation and Characterization of a Fluoranthene- Utilizing Strain of *Pseudomonas Paucimobilis*, Applied and Environmental Microbiology, April 1990, vol.56, No.4, strany 1079-1086
- Mueller, G. James, Lakhwala Fayaz, Lantz E. Suzanne, Heard Cherie, Klingel, J.Eric, Langley, B. William, Brouman, B. Mitchelle, Coffin, B. Richard, Trust Beth, Kelley Cheryl, Cifuentes, A. Luis, Montgomery, T. Michael, Boyd, A. Thomas, Schulzt, W. Warren [1995], Use of Grounwater Circulation (UVB) Technology and Integrated Bioreactors for Chemical Containment and in-situ Bioremediation of Subsurface Environments Contaminated by Cola Tar Creosote: Full Scale Field Validation, Land Contamination& Reclamation, vol.3, No.4
- Nimmer, A. Michael, Wayner, D. Brian, Morr, A. Allen [2000], In-Situ Ozonization of Contaminated Groundwater, Environmental Progress, vol. 19, No.3, strany 183-195
- Pitter [2009], Hydrochemie, Vydavatelství VŠCHT Praha, 4. vydání
- Shelley, L. Michael, Goltz, N. Mark, Amon, P. James, Agrawal Abinash, Enwrighth Michael, Slusser Thomas, Ferland Derek, Niekamp Scott, Gardner Bruce, Stoppel Chris, Campbell Jason, Entingh Andrew, Bugg Bradley, Opperman Bryan, Hoefar Colby, Boggs Kevin, Whitney Angela, Fernandez Manny [2002], Treatment of chlorinated aliphatic contamination of groundwater by horizontal recirculations wells and by constructed vertical flow wetlands, Technical report No. AFIT/EN/TR-02-05, March 2002
- Scholtz, M., Weber, O., Mohrlök, U., Eldho, T.I. [1998], Large scale experiment for in-situ flushing using groundwater circulation wells: identification of processes and limiting parametres, *Groundwater Quality: Remediation and Protection* (Proceedings of the GQ'98 Conference held at Tübingen, Germany, September 1998). IAHS Publ. No. 250, 1998
- Siantar, P. Darsa, Schreier, G. Cindy, Chou Chi-Su, Reinhard Martin [1996], Treatment of 1,2-dibromo 3-chloropropane and nitrate-contaminated water with zero-valent iron or hydrogen/palladium catalyst, Water Resources, vol. 30, No. 10, strany 2315-2322
- Stamm, J. [1995], Vertical Circulation Flow for In-Situ Bioremediations in Aquifers, Institute of Hydromechanics, University of Karlsruhe, Germany
- Sutton, D.J., Kabala, Z.J., Schaad, D.E., Ruud, N.C. [2000], The dipole-flow test with a tracer: a new single-borehole tracer test for aquifer characterization, Journal of Contaminant Hydrology 44 (2000), strany 71-101
- Wasatch environmental Inc. [2004], Density Driven Convection-In-Well Aeration Technology-nabídka firmy  
[www.wikipedia.org](http://www.wikipedia.org) , užita 21.3.2012 k nalezení zkratk VOC a PAH