

Univerzita Karlova v Praze, Přírodovědecká fakulta
Ústav hydrogeologie, inženýrské geologie a užití geofyziky



Význam numerického modelování pro řešení kontaminace podzemních vod

**numerical modeling in groundwater contamination
problems**

BAKALÁŘSKÁ PRÁCE

Barbora Havlíková

Vedoucí bakalářské práce: RNDr. Josef V. Datel, Ph.D.

Konzultant: Ing. Jana Valentová, CSc.

Praha, září 2010

Prohlašuji, že jsem tuto bakalářskou práci vypracovala samostatně pod vedením RNDr. J. Datla, Ph.D. a s použitím uvedené literatury.

V Praze dne

Poděkování

V první řadě bych chtěla poděkovat především vedoucímu bakalářské práce RNDr. Josefu Datlovi, Ph.D. za obětavé konzultace a pomoc při tvorbě bakalářské práce. Dále bych chtěla poděkovat Ing. Janě Valentové, CSc. za odborné konzultace. Velké díky patří mé rodině a Matyášovi za podporu během psaní práce.

Abstrakt

Práce se zabývá numerickým modelováním proudění podzemní vody a transportu kontaminantů.

Tato práce je rozdělena do dvou částí. V první části jsou stručně charakterizovány a porovnány základní metody používané pro problematiku proudění podzemní vody a transportu látek. Dále jsou popsány počáteční a okrajové podmínky, které jsou nezbytnou součástí sestavování modelu.

Druhá část je věnována modelům z lokality Bzenec, kde dříve docházelo k unikání chlorovaných alifatických uhlovodíků do podzemní vody. Modely byly sestaveny za účelem popisu rozsahu a šíření kontaminace a predikce dalšího vývoje znečištění.

Abstract

This bachelor thesis deals with numerical modelling of groundwater flow and contaminant transport.

This thesis consists of two parts. In the first part are briefly described and compared basic methods, which are used for solving problems of groundwater flow and substance transport. Further more are set up initial and boundary conditions, which are an essential part of the compilation model.

The second part deals with models from location Bzenec, where was the leakage of chlorinated aliphatic hydrocarbons. Models were created in purpose to describe the extent of contamination and spreading of contaminants and also to predict the further development of the pollution.

Obsah

1. Úvod – zadání a cíl práce	8
2. Charakteristika studované oblasti.....	8
2.1 Základní informace zájmového území.....	8
2.2 Regionálně geologické poměry	9
2.3 Geomorfologie území	10
2.4 Klimatické a hydrologické poměry.....	10
3. Bližší charakteristika lokality	11
3.1 Geologické poměry.....	11
3.2 Hydrogeologické poměry	12
3.3 Situace kontaminace na lokalitě	14
4. Matematické modelování proudění podzemní vody	16
4.1 Analytické metody.....	16
4.2 Numerické metody.....	17
4.2.1 Metoda konečných diferencí = Metoda sítí (finite difference method - FDM)....	18
4.2.2 Metoda konečných prvků (Finite element method - FEM).....	19
4.2.3 Metoda charakteristik.....	21
4.2.4 Metoda konečných objemů	22
4.3 Komerční software.....	22
4.4 Počáteční a okrajové podmínky	24
4.4.1 Počáteční podmínky	24
4.4.2 Okrajové podmínky.....	24
5. Kontaminanty	26
5.1 Znečišťující látky na lokalitě	26
5.2 Transportní procesy kontaminantů	28
5.2.1 Advekce.....	28
5.2.2 Disperze.....	29
5.2.3 Sorpce.....	30
5.2.4 Biodegradace.....	31

5.3 Advekčně – dispersní - reakční rovnice.....	31
6. Modelové řešení lokality	32
6.1 Numerický model proudění podzemní vody	32
6.1.1 Schematizace.....	32
6.1.2 Vstupní hydraulické parametry	33
6.1.3 Počáteční a okrajové podmínky	35
6.1.4 Kalibrace modelu	38
6.1.5 Verifikace.....	40
6.2 Model transportu kontaminantů.....	42
6.2.1 Počáteční a okrajové podmínky	43
6.2.2 Migrační parametry	44
7. Výstupy modelů.....	46
8. Vyhodnocení modelů.....	47
9. Závěr.....	49
10. Použitá literatura.....	50

Seznam obrázků:

- Obr. 2.1: Mapa širšího okolí studované oblasti
- Obr. 2.2: Geologická mapa širšího okolí studované oblasti
- Obr. 3.1: Hydrogeologická mapa zájmového území
- Obr. 3.2: Představa šíření kontaminace na lokalitě
- Obr. 4.1: Ukázka ortogonální výpočetní sítě
- Obr. 4.2: Ukázka výpočetní sítě tvořené trojúhelníkovými a čtyřúhelníkovými elementy
- Obr. 4.3: Ukázka výpočetní sítě tvořené čtyřúhelníkovými elementy
- Obr. 6.1: Vertikální řez modelem s vykreslením vrstev a jednotlivých materiálů
- Obr. 6.2: Přehled okrajových podmínek
- Obr. 6.3: Modelované izolinie hladiny podzemní vody a směry rychlosti proudění podzemní vody v kalibrovaném modelu ke dni 15. 6. 1981
- Obr. 6.4: Zhodnocení kalibrovaného modelu – stav 15. 6. 1981
- Obr. 6.5: Modelované izolinie hladiny podzemní vody a směry rychlosti proudění podzemní vody ve verifikovaném modelu ke dni 26. 1. 2005
- Obr. 6.6: Zhodnocení verifikovaného modelu – stav 26. 1. 2005

Seznam tabulek:

- Tab. 5.1: Vlastnosti chlorovaných alifatických uhlovodíků
- Tab. 6.1: Vstupní hydraulické parametry modelu
- Tab. 6.2: Hodnoty přítoků přes okrajové území
- Tab. 6.3: Přehled nakalibrovaných přítoků z hranice území
- Tab. 6.4: Přehled kalibrovaných hodnot hydraulické vodivosti
- Tab. 6.5: Vstupní hodnoty K_d
- Tab. 6.6: Vstupní hodnoty rychlostních rozpadových konstant

1. Úvod – zadání a cíl práce

Numerické modelování patří mezi matematické metody, pomocí kterých lze predikovat proudění vody a transport kontaminantů v podzemních vodách. Díky vyhotovení numerického modelu proudění podzemní vody můžeme zhotovit model transportu kontaminantů, na jehož základě je možné odhadnout rozsah a šíření znečištění v závislosti na čase. Výstupy numerických modelů jsou pouze přibližné a jejich přesnost je především závislá na volbě numerického modelu a přesnosti vstupních dat.

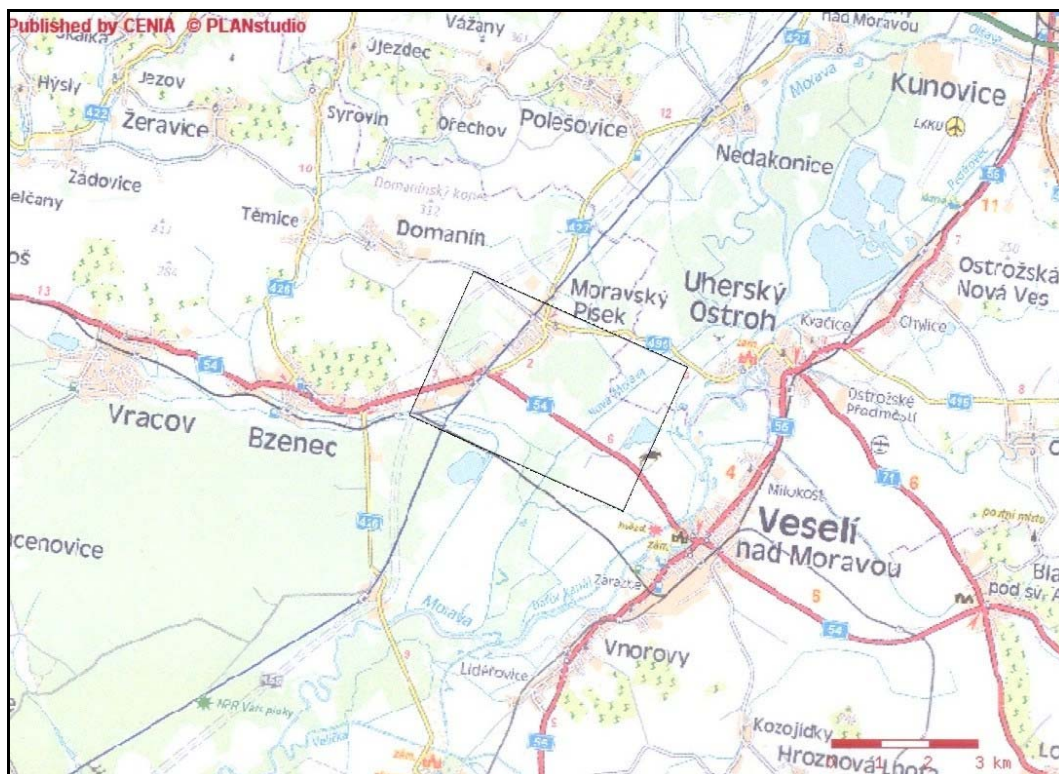
Cílem této bakalářské práce bylo seznámit se s problematikou numerického modelování, obecnou charakteristikou a porovnání metod používaných pro řešení proudění podzemní vody a transportu kontaminantů. Za příklad posloužily modely z lokality předpolí prameniště Bzenec, kterými se zabývali Libor Gvoždík a firma SAKOL. Na lokalitě docházelo v průběhu 70. až 90. let k unikání chlorovaných uhlovodíků (PCE, TCE, DCE) do podzemní vody z průmyslových areálů. Situace na lokalitě je vážná především díky tomu, že došlo ke kontaminaci zdroje pitné vody, která zásobuje téměř 100 tisíc obyvatel. Modely byly zhotoveny nezávisle Gvoždíkem a Střemchou v programu Visual Modflow za účelem popisu rozsahu kontaminace a jeho šíření do roku 2006 a predikce dalšího vývoje kontaminace do roku 2060.

2. Charakteristika studované oblasti

2.1 Základní informace zájmového území

Studovaná oblast spadá do severovýchodní části okresu Hodonín a jihozápadní části okresu Uherské Hradiště v Jihomoravském kraji. Katastrálně patří území pod tři obce: západní část náleží obci Bzenec, ve které jsou situovány průmyslové areály podniků KOVO a DESTA, kde se nacházely primární zdroje kontaminace, střední část území spadá pod obec Moravský Písek, kde se nachází střed a čelo kontaminačního mraku a část jímacího území Bzenec I, východní část spadá pod obec Veselí na Moravě, kde se nachází jímací území Bzenec III. Průměrná nadmořská výška činí 179 m n. m. (Rudolf, 1992). Z orografického a stejně tak z geomorfologického hlediska patří převážná část studované oblasti do Dolnomoravského úvalu, jehož jižní část uměle tvoří státní hranici, pouze na severozápadním okraji zasahuje do studované oblasti Kyjovská pahorkatina.

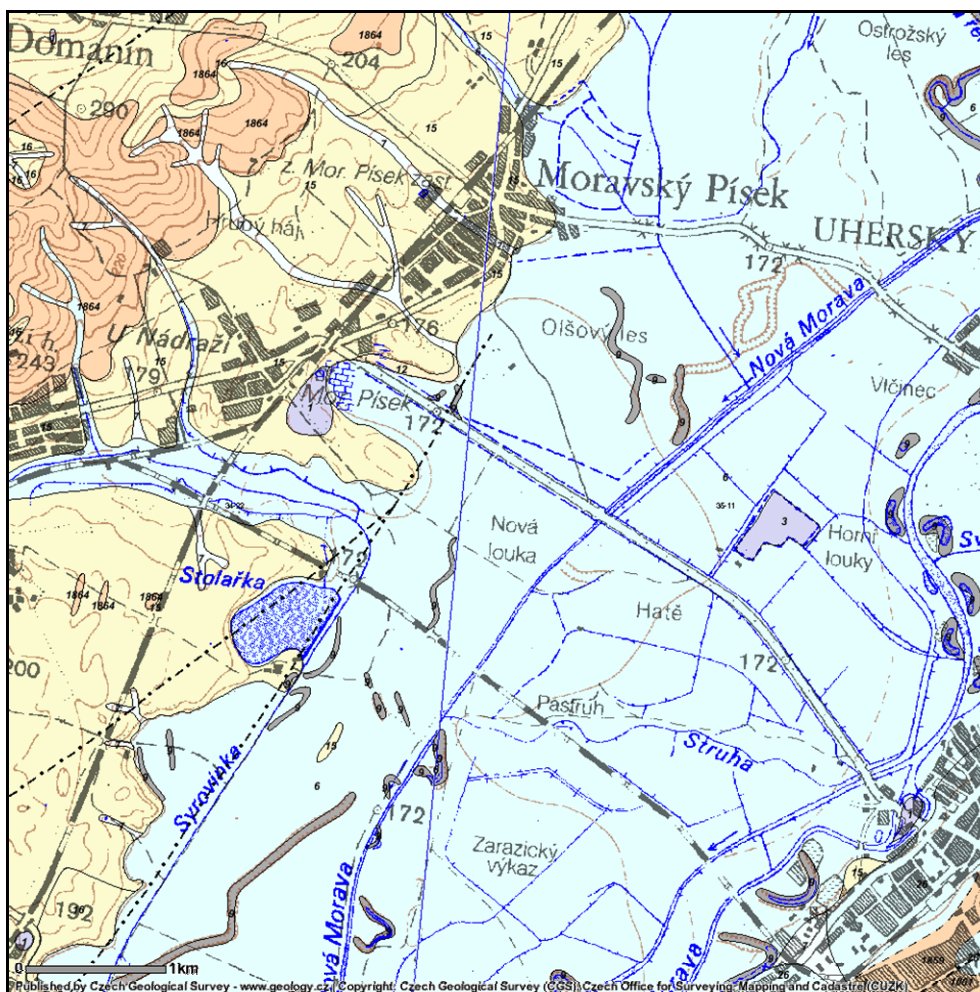
Oblast Dolnomoravského úvalu je odvodňována řekami Dyje a Moravy, které svými údolními nivami zaujímají nejnižší části terénu. Mapa širšího okolí studované oblasti je uvedena na Obr. 2.1.



Obr. 2.1: Mapa širšího okolí studované oblasti

2.2 Regionálně geologické poměry

Jak již bylo zmíněno, převážná část studované oblasti patří z hlediska geomorfologie do Dolnomoravského úvalu. Dolnomoravský úval je výrazná geologická jednotka, která je pokračováním vnitroalpské vídeňské pánve na Moravě, a je tvořena depresí mezi megaantiklinálami. Jedná se na jedné straně o megaantiklinálu Chřibů a Ždánického lesa a na druhé straně o megaantiklinálu Bílých Karpat a Vizovické vrchoviny. Jeho okraje a podloží jsou tvořeny zvrásněnou vrstvou karpatského flyše. Výplň pánve je tvořena neogenními a kvartérními horninami. Geologická mapa širšího okolí je uvedena na Obr. 2.2 (str. 10) a v Příloze 1 (str. 53).



Obr. 2.2: Geologická mapa širšího okolí studované oblasti

2.3 Geomorfologie území

Povrch Dolnomoravského úvalu má charakter nížinného plochého reliéfu mělkých tvarů, který se vytvořil na mocných souvrstvích neogenních sedimentů. Z akumulčních tvarů Dolnomoravského úvalu se uplatňují jednak tvary eolického původu (spraše a váté písky) a tvary původu fluvialního (úrodní nivy a terasové stupně). Vlastní zájmové území je součástí rozsáhlé oblasti vátých písků, které mohou být i tekoucí (Rudolf, 1992).

2.4 Klimatické a hydrologické poměry

Klima na lokalitě je velkou mírou dáno zeměpisnou polohou. Průměrná roční teplota je 9 – 9,5 °C a průměrná teplota v průběhu vegetačního období je 16 °C. Průměrný roční úhrn srážek je kolem 560 – 600 mm, úhrn srážek během nevegetačního období je

200–300 mm a během vegetačního období je 350 – 400 mm (Vacek, 2003). Z toho vyplývá, že je toto území blízké teplým a suchým oblastem našeho státu. Nejvíce srážek spadá do období největšího výparu a spotřeby vody rostlinami, kdy je malý podíl vsakových srážek. Toto období připadá na letní měsíce, přičemž nejvíce srážek spadne v měsíci červenci (80 mm). Naopak nejnižší úhrn srážek je v zimním období s minimálním množstvím spadlých srážek v lednu (27 mm) (Rudolf, 1992).

Zájmové území spadá pod povodí Moravy. Nejbližším vodním tokem je v jižní části území říčka Syrovinka, která ale není z hydrogeologického hlediska tak podstatná jako na východní části území kanál Nové Moravy. Kanál plní funkci odlehčovacího ramene řeky Moravy, při vyšších průtocích odvádí z Moravy část vody a při průtocích nižších odvádí vodu podzemní.

3. Blíží charakteristika lokality

3.1 Geologické poměry

Dolnomoravský úval je nejsevernějším výběžkem Vídeňské pánve a jeho výplň je tvořena faciálně pestrými sedimenty.

Podloží pánve je tvořeno terciénními neogenními uloženinami svrchního panonu, jejichž svrchní hranice je 159,8 m n. m. – 173,4 m n. m. Tyto sedimenty jsou na lokalitě zastoupeny v podobě jílu a to většinou slabě prachovitě písčítých a slídnatých, které mají světle šedou, šedou až tmavě šedou, šedo zelenou nebo šedomodrou barvu. Za sucha jsou pevné až tvrdé, za vlhka plastické až tuhé. Povrch jílu tvoří na lokalitě nepravidelný reliéf a i povrch jednotlivých vrstev jílu je velmi členitý (Rudolf, 1992).

Panonské sedimenty jsou překryty mladšími kvarténními sedimenty fluvialního a eolického původu. Fluvialní sedimenty jsou z převážné části tvořeny sedimenty z údolní nivy řeky Moravy. Jsou to především šterkopísky údolní nivy řeky Moravy a výjimečně i šterkopíscíté sedimenty nízké terasy. Fluvialní sedimenty je možno rozdělit do dvou částí:

- Spodní část je složena z pleistocenních hrubozrnných sedimentů patřících k facií říčního koryta, které jsou zastoupeny nesoudržnými sedimenty, jako jsou písky, písčité šterky a šterky. Jejich mocnost se nejčastěji pohybuje od 5 do 10 m, ve střední části nivy dosahuje největší mocnosti a na okrajích klesá až k 3 m a postupně se noří pod váté písky.

- Svrchní část je tvořena povodňovými hlínami neboli soudržnými sedimenty patřící k facii nivních náplavů o mocnosti 2 až 5 m. Tvoří téměř souvislý pokryv údolní nivy a na jejím okraji ostře přechází do vátých písků (Střemcha et al. 2006, Rudolf 1992).

Nejsvrchnější část je na některých místech území tvořena eolickými sedimenty, které zarovávají nerovnosti neogenního podloží. Na fluviálních sedimentech jsou v západní části uloženy sedimenty eolické o maximální mocnosti 30 m. Tyto sedimenty vznikly usazováním navátého materiálu z nesoudržných svrchnopliocenních sedimentů a sedimentů říčních teras. Jsou tvořeny pleistocenními sprašemi a především vátými písky. Mají jemnozrnnou případně středně zrnnou strukturu, obvykle jsou homogenní a mají světlouhnědou a žlutohnědou barvu a jsou slídnaté. Období jejich vzniku lze zařadit do sedimentace povodňových hlín. Eolické sedimenty lze z litologického a petrologického hlediska rozdělit do dvou vrstev:

- Spodní „čistě“ váté písky jsou tvořeny světle šedým, žlutošedým a šedobílým prachovitým pískem. Jsou dobře vytríděné, sypké, místy i tekoucí. Jejich průměrná mocnost je kolem 7 m. Z vrtů je zřejmé, že tato vrstva čistých vátých písků pravděpodobně chybí v místech, kde se v podloží nachází fluviální sedimenty.
- Svrchní přeplavené váté písky nasedají na hraniční vrstvu. Jsou tvořeny žlutým, žlutohnědým a žlutorezavým jemnozrnným a místy středně zrnným pískem, který je převážně sypký, jen místy zpevněný do šedého prachovce. Jejich mocnost se pohybuje od 0,5 do 10,7 m, v průměru mají kolem 4,3 m, přičemž větší mocnost mají v místech, kde nasedají na fluviální štěrkopísky. Na některých místech tato vrstva nevystupuje na povrch terénu a je překryta humusovou hlínou (antropogenní navážkou).

Vrstvy eolických uloženin jsou od sebe odděleny hraniční vrstvou fluviálních sedimentů, která je tvořena šedým, šedohnědým a žlutošedým slídnatým jílem s hojnými rezavými skvrnami. Za sucha je jíl tuhý až pevný, za vlhka plastický. Její mocnost je průměrně 1,6 m (Rudolf, 1992).

3.2 Hydrogeologické poměry

Nadloží studované oblasti patří do hydrogeologického rajónu 165 zahrnující kvartérní fluviální sedimenty řeky Moravy a jejích přítoků. V jejich podloží vystupují neogenní sedimenty Dolnomoravského úvalu spadající do hydrogeologického rajónu 225. Podloží

flyšové horniny rajónu 322 nejsou z hlediska hydrogeologie příliš významné. Podzemní voda s hladinou v hloubce 5 – 6 m pod povrchem v oblastech areálů závodů a 1,5 – 3,58 m pod terénem mimo městskou zástavbu proudí přibližně východojihovýchodním směrem (Střemcha et al., 2006). Hladina podzemní vody je volná a její sklon velmi malý kolem 1 – 2 % (Rudolf, 1992).

Z hlediska hydrogeologie lze za nejdůležitější faktory považovat teplotu a srážky. Nicméně hladina podzemní vody je ovlivněna nejen teplotou a srážkami, ale i antropogenními vlivy (sanační čerpání, jímací území apod.).

Díky odlišným litologickým vlastnostem mají neogenní a kvartérní sedimenty také odlišné hydrogeologické vlastnosti. Z tohoto hlediska mají velký význam podložní neogenní panonské sedimenty: jíly a vápnité jíly s proměnlivým obsahem písčité složky, které jsou nepropustné a tvoří tak nepropustné podloží kvartérním sedimentům a zabraňují průniku kontaminantů ve vertikálním směru do hlubších kolektorů.

Sedimenty písčité facie jsou na rozdíl od neogenních jílu velmi propustné, a díky své průlinové propustnosti mohou tvořit s nadložními kvartérními sedimenty jednotnou zvoď.

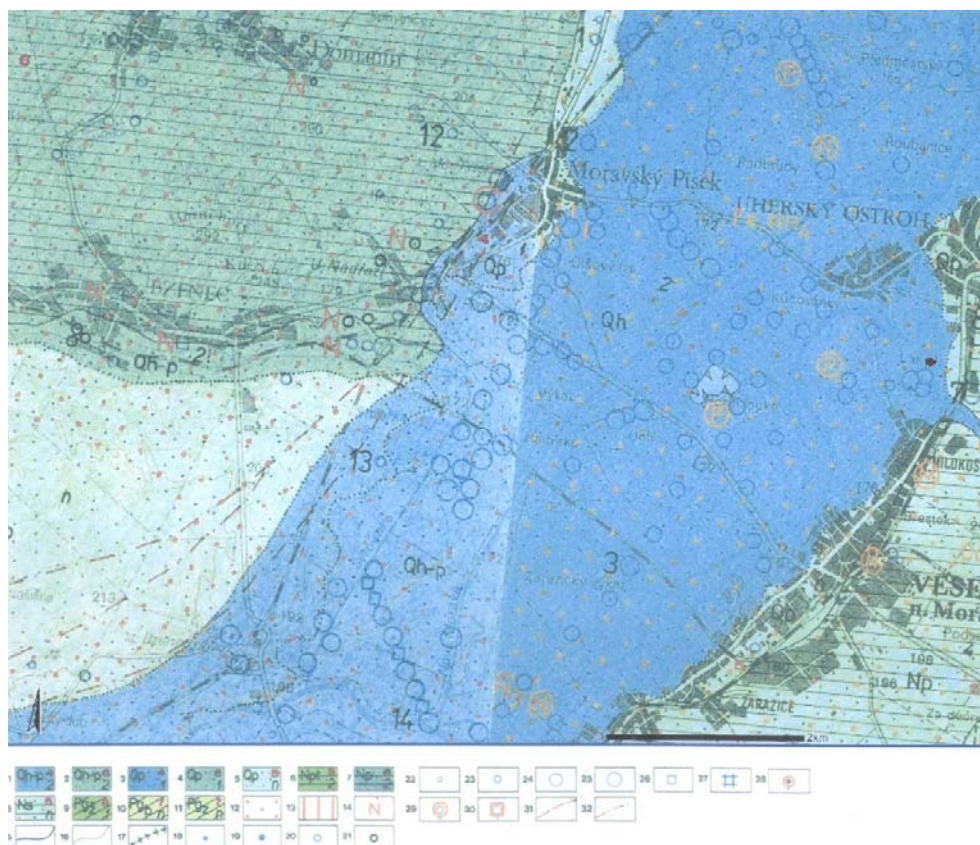
Pro vznik většího kolektoru podzemní vody jsou na lokalitě nejvhodnější kvartérní (holocenní a pleistocenní) sedimenty a to středně až hrubozrnné štěrky údolní nivy řeky Moravy, případně štěrkopísky nižší terasy, které mají pro oběh vody dostatečně velké průliny, a proto jsou dobře propustné, a mají výhodnou morfologickou pozici. Jakost vody je sice horší než u hlubších podzemních vod, na druhou stranu je ale snadnější a levnější její získání a někdy bývají jediným zdrojem podzemní vody. Této vodě se někdy také říká voda údolních náplavů, jejíž hladina je závislá na kolísání hladiny vody v řece.

Dobře propustné jsou také váté písky, které umožňují dobrou infiltraci vodních srážek, jejich nevýhodou je ale na naší lokalitě ta skutečnost, že nemají nad sebou krycí vrstvu, která by bránila průniku škodlivých látek z povrchu země do podzemní vody, a zabránila tak kontaminaci podzemní vody.

Štěrky vyšších údolních teras jsou propustné, ale tvoří jen mělké a tedy nevýznamné zvodně, což je způsobeno jejich uložením nad erozní bází krajiny. Díky tomu jsou ochuzeny o část podzemní vody, která je odváděna do nižších podzemních vrstev.

Z uvedeného vyplývá, že z hydrogeologického hlediska je na lokalitě nejvýznamnější celek kvartérních fluviálních uloženin údolní nivy.

Hydrogeologická mapa zájmového území je znázorněna na Obr. 3.1 (str 14) a v Příloze 2 (str. 54).



Obr. 3.1: Hydrogeologická mapa zájmového území

3.3 Situace kontaminace na lokalitě

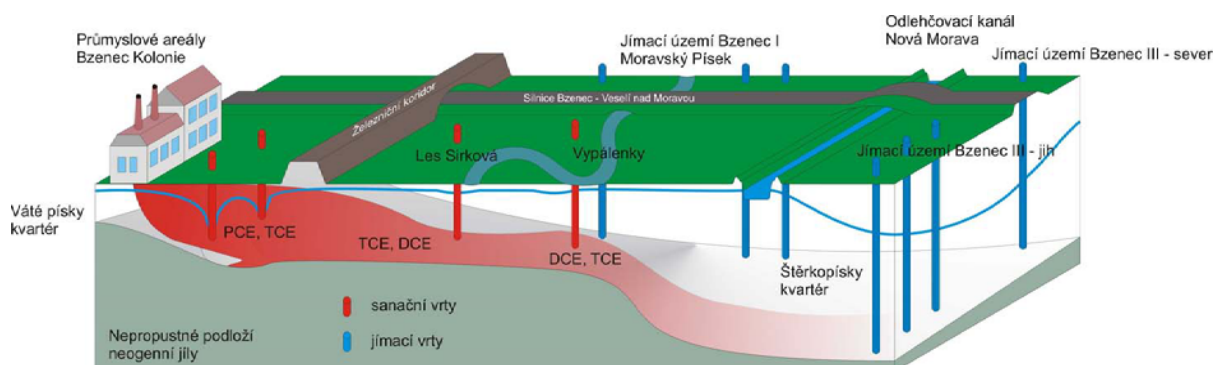
Řešenou problematikou byla kontaminace podzemních vod v předpolí prameniště Bzenec. Podzemní voda byla na lokalitě kontaminována těkavými chlorovanými uhlovodíky ze skupiny primárních polutantů a to: perchlorethylenem (PCE) a trichlorethylenem (TCE) a dále produkty jejich degradace, kterými jsou izomery dichlorethylenu (DCE) (cis-1,2-dichlorethylen, trans-1,2-dichlorethylen a 1,1-dichlorethylen).

Za účelem snížení kontaminace a zlepšení kvality podzemní vody byly opakovaně provedeny sanační práce a dále zpracovány matematické modely proudění podzemních vod a transportu kontaminantů (např. Libor Gvoždík, firma SAKOL, atd.).

Uvolňování těkavých chlorethylenů do prostředí bylo spojeno s výrobní činností v areálech DESTA a KOVO Bzenec a to především z procesů odmašťování a s tím spojenými manipulačními účinky. Používání těchto látek (TCE a PCE) ve výrobní činnosti začalo již v 70. letech. Nyní se už nepoužívají.

Ačkoliv jde o starou ekologickou zátěž, neboť v současnosti už kontaminanty neunikají, představuje tato ekologická zátěž díky svému rozsahu jedno z největších rizik v porovnání s obdobnými lokalitami. Kontaminace zde ohrožuje zásobu pitné vody v jímacím území Bzenec I a Bzenec III s provozní kapacitou 400 l/s zásobující více než 100 tisíc obyvatel pitnou vodou. Čerpání vody v těchto oblastech vedlo ke změně přirozeného režimu proudění podzemní vody a tím také ke stočení kontaminačního mraku (Střemcha et al., 2010).

Šíření kontaminace na lokalitě je znázorněno konceptuálním modelem na Obr. 3.2 (Střemcha et al., 2010).



Obr. 3.2: Představa šíření kontaminace na lokalitě

Šíření kontaminace je z velké části ovlivněno využíváním podzemní vody v jímacích územích Bzenec I a Bzenec III. Charakter kontaminace a podíl přítomných chlorovaných uhlovodíků je především dán vzdáleností od primárních ohnisek kontaminace (Střemcha et al., 2010).

Jelikož se jedná rozlohou o velké území a proudění podzemní vody a šíření kontaminantů je výrazně ovlivněno vodárenským jímáním, je koncepce sanace podzemních vod z velké části založena na matematickém modelování.

Matematické modely proudění podzemní vody a transportu CIU byly zpracovány jak Gvoždíkem tak firmou SAKOL (Střemcha et al., 2006, 2010) pomocí softwaru VISUAL MODFLOW PRO.

4. Matematické modelování proudění podzemní vody

Ke kompletnímu popisu konkrétní úlohy proudění podzemní vody je potřeba znát matematické rovnice sloužící k popisu proudění vody v nasyceném porézním prostředí a také popis zájmové oblasti se zadanými počátečními a okrajovými podmínkami. Řešení těchto úloh je možné provést mimo jiné analyticky nebo pomocí některých numerických metod.

Na základě Henryho Pollaka můžeme matematické modelování pro zjednodušení rozdělit do pěti stupňů (Klamkin, 1987):

- rozpoznání: nejprve je nutné rozpoznat, že existuje problém a v čem spočívá.
- formulace: jakmile je problém rozpoznán a určen, musí existovat matematická formulace problému.
- řešení: po formulaci je nutné získat matematické řešení problému, které obvykle bude aproximativní.
- výpočet: matematické řešení bude obvykle zahrnovat výpočet a bude nutné použít počítač.
- komunikace: správné sdělení výsledku modelu.

4.1 Analytické metody

Analytické metody je možné použít jen pro omezený počet jednoduchých úloh, jelikož nám dávají hodnoty hledané veličiny v libovolném bodě oblasti, zesložit'ují se tak výsledné rovnice. Studovaná oblast musí mít jednoduchý tvar, prostředí musí být homogenní a izotropní, proudění stacionární, koncentrace rozpuštěných látek ve vodě nesmí ovlivňovat její tokové vlastnosti, počáteční podmínka je definována konstantní hodnotou v celé oblasti a na hranicích platí jednoduché okrajové podmínky. Řešením úloh pomocí analytických metod dojdeme k výsledné rovnici, která nám umožňuje pochopit závislost na různých fyzikálních parametrech a geometrických rozměrech. Bohužel u komplikovanějších úloh jsou výsledné rovnice značně složité a tím se ztrácí výhoda použití analytické metody, jako jsou názornost a jednoduchost výpočtu.

4.2 Numerické metody

S rozvojem numerické matematiky se do popředí v řešení úloh popsanych parciálními diferenciálními rovnicemi dostaly numerické metody. Pomocí numerických metod se vytvářejí modely, které umožňují na počítači simulovat požadovaný děj, např. proudění podzemní vody v dané oblasti. Pro naši problematiku se nejčastěji používá metoda konečných diferencí (metoda sítí), případně metoda konečných prvků (Valentová, 2007).

Numerické metody vyjádřené matematickými procesy pomocí čísel obvykle simulují reálnou situaci (Hamming, 1973). Základem numerických metod je převedení parciálních diferenciálních rovnic charakterizujících studovaný problém na soustavu algebraických rovnic, které jsou následně řešeny pomocí výpočetní techniky.

Jejich okruh použití je nesrovnatelně širší než u analytických metod. Pórovité prostředí může být heterogenní a anizotropní, můžeme použít všechny tři druhy okrajových podmínek, proudění vody i transport polutantů může být v ustáleném nebo neustáleném režimu, atd. Tyto modely se především používají pro řešení přímých úloh, u kterých známe parametry charakterizující zkoumanou oblast a chceme zjistit např. průběh hladiny, velikosti hydraulických gradientů, velikosti a směry vektorů apod. Je ale možné, je také použít pro inverzní úlohy, ve kterých na základě naměřených hladin, anebo rychlostí proudění podzemní vody zjišťujeme hodnoty hydraulické vodivosti, transmisivity nebo storativity ve studované oblasti. Řešení získaná pomocí numerických metod jsou aproximativní, přesnost řešení je dána volbou numerického modelu a především přesností vstupních dat.

Numerické modely jsou obvykle rozděleny do dvou submodelů (Beneš, 1995):

- Submodel proudění podzemní vody: výsledkem tohoto modelu je plošná distribuce potenciálů podzemní vody. Z těchto výsledků je možné vypočítat hodnoty vektorů rychlostí v jednotlivých bodech nebo prvcích sítě.
- Submodel transportu látek: výstupem je časoprostorová distribuce koncentrace látek ve zkoumané oblasti.

Na rozdíl od analytických metod, které nám dávají hodnoty hledané veličiny v libovolném bodě oblasti, umožňují numerické metody vypočítat hledanou veličinu

v předem určených bodech. Díky tomuto zjednodušení na n bodů oblasti jsme schopni převést diferenciální rovnice na n algebraických rovnic o n neznámých.

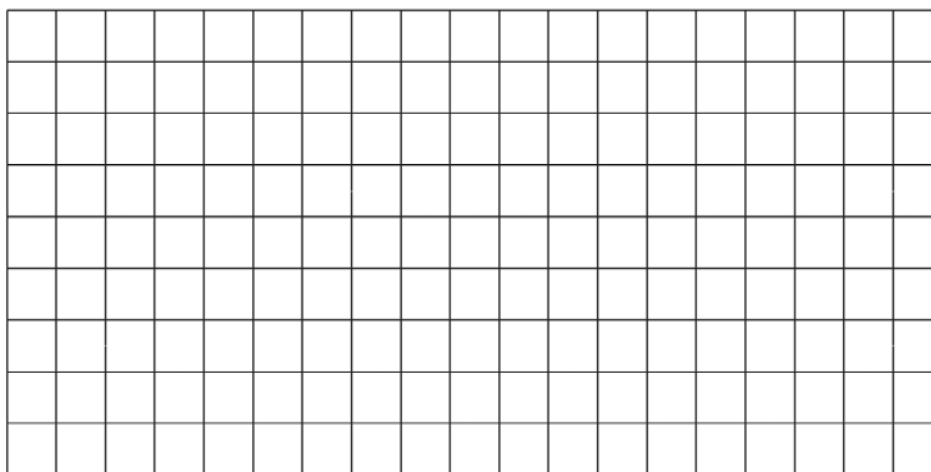
Numerické metody obvykle používané pro předpověď transportu kontaminantů v porózním prostředí jsou: metoda konečných diferencí, metoda konečných prvků, metoda charakteristik a metoda konečných objemů (Kumar, 2008).

4.2.1 Metoda konečných diferencí = Metoda sítí (finite difference method - FDM)

Metoda konečných diferencí je první metoda, která byla použita matematiky, např. Taylorem nebo Lagrangem, pro numerické řešení problémů diferenciálních rovnic již v 18. století. Ve 20. století byla poprvé využita v inženýrství (Bear, Verruijt, 1987).

Metoda konečných diferencí je jednoduchá metoda často používaná k numerickému řešení řídicích rovnic proudění a transportu. Je založena na hledání řešení jen v konečně mnoha bodech. Tyto body obvykle tvoří vrcholy obdélníků (případně čtverců), které spolu tvoří síť. Proto je také někdy tato metoda nazývána metodou sítí.

Studovaná oblast je rozparcelována pravoúhlými přímkami rovnoběžnými s osami x a y , které posléze vytváří síť. Jejich vzdálenost může být libovolná, je ale výhodné volit vzdálenost stejnou, aby vznikla jednodušší čtvercová síť (Obr. 4.1). Pokud se ale výšky hladin mění rychle bod od bodu, většinou se síť zahustí a v místech s menšími změnami stačí síť řidší. Tím však vznikne síť obdélníková, která je složitější na provedení. Spojnice těchto čar se nazývají uzly.



Obr. 4.1: Ukázka ortogonální výpočetní sítě

Základní teorie metody konečných diferencí je mnohem jednodušší. Je obvykle potřebná menší počítačová paměť a početní doba než u ostatních metod (Bear, Verruijt, 1987).

Princip metody (Valentová, 2007) spočívá v nahrazení derivací v řídicí rovnici konečnými diferencemi. Tato náhrada se provádí pomocí Taylorova rozvoje funkce v řádu. Pro funkční hodnoty funkce f proměnné x v bodě $x+\Delta x$ platí:

$$f(x + \Delta x) = f(x) + \Delta x \frac{df}{dx} + \frac{\Delta x^2}{2} \frac{d^2 f}{dx^2} + R \quad (1)$$

$$f(x - \Delta x) = f(x) - \Delta x \frac{df}{dx} + \frac{\Delta x^2}{2} \frac{d^2 f}{dx^2} + R \quad (2)$$

kde R je zbytkový člen, jehož hodnota se pro $\Delta x \rightarrow 0$ blíží nule. Z těchto dvou rovnic plyne pro náhradu první derivace funkce $f(x)$ následující vztah:

$$\frac{df}{dx} = \frac{f(x + \Delta x) - f(x - \Delta x)}{2\Delta x} \quad (3)$$

A pro náhradu druhé derivace:

$$\frac{d^2 f}{dx^2} = \frac{f(x + \Delta x) - 2f(x) + f(x - \Delta x)}{(\Delta x)^2} \quad (4)$$

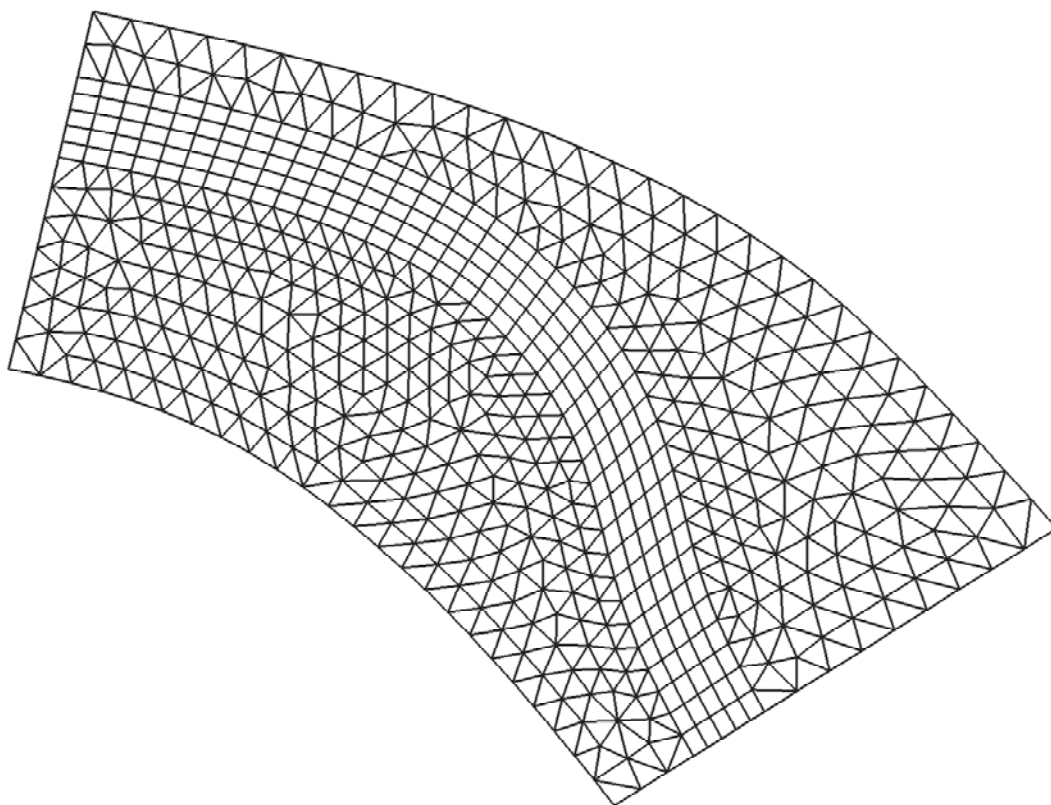
Mezi hlavní výhody této metody patří snadné sestavení výpočetní sítě a relativně stabilní a rychlý výpočet. Naopak její nevýhodou je nepřizpůsobivost vůči složitějším tvarům studované oblasti. Používá se pro ustálené i neustálené proudění.

4.2.2 Metoda konečných prvků (Finite element method - FEM)

V současné době jsou vyvinuty kromě metody sítí i jiné efektivní numerické metody a to obzvláště metoda konečných prvků. Tato metoda má větší flexibilitu, a proto je často preferována před metodou sítí (Bear, Verruijt, 1987).

Tato metoda byla na začátku svého vývoje v 50. letech 19. století (Bear, Verruijt, 1987) používána v leteckém inženýrství pro konstrukci letadel a také při stavbách mostů. Až později se začala využívat v podstatě ve všech inženýrských oborech.

Stejně jako v metodě konečných diferencí (FDM) metoda konečných prvků (FEM) požaduje problém definovaný v geometrickém prostoru rozparcelovaném do konečného počtu menších regionů. V metodě konečných diferencí je síť složena z řádků a sloupců na sebe kolmých, v metodě konečných prvků je každá sekce ojedinělá a nevyžaduje kolmost (Pepper, Heinrich, 1992). Proto není potřeba dodržovat žádná pravidla, co se týče pevné struktury sítě, a lze ji tedy snadno přizpůsobit složitějším tvarům řešené oblasti a je možné ji i na určitých místech dle potřeby zahušťovat. Konečné prvky mají tvar trojúhelníků, čtverců, obdélníků anebo jiných mnohoúhelníků (Obr. 4.2).



Obr. 4.2: Ukázka výpočetní sítě tvořené trojúhelníkovými a čtyřúhelníkovými elementy.

Princip metody spočívá ve vyjádření hledané funkce ve formě vzájemně propojených vazeb, které vedou k řešení matic. V každém bodě sítě různého tvaru jsou definované hodnoty hledané funkce (např. výška hladiny). Koeficienty, na základě kterých se vypočítávají hodnoty funkce, a které jsou vyjádřeny v každém bodě, jsou optimalizovány. Tato metoda je vhodná pro řešení eliptických a parabolických problémů (Havlík et al., 1992).

Dva základní principy metody konečných prvků (Valentová, 2007):

- Variační princip: řešená úloha je převedena na variační problém, což znamená na problém nalezení funkce, která udělí extrémní hodnotu určitému funkcionálu.
- Princip vážených reziduí: patří pod přímé variační metody, vychází přímo z diferenciálních rovnic popisujících studovaný problém. Při řešení těchto rovnic se používá především Galerkinova metoda.

V případě řešení jednorozměrných problémů je téměř totožná s metodou konečných diferencí (FDM). Studovaná oblast je rozdělena do konečného počtu bodů (uzlů). Hledaným řešením je pak spojitý nebo po částech spojitý průběh neznámé veličiny v řešené oblasti.

Výhodou metody FEM je snadné přizpůsobení výpočetní sítě i velmi složitým prostorovým podmínkám a umožnění lépe simulovat bodové zdroje či proudy uvnitř oblasti, proto se používá při modelování komplikovaných oblastí. Nevýhodou je dlouhá doba výpočtu, velká náročnost a malá stabilita procesu výpočtu. Metodou FEM se podrobněji zabývá práce paní Valentové (2007).

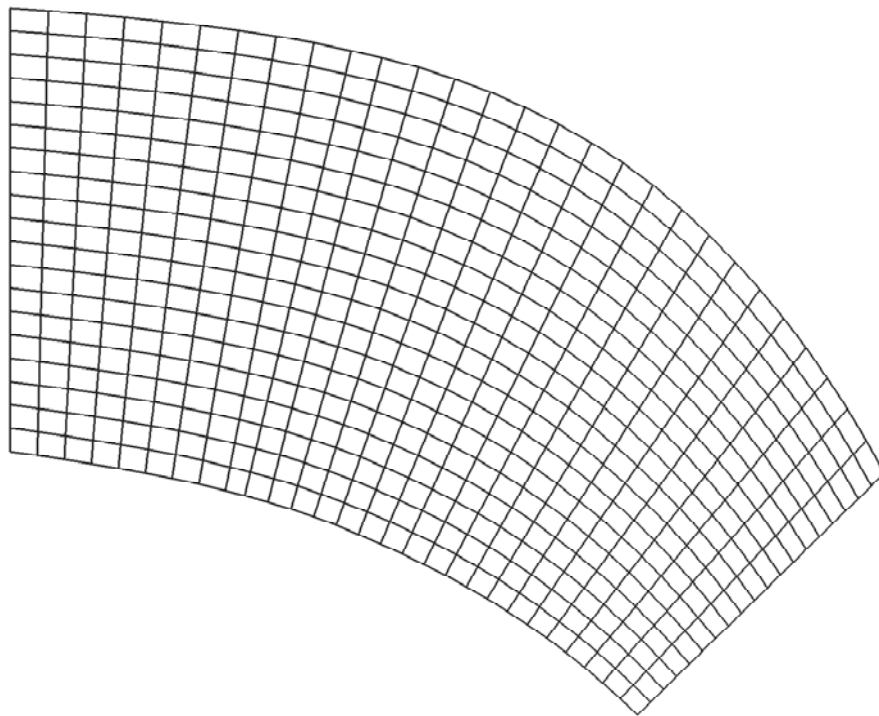
4.2.3 Metoda charakteristik

Základním principem této metody je převedení soustavy hyperbolických parciálních diferenciálních rovnic na diferenciální rovnice obyčejného typu. Výsledné diferenciální rovnice se nakonec řeší metodou konečných diferencí (Havlík a kolektiv, 1992).

Pro její složité řešení se ale tato metoda nepoužívá.

4.2.4 Metoda konečných objemů

Metoda konečných objemů je založena na přechodu mezi metodou konečných prvků (FEM) a metodou konečných diferencí (FDM). Její princip spočívá ve výpočetní síti tvořené čtyřúhelníkovými elementy s možností změny rozměrů i úhlů. Ukázka výpočetní sítě je znázorněna na Obr. 4.3.



Obr. 4.3: Ukázka výpočetní sítě tvořené čtyřúhelníkovými elementy.

V porovnání s dvěma předchozími metodami je středně časově náročná a představuje kompromis mezi nimi. Tato metoda je využívána např. v systému Visual Modflow.

4.3 Komerční software

Zpracováno podle Baiera (2007) a www.scisoftware.com.

FEFLOW

FEFLOW je jeden z nejsfistikovanějších softwarů pro modelování proudění podzemní vody a transportních procesů v porézním prostředí a to, jak v nenasycené, tak

v saturované zóně. FEFLOW je simulační systém využívající metodu konečných prvků. Poskytuje nástroje pro tvorbu sítě konečných prvků, přiřazení modelových parametrů a okrajových podmínek, průběh simulace a vizualizaci výsledků. Obsahuje interaktivní grafické rozhraní, nástroje pro regionalizaci a vizualizaci dat a účinné numerické techniky.

Visual Modflow Pro

Modflow je celosvětově nejpoužívanější třírozměrný model proudění podzemní vody. Je založen na metodě konečných objemů, která tvoří přechod mezi metodou konečných prvků (FEM) a metodou konečných diferencí (FDM).

Princip modelu spočívá v řešení vodorovného proudění podzemní vody v jednotlivých zvodních zvlášť. Vzájemná interakce je vyjádřena vertikálním přetokem z jedné vrstvy do druhé, který je buď přímo zadán, nebo je vyčíslen z vertikálních hydraulických vodivostí sousedních vrstev. Hlavními parametry zadávanými do modelu jsou hydraulická vodivost, storativita a pórovitost.

AQUA3D

AQUA3D je program vyvinut pro řešení třírozměrného proudění podzemní vody a transportních problémů používající Galerkinovu metodu konečných prvků. Řeší systém rovnic popisující proudění podzemní vody a šíření znečištění, jak v homogenním a izotropním, tak i v nehomogenním a anizotropním prostředí.

GMS (Groundwater Modelinig System)

Program GMS představuje sadu nástrojů pro každou fázi simulace proudění podzemní vody. Model umožňuje charakterizovat lokalitu, kalibraci parametrů, následné zpracování a vizualizaci výsledků. GMS podporuje jak metodu konečných prvků (FEM) tak metodu konečných diferencí (FDM) ve 2D i 3D zobrazení. Program zahrnuje MODFLOW 2000, MODPATH, MT3DMS/RT3D, SEAM 3D, ART3D, UTCHEM, FEMWATER, PEST, MODAEMA A SEEP2D.

SWMS_3D

SWMS_3D je program pro trojrozměrnou simulaci proudění podzemní vody a šíření rozpuštěných látek. Program řeší proudění podzemní vody v nasyceném i nenasyceném prostředí pomocí Richardsonovy rovnice a transport rozpuštěných látek pomocí

konvekčně–disperzní rovnice. Řídící rovnice pro transport a proudění jsou numericky řešeny pomocí Galerkinovy metody konečných prvků.

Groundwater Vistas

Groundwater Vistas je propracovaný systém Windows a představuje grafické rozhraní pro 3D modelování proudění podzemní vody a transportu látek, které spojuje účinný nástroj pro vizualizaci s obsáhlými grafickými analytickými nástroji. Rozšířená stochastická verze představuje nástroj pro vyhodnocení rizik.

4.4 Počáteční a okrajové podmínky

K popsání specifického problému a získání konkrétních řešení diferenciální rovnice, musí být dílčí diferenciální rovnice popisující proudění v akviferu doplněna příslušnými počátečními a okrajovými podmínkami (Bear, Verruijt, 1987). Počáteční podmínky popisují hodnoty proměnných, v počátečním čase rovným nule. Okrajové podmínky specifikují vztah mezi studovanou oblastí a vnějším prostředím (Fetter, 1999).

4.4.1 Počáteční podmínky

Počáteční podmínky popisují stav proudění v studované oblasti v počátečním čase $t_0=0$. Tuto podmínku můžeme obecně zapsat následujícím vztahem (Valentová, 2007):

$$H = f \cdot (x, y, z, 0) \quad (5)$$

Z tohoto vztahu vyplývá, že pro libovolný bod (x, y, z) známe hydraulickou výšku v čase $t_0 = 0$ a f je známá funkce.

4.4.2 Okrajové podmínky

Okrajové podmínky popisují vztah mezi studovanou oblastí a jejím okolním prostředím na hranici modelu. K popisu proudění podzemní vody se nejčastěji používají tři druhy okrajových podmínek: Dirichletova, Neumannova a Newtonova okrajová podmínka.

Na celé hranici modelu je předepsána právě jedna okrajová podmínka, která se ale může bod od bodu lišit.

Dirichletova podmínka

Podmínka 1. druhu, neboli tlaková okrajová podmínka se používá v případech, kdy známe průběh tlakové výšky na hranici zkoumané oblasti nebo na její části. Tento vztah můžeme vyjádřit takto (Valentová, 2007):

$$H = f_1 \cdot (x, y, z) \quad \text{nebo} \quad H = f_2 \cdot (x, y, z, t) \quad \text{na ploše } S, \quad (6)$$

kde H jsou hydraulické výšky a f_1, f_2 jsou známé funkce. První případ vyjadřuje stacionární okrajovou podmínku, druhý případ je okrajová podmínka závislá na čase.

Neumannova podmínka

Podmínka 2. druhu neboli toková okrajová podmínka se použije tehdy, známe-li protékající množství vody hranicí, které protéká kolmo přes hranici studované oblasti.

Neumannovu podmínku můžeme vyjádřit následujícím vztahem (Valentová, 2007):

$$v_n = f \cdot (x, y, z, t) \quad \text{na ploše } S, \quad (7)$$

kde v_n je složka rychlosti kolmá k hranici oblasti a $f(x, y, z, t)$ je známá funkce.

Speciální případ tokové okrajové podmínky je nepropustná hranice, kdy hustoty toku je rovna nule.

Newtonova podmínka

Podmínka 3. druhu neboli okrajová podmínka polopropustné hranice se použije v místech, kde se navzájem ovlivňuje oblast proudění podzemní vody s otevřeným vodním zdrojem. Zavádí se, pokud se ovlivňují dvě zvodně navzájem, nebo proudění podzemní vody ovlivňuje jiné vodní těleso jako např. řeku se zakolmatovaným dnem, a zvodně jsou

navzájem oddělené polopropustnou vrstvou. Newtonova okrajová podmínka je vyjádřena vztahem (Valentová, 2007):

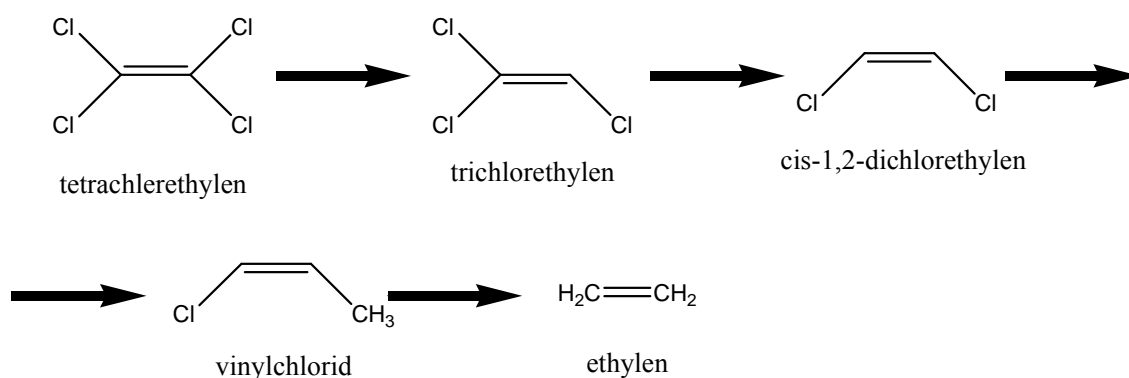
$$v_n = \frac{(H_0 - H)}{c} \quad \text{a} \quad c = \frac{B}{K} \quad (8)$$

kde H je hodnota hydraulické výšky uvnitř řešené oblasti, H_0 je hodnota hydraulické výšky vně oblasti, B je šířka polopropustné vrstvy, K je její hydraulická vodivost a c je odpor vrstvy.

5. Kontaminanty

5.1 Znečišťující látky na lokalitě

Z hlediska kontaminace podzemní vody jsou největším problémem na lokalitě primární polutanty chlorované alifatické uhlovodíky (CIU), jako jsou: perchlorethylen neboli tetrachlorethylen (PCE) a trichlorethylen (TCE) a produkty jejich degradace: dichlorethylen (DCE), vinylchlorid (VC) a ethylen, která probíhá podle následující rozpadové řady:



Těkavé chlorované ethyleny se do prostředí dostávaly díky výrobní činnosti areálů DESTA a KOVO Bzenec. V dnešní době již tyto společnosti látky neprodukují.

Chlorované uhlovodíky jsou látky syntetické, v přírodě se tedy nikdy nevyskytují přirozeně a jsou vždy antropogenního původu. Tyto těkavé organické látky patří do skupiny DNAPL (dense non aqueous phase liquids), což jsou látky v kapalně fázi, které

reagují se všemi okolními fázemi. Vyznačují se větší hustotou než má voda, a proto pronikají celou mocností nasycené i nenasycené zóny a vyskytují se tak na dně kolektoru na nepropustném podloží, kde proudí podle spádu a mohou se tedy šířit i proti směru pohybu podzemní vody. Při překročení koncentrace nad mez rozpustnosti se mohou akumulovat v morfologických depresích a puklinách. Základní charakteristické vlastnosti jsou shrnuty v Tab. 5.1. Není – li uvedeno jinak, platí pro 25°C (převzato a upraveno podle Císlarová, Vogel, 1988, Montgomery, 1996).

Tab. 5.1: Vlastnosti chlorovaných alifatických uhlovodíků

Skupina	kontaminant	Hustota g·cm ⁻³	Dynamická viskozita c·P	Bod varu °C	Rozpustnost mg·l ⁻¹ (20°C)	Tlak par mmHg	Henryho konstanta Atm· m ³ ·mol
těkavé chlorované alifatické uhlovodíky	1.1 DCA	1.176	0.464	57.3	5500	234	5.45 10 ⁻³
	1.2-DCA	1.235	0.779	83.5	8700	64	1.31 10 ⁻³
	1.1-DCE	1.218	–	31.56	400	591	1.5 10 ⁻²
	1.2-DCE	1.257	0.317	47.5	6260 (25°C)	265	67.4 10 ⁻⁴
	PCE	1.623	–	121.2	150	18.6	2.87 10 ⁻³
	TCE	1.464	0.545	87.2	1100	69	10.2 10 ⁻³
	VC	0.911	–	-13.4	1100 (25°C)	2660	5.6 10 ⁻²

Poznámka: Henryho konstanta vyjadřuje poměr parciálního tlaku k rozpuštěné koncentraci ve vodě. Čím je Henryho konstanta vyšší, tím je i vyšší tenze par, a tím větší je tendence pro látku přecházet z kapalně fáze (z roztoku) do fáze plynné. Vyjadřuje tedy snadnost přechodu látky z vodní fáze do páry (Císlarová, Vogel, 1998).

Z tabulky vyplývá, že všechny chlorované uhlovodíky (CIU) přítomné na lokalitě mají nízké hodnoty rozpustností, ta roste s klesajícím počtem atomů chloru v molekule s výjimkou vinylchloridu (VC). Hustota CIU kromě vinylchloridu (VC) je vyšší než hustota vody a klesá s klesajícím počtem atomů chloru v molekulách. Henryho konstanta charakterizuje vytékání látek rozpuštěných ve vodě, což je důležitou veličinu ovlivňující migraci CIU v horninovém prostředí. Vyšší hodnoty Henryho konstanty charakterizují snazší přechod rozpuštěných látek ve vodním roztoku do plynného skupenství.

DCE (dichlorethylen) se rychle vypařuje z vody i z povrchových vrstev půdy do ovzduší. Díky své vysoké mobilitě snadno proniká půdou a rychle kontaminuje podzemní vodu. TCE (trichlorethylen) je snadno rozpustný ve vodě a zůstává v ní po dlouhou dobu a snadno se odpařuje z povrchových toků. Může se sorbovat na pevné částice ve vodě a stává se při sedimentaci součástí dnového sedimentu. PCE (perchlorethylen) obsažený v půdě nebo ve vodě se velmi rychle odpařuje do ovzduší, kde je odbouráván slunečním zářením při fotooxidaci. Může být sorbován v půdách a písku.

5.2 Transportní procesy kontaminantů

Nyní budou popsány obecné charakteristiky transportních procesů. Konkrétní popis transportních procesů pro danou lokalitu je uveden v kapitole 6.2.2 na str. 44 – 45.

5.2.1 Advekce

Advekce je proces představující pohyb migrantu způsobený prouděním podzemní vody. Kontaminanty, které se pohybují advekci, jsou přemísťovány stejnou rychlostí, jako je průměrná lineární rychlost podzemní vody. Proto je hlavním parametrem určujícím advekční šíření kontaminantů rychlost proudění podzemní vody, která je dána následujícím vztahem (Fetter, 2001):

$$v_s = -\frac{K}{n_e} \frac{dH}{dl} \quad (9)$$

kde v_s je skutečná (efektivní) rychlost proudění podzemní vody [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$],

K je koeficient filtrace (hydraulická tepelná vodivost) [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$],

n_e je efektivní poróznost [-]

dH/dl je hydraulický gradient [-].

Protože hustota toku v fáze α vyjadřuje objemově množství proteklé fáze, můžeme advekční tok vyjádřit následovně (Šráček, Datel, Mls, 2000):

$$J_A = v \cdot C \quad (10)$$

kde J_A je advekční tok migrantu [$\text{kg} \cdot \text{m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$], který proteče advekcí za jednotku času jednotkovou plochou kolmou na směr proudění a C je koncentrace látky ve fázi α .

Rychlost pohybu advekcí je dána migrací hodnoty normalizované koncentrace (Šráček, Datel, Mls, 2000):

$$\frac{C}{C_0} = 0,5 \quad (11)$$

kde C_0 je počáteční koncentrace a vyjadřuje okrajovou podmínku na hranici oblasti migrace.

5.2.2 Disperze

Disperze je proces sjednocující molekulární difuzi a mechanickou disperzi. Během disperze dochází k rozptylování unášené látky. Kontaminační mrak se tak rozšiřuje i mimo hlavní směr proudění podzemní vody a na okraji kontaminačního mraku dochází ke snižování kontaminace ředěním nekontaminovanou vodou.

Procesy molekulární difuze a mechanické disperze nemohou být při proudění podzemní vody odděleny. Z tohoto důvodu se zavádí označení koeficient hydrodynamické disperze D_L (Fetter, 2001).

Molekulární difúze je samostatný transportní proces pohybu komponenty v rámci fáze. Je způsobena rozdílnou koncentrací rozpuštěné látky v roztoku a snahou o její vyrovnání chaotickým Brownovým pohybem.

Mechanická disperze je mísení vzniklé lokálními rozdíly rychlostí proudění v prostředí průlinové propustnosti, které jsou dány velikostí pórů, délkou proudnice a třením v pórech.

Při trojrozměrném transportu je možné dispersi vyjádřit hodnotami podélné α_L , příčné horizontální α_{TH} a příčné vertikální α_{TV} dispersivity.

Hodnota hydrodynamické disperze je ve směru proudění (podélný směr) dána vztahem (Kroová et al., 2001):

$$D_L = \alpha_L \cdot v_x + D_e \quad (12)$$

kde D_L je hydrodynamická disperze [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$],
 α_L je podélná dispersivita [m],
 v_x je skutečná rychlost proudění podzemní vody ve směru osy x (advekční rychlost) [$\text{m} \cdot \text{s}^{-1}$],
 D_e je koeficient molekulární difúze [$\text{m}^2 \cdot \text{s}^{-1}$].

Mechanická disperze je v rovnici představována členem $\alpha_L \cdot v_x$ a molekulární difúze členem D_e .

Dispersní tok vyjadřuje relativní pohyb složky vzhledem k pohybu fáze vlivem molekulární difúze a mechanické disperze, je dán součinem:

$$c_{aa} \cdot w_{aa} = c_{aa} \cdot (v_a - v_\alpha) \quad (13)$$

kde v_a je makroskopická rychlost pohybu složky (vůči pevné souřadné soustavě) a w_{aa} je relativní rychlost složky a vzhledem k fázi α a c_{aa} jsou makroskopické koncentrace rozpuštěné látky a ve fázi α (Císlarová, Vogel, 1998).

Celkový hmotnostní tok $j_{a\alpha}$ složky a ve fázi α je dán součtem advekčního a dispersního toku a vyjadřuje, jak velké množství látky projde jednotkovou plochou za jednotku času. Můžeme ho zapsat vztahem (Císlarová, Vogel, 1998):

$$j_{a\alpha} = c_{aa} \cdot v_a = c_{aa} \cdot v_\alpha + c_{aa} \cdot w_{aa} \quad (\text{kg m}^{-2} \text{ s}^{-1}) \quad (14)$$

5.2.3 Sorpce

Sorpce je definovaná jako proces, při kterém je kapalná (popřípadě plynná) fáze zachytávána na povrch pevné fáze. V podzemní vodě je sorbovaná látka, obvykle organický materiál, nazývána sorbát. Pevná látka, obvykle půda, na kterou je sorbát vázán

se nazývá sorbent. Množství sorpčních procesů, které se vyskytují v podzemní vodě, jsou závislé na detailních charakteristikách sorbátu i sorbentu. Sorpce má sklon způsobovat zpomalení kontaminantu oproti podzemní vodě. Proto musí být účinky zohledněny při výpočtu a je tedy zapotřebí brát v úvahu, jak daleko byly kontaminanty přemístěny v daném časovém období (Ferrante, 1996).

Proces sorpce lze rozdělit na dvě části a to na adsorpci a desorpci. Při adsorpci dochází k hromadění kapalně nebo plynné fáze (absorbátu) na povrch pevné fáze (absorbent) účinkem mezipovrchových přitažlivých sil. Opačný proces se nazývá desorpce, rovnováha je obrácena na druhou stranu a pevná případně plynná látka se naopak z pevné fáze (absorbentu) uvolňuje (Bear, Buchlin, 1991).

5.2.4 Biodegradace

Biodegradace neboli biologický rozpad je speciální případ degradace, při níž dochází k chemickému rozkladu zejména organických látek (včetně syntetických) působením živých organismů.

5.3 Advektivně – dispersní - reakční rovnice

V programovém balíku Visual Modflow je k numerickému modelování šíření kontaminantů používán program MT3D, který simuluje dvourozměrný nebo trojrozměrný transport znečištění rozpuštěného v podzemní vodě advekcí, dispersí a chemickými reakcemi v našem případě zastoupené sorpcí a rozpadem. Transport je popsán pomocí advektivně – dispersní – reakční rovnice (Zheng, 1990):

$$R \frac{\partial C}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (v_i C) + \frac{q_s}{\Theta} C_s - \lambda \left(C + \frac{\rho_b}{\Theta} C_{sorb} \right) \quad (15)$$

kde: C je koncentrace kontaminantu rozpuštěného v podzemní vodě [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$],
 t je čas [s],
 R je retardační faktor [-],
 x_i je vzdálenost na osách souřadného systému [m],
 D_{ij} je koeficient hydrodynamické disperze [$\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$],

- v_i je pórová rychlost [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$],
- q_s je objemový tok reprezentující zdroje a propady [s^{-1}],
- C_s je koncentrace zdroje nebo propadu [$\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$],
- Θ je pórovitost [-],
- ρ_b je objemová hmotnost horninového prostředí [$\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$],
- C_{sorb} je koncentrace kontaminantu sorbovaná na povrch pórovitého materiálu [$\text{kg}\cdot\text{kg}^{-1}$],
- λ je rozpadová konstanta rozpadu 1. řádu [s^{-1}].

6. Modelové řešení lokality

6.1 Numerický model proudění podzemní vody

Matematický model proudění podzemní vody a transportu kontaminantů (CIU) byl firmou SAKOL (Střemcha et al., 2006, 2010) i Gvoždíkem (2005) zpracován pomocí počítačového softwaru VISUAL MODFLOW Pro. Modely se prováděly s cílem predikovat změnu koncentrace kontaminantů v letech 2005 až 2060. Bylo předpokládáno, že jediný zdroj kontaminantů je pouze zbytkového znečištění PCE, TCE a DCE, které se uvolňovaly při výrobní činnosti areálů DESTA a KOVO Bzenec, což znamená reziduální koncentrace kontaminantů v nasycené zóně (Gvoždík, 2005, Střemcha et al., 2006).

6.1.1 Schematizace

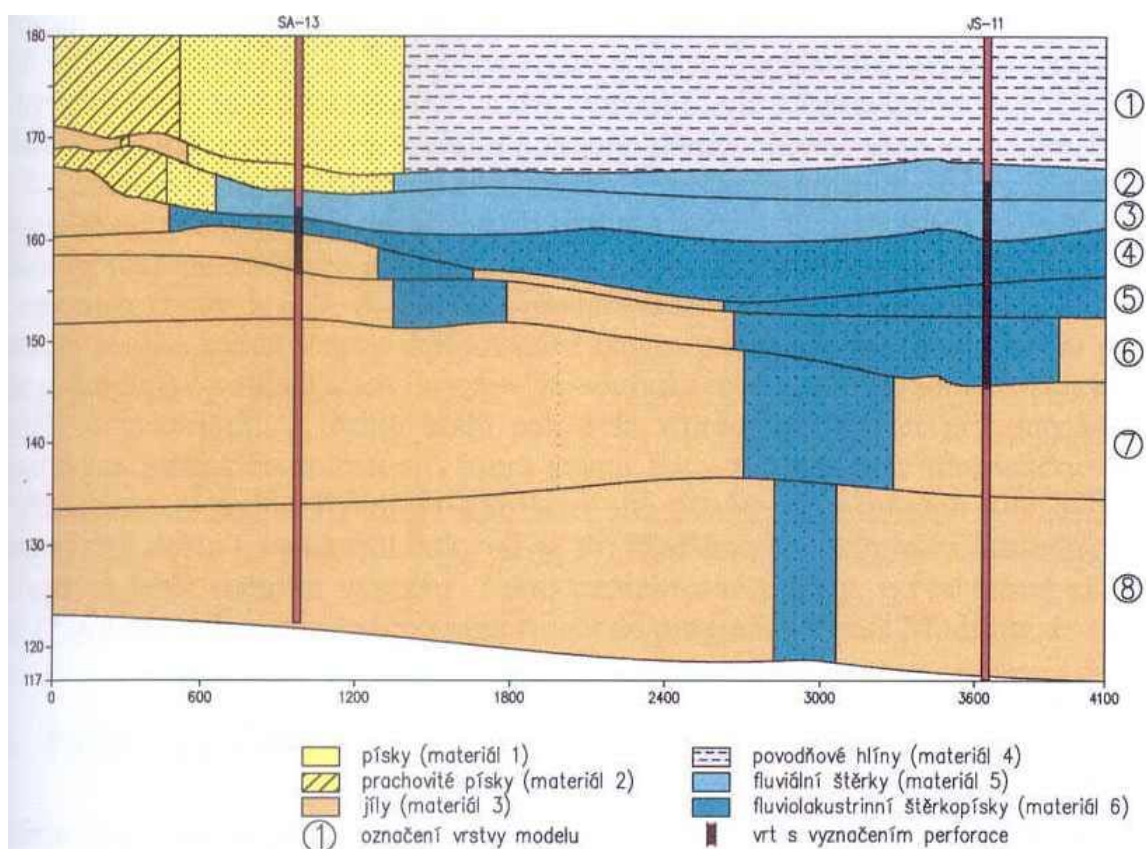
Schematizace modelu je zjednodušení studovaného problému, kdy se snažíme jeho chování popsat formou sledovaných závisle proměnných funkcí.

Zvýšenou mírou schematizace zjednodušíme simulační model a snižujeme tím tak ekonomickou náročnost jeho vývoje, na druhé straně menší dokonalost výsledného popisu snižuje přesnost aproximace a vypovídací schopnost modelu. Míra schematizace se především výrazně projevuje v počtu závisle proměnných funkcí, a díky tomu i v počtu užitých řídicích rovnic (Havlík et al, 1992).

Z půdorysného pohledu byla modelovaná oblast v programu Visual Modflow rozčleněna pomocí rovnoběžných čar do pravoúhlé sítě buněk a to do maximálního počtu 400×400 (Gvoždík, 2005).

Vertikálně je možné oblast rozparcelovat do vrstev, které ovšem nemusí být rovnoběžné, ale musí mít na celém území nenulovou tloušťku. Oblast byla Gvoždíkem rozdělena do vrstev podle geologické stavby, která je tvořena relativně rovnoběžnými uloženinami jednotlivých horninových celků. Toto rozdělení tak odstranilo problém, kdy bychom museli v jedné vrstvě uvažovat více hodnot hydraulické vodivosti různých materiálů. Proto není třeba použít průměrné hodnoty hydraulické vodivosti.

Rozdělení modelu podle Gvoždíka (2005) do jednotlivých vrstev je znázorněno na Obr. 6.1 (str. 34).



Obr. 6.1: Vertikální řez modelem s vykreslením vrstev a jednotlivých materiálů

6.1.2 Vstupní hydraulické parametry

Hlavními vstupními parametry jsou hodnoty počáteční nasycené hydraulické vodivosti K [$\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$], která charakterizuje schopnost materiálu propouštět tekutou fází a představuje tak odpor prostředí proti pohybu tekuté fáze. Čím nižší je hydraulická vodivost materiálu, tím větší je jeho odpor proti pohybu a tím menší je jeho schopnost propouštět

tekutou fází. Tyto hodnoty byly Gvoždíkem (2005) nastaveny podle druhu zastoupeného materiálu. Hodnoty byly především získávány ze zrnitostních rozborů a částečně i z hydrodynamických zkoušek. Materiály proto byly z pohledu propustnosti nejprve považovány za homogenní a izotropní. Použité metody pro určení hydraulických vodivostí, na rozdíl od dřívějšího stanovování podle transmisivity a mocnosti zvodně, uvažují i vertikální proměnlivost materiálu. Výpočty pomocí transmisivity toto nezohledňují, ale pouze počítají s průměrnými hodnotami. Dalšími vstupními parametry zadávanými v programu Modflow jsou storativita a pórovitost:

- specifická storativita S_s [$1 \cdot m^{-1}$] vyjadřující objem vody, který se uvolní z jednotkového objemu zvodně při jednotkovém snížení hydraulické výšky.
- specifická vydatnost S_y [-] je objem, který se uvolní z jednotkové plochy akviferu při snížení hladiny o 1 m.
- celková pórovitost n_{tot} je používána mimo jiné k výpočtu koeficientů chemických reakcí, rychlosti pohybu částic nebo disperze.
- efektivní pórovitost n_{eff} se používá k vyjádření pórové rychlosti, pomocí které se vypočítává trajektorie.

Tyto vstupní hodnoty jako je specifická storativita S_s , specifická vydatnost S_y , efektivní pórovitost n_{eff} a celková pórovitost n_{tot} byly díky nedostupnosti dat z lokality zadány podle databáze WHI ENVIROBASE dodávané spolu se softwarem VISUAL MODFLOW Pro (Střemcha et al., 2006.).

Přehled vstupních hydraulických parametrů je uveden v Tab. 6.1 (Střemcha et al., 2006).

Tab. 6.1: Vstupní hydraulické parametry modelu

	materiál	K [m/s]	S_s [1/m]	S_y	n_{eff}	n_{tot}
1	váté písky	$1.0 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-4}$	0.2	0.15	0.3
2	prachovité písky	$1.8 \cdot 10^{-5}$	$1.0 \cdot 10^{-5}$	0.2	0.15	0.3
3	povodňové hlíny	$1.0 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-7}$	0.01	0.35	0.4
4	fluviální štěrky	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$1.0 \cdot 10^{-3}$	0.25	0.2	0.25
5	fluviolakustrinní štěrkopísky	$8.0 \cdot 10^{-4}$	$1.0 \cdot 10^{-4}$	0.2	0.15	0.2
6	jíly	$1.0 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-7}$	0.01	0.35	0.4

6.1.3 Počáteční a okrajové podmínky

Počáteční podmínky

Jak již bylo zmíněno, počáteční podmínka udává hydraulickou výšku ve všech buňkách modelu v čase $t_0 = 0$. Zadávání počátečních podmínek se ovšem týká jen proudění podzemní vody v neustáleném stavu. V případě ustáleného proudění má pouze vliv na rychlost výpočtu (Gvoždík, 2005).

Okrajové podmínky

Pro model proudění podzemní vody byly na lokalitě použity dvě okrajové podmínky: toková okrajová podmínka na hranici modelu a podmínka polopropustné hranice modelující kanál Nová Morava. Dále je také zahrnuta infiltrace z dešťových srážek.

- **Neumannova okrajová podmínka** (2. Typ – Toková okrajová podmínka) s jejíž pomocí je napodoben přítok podzemní vody přes hranice řešené oblasti. Je definována známou hodnotou průtoku přes hranici modelového území. V praxi je tento přítok simulován zavedením liniemi fiktivních vrtů, které jsou situovány v definovaných vzdálenostech od sebe. Uvažovaný přítok je potom rozdělen rovnoměrně mezi všechny vrty v dané linii (Střemcha et al., 2006).

Přítoky byly Gvoždíkem i Kahudou et al. téměř beze změny převzaty ze starších modelů (např Patzelt). Přítoky byly vypočteny pomocí hydraulické metody podle známých hodnot transmisivity, infiltrace a průběhu izolinií hladiny podzemní vody.

Díky hydrometrickým pracím na kanále Nová Morava, které byly prováděny spolu se záměrem hladin podzemní vody, bylo možné ověřit správnost výpočtu porovnáním vypočtených hodnot přítoku s naměřenými.

Vstupní hodnoty pro model proudění jsou uvedeny v Tab. 6.2 na str. 36 (převzato a upraveno z Gvoždíka, 2005).

Tab. 6.2: Hodnoty přítoků přes okrajové území

Okrajová podmínka	Průtok [$l \cdot s^{-1}$]
1A	7.6
1B	8.7
1C	16.5
2	17
3	13.23
4	24.05
5	9.71
6	7.33
7	7.24
8	10.88
9	0
10	8.2
11	4.6

- **Newtonova okrajová podmínka řeky se zakolmatovaným dnem** (3. Typ – podmínka RIVER), kde polopropustnou hranici představuje odvodňovací kanál Nová Morava. Touto okrajovou podmínkou se uvažuje vliv koryta Nové Moravy na proudění podzemní vody z hlediska přímého hydraulického vlivu. Tato podmínka je do programu Visual Modflow zadána pomocí výšky hladiny vody v řece, která určuje, zda bude mít drenážní či infiltrační charakter, dále průběhem dna řeky podle kterého se určí, které vrstvě bude přiřazena tato okrajová podmínka a na závěr konduktancí.

Výška hladiny v řece byla zadána pomocí kóty hladiny v řece na dolní a horní hranici modelu. Hodnoty jsou odlišné u různých modelů podle aktuální výšky hladiny na vodočtu na Nové Moravě (př. hodnoty z 15. 6. 1981, které byly použity Střemchou (2006): $z_1 = 166,1$ m n. m., $z_2 = 167,2$ m n. m.).

Dno řeky bylo zvoleno na celém modelu v jedné úrovni a to na kótě 165 m n. m.

Konduktance představuje odpor vůči proudění mezi řekou a zvodní. Konduktanci lze do programu zadat přímo nebo je možné zadat jen hodnoty pro její výpočet a program si ji vypočte sám podle vztahu (Gvoždík, 2005):

$$C = \frac{K \cdot L \cdot W}{M} \quad [m^2/s] \quad (16)$$

Vstupní hodnoty potřebné k výpočtu konduktance $C [m^2 \cdot s^{-1}]$:

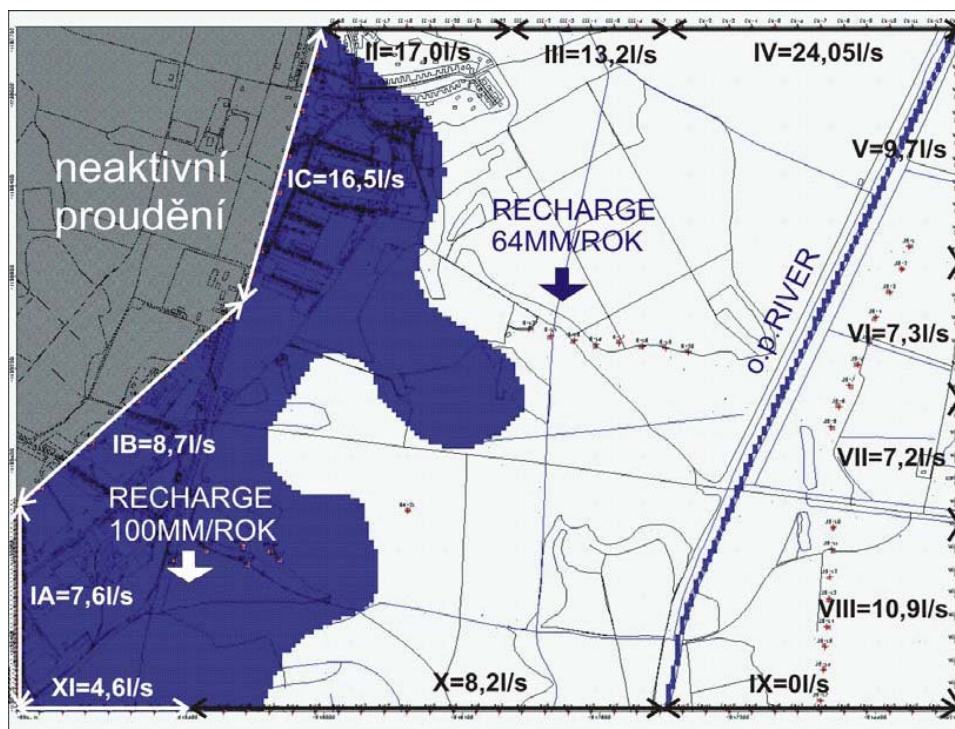
- $K = 1,24 \cdot 10^{-6} m \cdot s^{-1}$ je nasycená hydraulická vodivost dna,
- $M = 1$ m je mocnost dna,

- $L = 20 \text{ m}$ je šířka koryta,
- W je šířka řeky v buňce (tuto hodnoty si vypočte program automaticky z tvaru okrajových podmínek a šířky řeky).

Tyto hodnoty použité jak Střemchou tak Gvoždíkem byly převzaty ze starších měření.

- **Infiltrace** je další vstupní proměnou, ta ovšem není díky svým vlastnostem řazena do okrajových podmínek. Hodnoty infiltrace pro oblast s pokryvem povodňových hlín, které tvoří nepropustnou vrstvu kolektoru je 64 mm/rok (Vacek, 1983) a v oblasti s pokryvem vátých písků je infiltrace vyšší díky chybějícímu nepropustnému nadloží a to kolem 100 mm/rok (Gvoždík, 2005).

Okrajové podmínky přehledně shrnuje Obr. 6.2 (Střemcha et al., 2010), na kterém jsou znázorněny okrajové podmínky a rozdělení přítoků z hranice území.



Obr. 6.2: Přehled okrajových podmínek.

6.1.4 Kalibrace modelu

Kalibrací modelu docílíme optimalizace parametrů modelu pro určitá vstupní data a pozorované výstupy. Model proudění podzemní vody byl kalibrován v ustáleném stavu na hodnoty hladiny podzemní vody ze dne 15. 6. 1981 (Vacek, 1983). Tyto hodnoty byly naměřeny před začátkem komplexní čerpací zkoušky na jímacím území Bzenec I, Bzenec II a Bzenec III. Hladina byla měřena v modelovaném území v 63 vrtech. Největší vliv na režim proudění podzemní vody ke dni 15. 6. 1983 (Gvoždík, 2005) mělo jímání podzemní vody v jímacím území Bzenec I a hladina vody v Nové Moravě.

Kalibrovány byly hodnoty nasycené hydraulické vodivosti dna řeky Nové Moravy, které byly v programu Visual Modflow automaticky přepočítány na konduktanci. Dále bylo upraveno rozložení přítoků na hranici území, hodnoty hydraulické vodivosti jednotlivých zón a rozložení zón v prostoru (Gvoždík, 2005).

Hodnota hydraulické vodivosti byla kalibrována kvůli velkým rozdílům mezi hladinami podzemní vody v blízkém okolí kanálu Nová Morava způsobenými velkým odporem dna řeky a docházelo tak ke skoku hladiny podzemní vody na zakolmatované vrstvě dna. Hodnota vstupní hydraulické vodivosti byla snížena o jeden řád na hodnotu $K_{dno} = 10^{-5} \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ (Gvoždík, 2005).

Velikosti a rozložení přítoků z hranice území bylo nejvíce změněno ve spodní levé části modelované oblasti. Hodnoty nakalibrovaných přítoků z hranic a jejich porovnání s původními hodnotami jsou uvedeny v Tab. 6.3 (Gvoždík, 2005).

Tab. 6.3: Přehled nakalibrovaných přítoků z hranice území

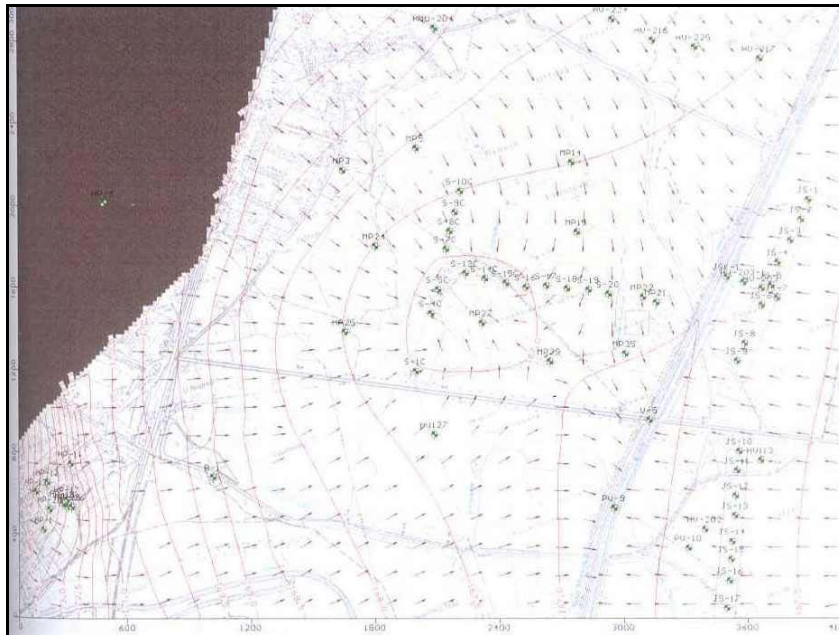
Okrajová podmínka	Původní průtok [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]	Kalibrovaný průtok [$\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$]
1Aa	7.6	2.62
1Ab		2.68
1B	8.7	5.78
1C	16.5	18
2	17	17
3	13.2	13
4	22.47	24
5	9.71	9.71
6	7.33	7.33
7	7.24	7.24
8	10.88	10.88
9	0	0
10	8.2	9
11	4.6	1.5
Celkový průtok $\text{l}\cdot\text{s}^{-1}$	133.43	128.74

Pro lepší kalibraci modelu bylo potřeba doplnit model o dva nové materiály – „jemně prachovitý písek“ (materiál 7) s hodnotou hydraulické vodivosti mezi pískem a prachovitým pískem a „drobným štěrkem“ (materiál 8) s hodnotou hydraulické vodivosti mezi štěrkem a štěrkopískem. Kalibrované hodnoty hydraulické vodivosti a jejich porovnání s původními hodnotami jsou uvedeny v Tab. 6.4 (Gvoždík, 2005).

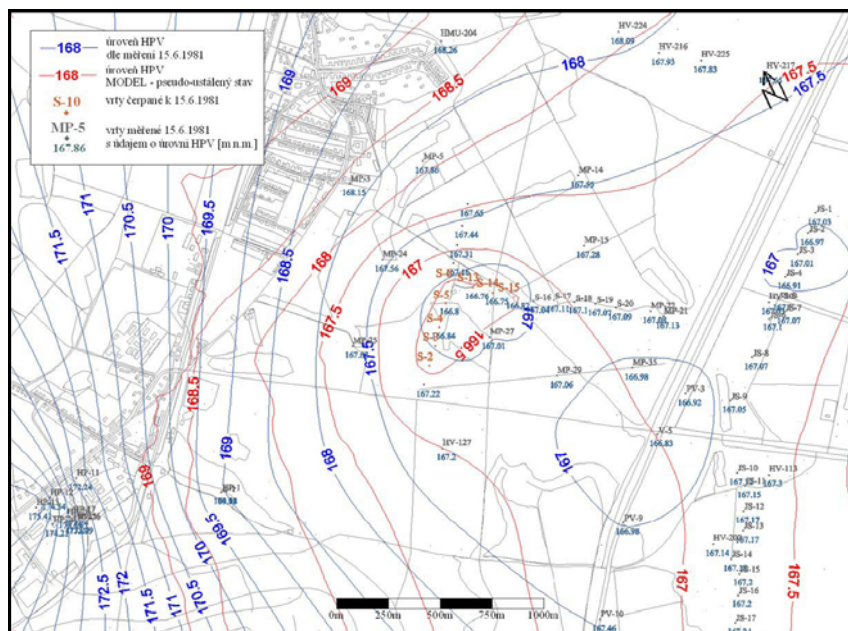
Tab. 6.4: Přehled kalibrovaných hodnot hydraulické vodivosti

	Charakteristika materiálu	Vstupní hodnota hydraulické vodivosti [$m \cdot s^{-1}$]	Nakalibrovaná hodnota hydraulické vodivosti [$m \cdot s^{-1}$]
Materiál 1	jemnozrnné až střednězrnné písky	$1.0 \cdot 10^{-4}$	$1.8 \cdot 10^{-4}$
Materiál 2	prachovité, jílovité písky	$1.8 \cdot 10^{-5}$	$3.0 \cdot 10^{-5}$
Materiál 3	podložní jíly a jílové vložky	$1.0 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-7}$
Materiál 4	povodňové hlíny	$1.0 \cdot 10^{-7}$	$1.0 \cdot 10^{-7}$
Materiál 5	kvartérní štěrky a štěrkopísky	$2.0 \cdot 10^{-3}$	$1.5 \cdot 10^{-3}$
Materiál 6	fluviolakustrinní sedimenty (štěrkopísky pod materiálem 5)	$8.0 \cdot 10^{-4}$	$4.0 \cdot 10^{-4}$
Materiál 7	jemně prachovitý písek	zavedeno při kalibraci	$8.0 \cdot 10^{-5}$
Materiál 8	drobné štěrky	zavedeno při kalibraci	$5.0 \cdot 10^{-4}$

Zhodnocení kalibrovaného modelu bylo provedeno Gvoždíkem (2005) a dále Střemchou (2010). Na Obr. 6.3 na str. 40 (Gvoždík, 2005) můžeme vidět průběh izolinií hladiny podzemní vody, směry rychlostí a uvažované pozorovací body kalibrovaného modelu. Na Obr. 6.4 na str. 40 (Střemcha et al., 2010) jsou mimo modelovaných izohyps znázorněny i reálné úrovně hladin podzemní vody. Při pohledu na Obr. 6.4 je patrné, že výstupy kalibrovaného modelu celkem dobře odpovídají realitě a dokazují tím správnost provedení dosavadního modelu.



Obr. 6.3: Modelované izolínie hladiny podzemní vody a směry rychlosti proudění podzemní vody v kalibrovaném modelu ke dni 15. 6. 1981 (Gvoždík, 2005)



Obr. 6.4: Zhodnocení kalibrovaného modelu– stav 15. 6. 1981 (Střemcha et al., 2010)

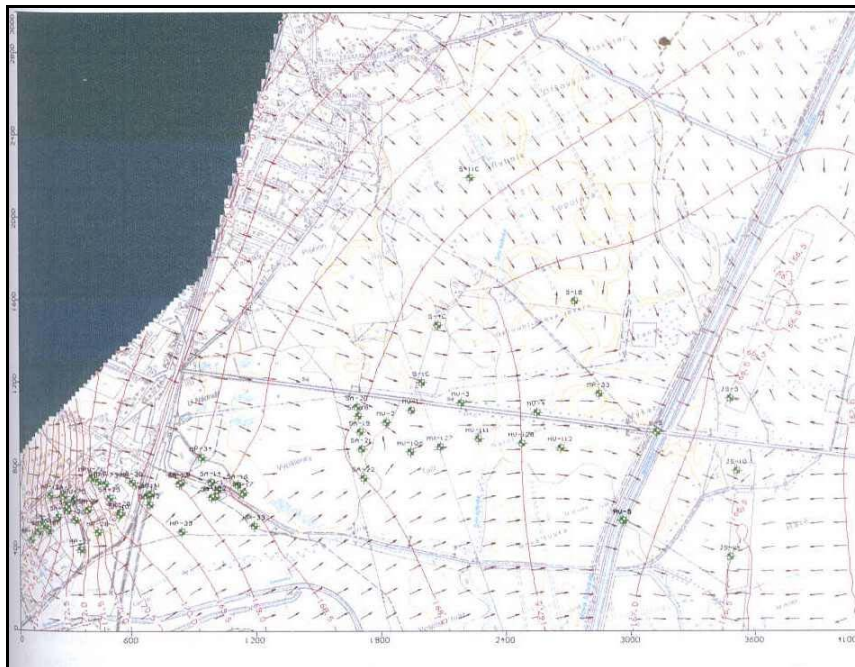
6.1.5 Verifikace

Kalibrovaný model proudění podzemní vody byl verifikován pro ustálený stav hladin podzemní vody ze dne 26. 1. 2005. Tento stav je výrazně ovlivněn probíhajícími sanacemi,

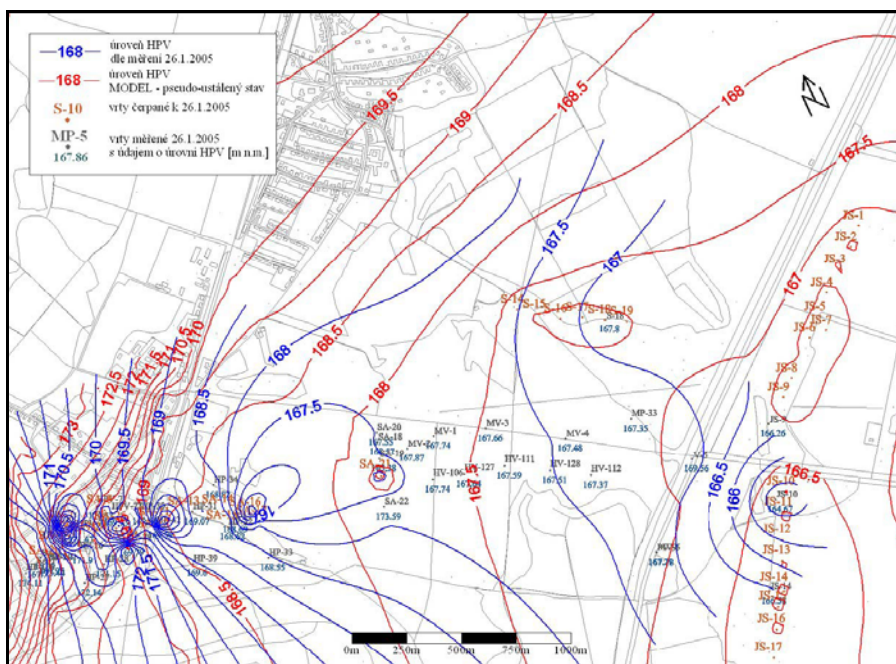
jímáním podzemní vody v jímacím území Bzenec I a Bzenec III a hladinou v Nové Moravě. Tento den byl vybrán díky malým změnám výšek hladiny podzemní vody a nevýrazným změnám v čerpaném a sanačním množství na sanačních objektech a v jímacích územích. Lze tedy předpokládat ustálený stav proudění podzemní vody (Gvoždík, 2005).

Zaměření hladin bylo provedeno celkem v šedesáti vrtech. Ty byly převážně rozmístěny v oblasti kontaminačního mraku a jímacích území pokrývající tak pouze část modelovaného území, což výrazně snižuje kvalitu interpolace hydrizohyps ustálené úrovně hladiny podzemní vody (Střemcha et al., 2005).

Zhodnocení verifikovaného modelu je znázorněno na Obr. 6.5 (Gvoždík, 2005), kde jsou vykresleny průběhy izolinií hladiny podzemní vody, směry rychlosti a uvažované pozorovací body ve verifikovaném modelu a na Obr. 6.6 na str. 42 (Střemcha et al., 2010), kde je znázorněna úroveň hladiny podzemní vody měřená dne 26. 1. 2005 a úroveň modelované hladiny podzemní vody. Z obrázku je stejně jako u kalibrovaného modelu patrné, že poměrně dobře souhlasí modelované hodnoty hladiny podzemní vody s reálným stavem.



Obr. 6.5: Modelované izolinie hladiny podzemní vody a směry rychlosti proudění podzemní vody ve verifikovaném modelu ke dni 26. 1. 2005 (Gvoždík, 2005).



Obr. 6.6: Zhodnocení verifikovaného modelu – stav 26. 1. 2005 (Střemcha et al., 2010).

Nakalibrovaný a ověřený model proudění podzemní vody byl následně použit k sestavení transportního modelu simulujícího šíření znečištění ve studované oblasti.

6.2 Model transportu kontaminantů

Během druhé poloviny 20. století let byl zaznamenán obrovský nárůst použití modelů transportu kontaminantů v podzemní vodě. Aktuální modely jsou velmi často motivovány snahou o napodobení pohybu kontaminace v podzemní vodě. Pokročilé počítačové technologie mají pomoci model podzemní vody posunout do popředí důležitých a široce používaných inženýrských nástrojů (Pinder, 1984).

Šíření znečištění bylo na lokalitě modelováno pro dobu od počátku roku 1975 do konce roku 2006, přičemž modelové řešení lokality se zaměřuje na odhad růstu či poklesu kontaminací v letech 2005 až 2060 (Gvoždík, 2005).

Při modelování transportu CIU na lokalitě bylo uvažováno s procesy advekce, disperze, sorpce a biodegradace. Dalšími vstupními údaji modelu kromě parametrů migračních procesů jsou proudové pole rychlostí pohybu podzemní vody a počáteční a okrajové podmínky. Vzhledem k nedostatku informací bylo nutné většinu parametrů odhadnout, což výrazně ovlivnilo průběh kalibrace a verifikace.

Při modelování je možné postupovat dvěma způsoby v závislosti na známých okrajových (zdroj znečištění) a počátečních (rozložení koncentrace kontaminantu v prostoru na začátku simulace) podmínkách. Jelikož je situace na lokalitě z pohledu zadávání okrajových a počátečních podmínek relativně složitá, byly při modelování šíření znečištění na lokalitě použity oba uvedené přístupy (Gvoždík, 2005).

V prvním případě známe hodnoty koncentrace ve zdroji znečištění a dobu, po kterou z tohoto zdroje dochází k šíření. Postupuje se tak, že na začátku simulace je uvažována nulová koncentrace v celém území a je modelován celý průběh šíření znečištění od zahájení dotace kontaminantu do zvodně. Ukončit simulaci je možné např. ve stavu, kdy známe koncentrace a velikosti kontaminačního mraku. Tento postup byl použit pro ověření předpokládaných hodnot parametrů disperze, sorpce a rozpadu. Může být dále použit pro kalibraci vstupních údajů transportního modelu a ověření směru šíření znečištění.

V druhém případě jsou známy hodnoty koncentrací v celém kontaminačním mraku v určitém čase. Tyto hodnoty mohou být použity jako počáteční podmínka pro modelování dalšího znečištění a to např. až do doby kdy jsou nově měřeny koncentrace v kontaminačním mraku. Tento postup byl rovněž použit k ověření předpokládaných hodnot sorpce a rozpadu.

Modelování šíření znečištění bylo Gvoždíkem (2005) rozděleno do dvou základních částí. V první části byly pro jednotlivé časové úseky sestaveny modely proudění podzemní vody, které metodou ustáleného proudění řeší pole rychlostí pohybu podzemní vody pro každou buňku modelu. Ve druhé části byly sestaveny modely transportu kontaminantů, který řeší transport znečištění pro dané časové období.

6.2.1 Počáteční a okrajové podmínky

Zpracováno dle Gvoždíka (2005)

Okrajové podmínky

Při modelování variant šíření znečištění od počátku dotace kontaminantu do zvodně, je potřeba uvažovat zdroj kontaminace. Tento zdroj musel být odhadnut kvůli nedostatku podkladů pro přesné určení. Jsou uvažovány dva zdroje kontaminace v místech instalovaných odmašťovacích strojů, u kterých se předpokládá, že se na kontaminaci

zvodně podílejí stejnou měrou. Zdroje kontaminací působily odhadem 22 let od roku 1975 do roku 1997. Jako zdroj znečištění byla použita infiltrace kontaminované vody do zvodně, protože ke kontaminaci podzemní vody pravděpodobně docházelo v průběhu celé doby používání chlorovaných uhlovodíků. Koncentrace kontaminace v infiltrované vodě byla vypočtena z předpokládaného celkového množství kontaminantu, které se za uvažovanou dobu dostalo do zvodně, z hodnoty infiltrace v místě zdroje (váté písky 100 mm/rok) a z velikosti plochy, na které je uvažována dotace kontaminantu do zvodně.

Celkem se do saturované zóny dostalo přibližně 5000 kg chlorovaných uhlovodíků. Při předpokládané době dotace kontaminantu 22 let se tak do podzemní vody ročně dostalo 227 kg CIU. V modelu je infiltrace zadávána do třech buněk pro každý zdroj znečištění. Zadávaná koncentrace kontaminantu v infiltrované vodě je $947000 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$.

Počáteční podmínky

Byly zadány hodnoty koncentrací v jednotlivých buňkách na začátku všech časových úseků.

6.2.2 Migrační parametry

Byly zadány parametry disperze, sorpce a biodegradace, které jsou popsány v transportní rovnici a jejíž zadání program vyžaduje.

Disperze

Jak již bylo uvedeno disperze je dána hodnotami podélné, příčné horizontální a příčné vertikální disperzivity a molekulární difuzí. Hodnoty byly zvoleny takto (Gvoždík, 2005, Střemcha et al., 2006):

- podélná disperzivita $\alpha_L = 5 \text{ m}$
- hodnota příčné horizontální disperzivity α_{TH} je volena v poměru 0,2 k hodnotě podélné disperzivity
- hodnota příčné vertikální disperzivity α_{TV} je volena v poměru 0,01 k hodnotě podélné disperzivity.
- díky převládajícímu advekčnímu členu lze molekulární difuzi zanedbat.

Sorpce

Vliv sorpce je v modelu uvažován jako lineární závislost mezi koncentrací rozpuštěného kontaminantu ve vodě a množstvím kontaminantu vázaného na pevné fázi. Objemová hmotnost materiálu prostředí byla zadána jednotně pro všechny buňky modelu hodnotou $1700 \text{ kg}\cdot\text{m}^{-3}$. Pro jednotlivé složky znečištění jsou odlišné i sorpční kapacity, která je největší pro PCE, a klesá se snižujícím se počtem atomů chlorů v molekule CIU. Počáteční hodnoty distribučního koeficientu K_d uvedeny v Tab. 6.5 byly vypočteny pro předpokládaný průměrný obsah organického uhlíku v horninovém prostředí 0,05 %. V obou případech (Gvoždík, Střemcha) byly požity shodné hodnoty.

Tab. 6.5: Vstupní hodnoty K_d

Kd	[ml·kg⁻¹]	[l·μg⁻¹]
PCE	183	$1.83\cdot 10^{-10}$
TCE	69	$6.9\cdot 10^{-11}$
DCE	10	$1\cdot 10^{-11}$

Biodegradace

Biodegradace je proces, který se podílí na snížení množství kontaminace v saturované zóně. Tento proces byl především prokázán v místech výskytu cis-1,2-DCE, který vznikl degradací TCE. Rychlost rozpadu je určena pomocí rozpadových konstant a byla nastavena podle databáze dodávané spolu s programem VISUAL MODFLOW Pro podle standardních podmínek (Střemcha et al., 2006). Jejich přehled znázorňuje Tab. 6.6 (Střemcha et al., 2006).

Tabulka 6.6: Vstupní hodnoty rychlostních rozpadových konstant

		[1/den]	$t_{1/2}$ [let]
PCE→TCE	anaerobní	0.002	0.95
TCE→DCE	anaerobní	0.001	1.90
TCE→DCE	aerobní	0.001	1.90
DCE→VC	anaerobní	0.0003	6.33
DCE→VC	aerobní	0.0003	6.33

7. Výstupy modelů

Z důvodu odchylek během sestavování modelů Gvoždíkem a společností SAKOL, budou výstupy zpracovány zvlášť.

Gvoždík

V první části modelování byl sestaven model proudění podzemní vody pro širší oblast znečištění zahrnující jímací Území Bzenec I a Bzenec III. Tento model byl následně použit při modelování šíření znečištění. Díky malému množství vstupních dat bylo modelování šíření znečištění provedeno v několika variantách: byla modelována efektivita sanace a predikce kontaminace na konci sanace (Gvoždík, Valentová, 2007).

Po porovnání modelovaných a naměřených koncentrací v jednotlivých bodech byly zjištěny rozdíly a omezení daného přístupu řešení.

V oblasti primárních zdrojů znečištění bylo modelováním zjištěno, že zde pravděpodobně stále dochází ke kontaminaci podzemních vod rozpouštěním volné nebo reziduální fáze. Ve střední části kontaminačního mraku byl prokázán vliv biodegradace na šíření znečištění. Na čele kontaminačního mraku byly rozdíly způsobeny nadhodnocením vlivu rozpadu ve střední části kontaminačního mraku a modelovaná situace je příznivější než skutečný stav. Naopak je tomu za čelem kontaminačního mraku, kde jsou modelované koncentrace výrazně vyšší než naměřené hodnoty.

Porovnáním variant šíření znečištění s vlivem sanace, varianty bez vlivu sanace a skutečným stavem bylo možné ověřit účinnost sanačního zásahu. Bylo vyhodnoceno, že kromě sanačního zásahu se na odstraňování znečištění významně podílí také biodegradace.

SAKOL

Grafické výstupy z modelu ukazují postup šíření kontaminace při změně okrajových podmínek, kterými mohou být jak ukončení sanace, tak změny v objemu vodárensky jímaného množství podzemní vody a čerpání různých vrtů. Predikce šíření kontaminace ukazuje na příznivý vliv sanace na zmenšení plochy kontaminačního mraku (Střemcha et al., 2006).

8. Vyhodnocení modelů

Numerický model proudění podzemní vody a transportu kontaminantů byl sestaven pro analýzu šíření kontaminace v podzemní vodě na lokalitě Bzenec. Podzemní voda byla v průběhu 70. a 90. let znečištěna chlorovanými uhlovodíky, které se uvolňovaly do podzemní vody z průmyslových podniků. Na lokalitě je ohrožen zdroj pitné vody pro více než 100 000 obyvatel, proto od roku 1992 probíhají na lokalitě sanační práce a byly několikrát sestaveny numerické modely.

Numerický model byl Gvoždíkem i firmou SAKOL konstruován pomocí softwaru MODFLOW a MT3DMS. Byl sestaven model proudění podzemní vody pro ustálený stav, který byl následně použit pro simulaci transportu kontaminantů.

Díky složitosti horninového prostředí, hydraulickým parametrům a nedostatku podkladů je nezbytné model do jisté míry zjednodušit. Modelovaná oblast byla vertikálně rozdělena do vrstev podle horninového materiálu s rozdílnými hydraulickými vlastnostmi. Výhodou tohoto rozčlenění je menší zjednodušení, protože není potřeba uvažovat průměrné hodnoty hydraulické vodivosti z více materiálů.

Vstupní hodnoty a hodnoty hydraulické vodivosti byly získány z čerpacích zkoušek a zrnitostních rozborů. Hodnoty hydraulické vodivosti byly zadány podle horninového materiálu a byly rozděleny výhradně z geologických profilů vrtů. Na rozdíl od vypočtení hodnot z transmisivity nedochází k tak výraznému zjednodušení, kdy je použita pro všechny materiály zvodně jedna průměrná hodnota hydraulické vodivosti.

Pro zadání dalších vstupních parametrů jako je storativita a pórovitost byly díky nedostupnosti dat z lokality použity hodnoty dodávané spolu s programem Visual Modflow, čímž se snižuje přesnost výstup modelu, protože zadané hodnoty přesně neodpovídají reálné situaci na lokalitě.

Jelikož se jedná o modelování proudění podzemní vody v ustáleném stavu, nebylo zapotřebí zadávat počáteční podmínku. Byly zadány dvě okrajové podmínky: toková okrajová podmínka a dále okrajová podmínka polopropustné hranice, protože byl uvažován povrchový tok kanálu Nová Morava.

Toková okrajová podmínka je dána známou hodnotou přítoků přes hranici modelovaného území. Přítoky byly vypočteny pomocí transmisivity, infiltrace a průběhu izolinií hladiny podzemní vody a byly porovnány s hodnotami z hydrometrických měření, čímž byla ověřena přesnost výpočtu.

Vnitřní okrajová podmínka řeky se zakolmatovaným dnem je vyjádřena pomocí konduktance, kterou je program Visual Modflow schopen vypočítat z hodnot hydraulické vodivosti, mocnosti dna a šířky koryta, které byly zjištěny z terénních měření.

Model byl následně kalibrován v ustáleném režimu proudění, kdy nedochází ke změně hydraulické výšky v závislosti na čase. Kalibrace byla provedena porovnáním vypočtených a naměřených hodnot hladiny podzemní vody před čerpací zkouškou. Kalibrovaný model byl následně verifikován v ustáleném režimu proudění na naměřené hodnoty hladiny podzemní vody. Porovnáním modelovaných a měřených hodnot hladiny podzemní vody dojdeme k závěru, že kalibrovaný a verifikovaný model relativně dobře odpovídá reálné situaci.

Model transportu kontaminantů zahrnuje procesy advekce, disperse, sorpce biodegradace. Šíření znečištění bylo modelováno v několika variantách, kdy byly měněny hodnoty disperse, sorpce a rozpadové konstanty. Většinu ze vstupních parametrů modelu, jako jsou rychlosti pohybu podzemní vody, počáteční a okrajové podmínky a hodnoty migračních parametrů zahrnující advekci, disperzi, sorpci a biodegradaci, bylo potřeba na dané lokalitě odhadnout. Z důvodu odhadu vstupních parametrů mohlo dojít k odchylce od reálného stavu. Aby se co nejvíce eliminovaly tyto odchylky, byla provedena kalibrace a verifikace modelu.

Jelikož byly na lokalitě podrobně měřeny koncentrace znečišťujících látek v monitorovacích vrtech, bylo možné provést verifikaci parametrů transportu porovnáním simulovaných a naměřených hodnot koncentrací. Získané hodnoty parametrů (disperzivity, distribučního koeficientu a rychlostní konstanty prvního řádu) byly následně porovnány s údaji publikovanými v odborné literatuře. Pomocí získaných hodnot byl simulován průběh šíření kontaminace v minulosti, predikce šíření kontaminace a byla vyhodnocena účinnost sanačních prací.

Výsledný model může sloužit pro predikci šíření znečištění a může poskytnout důležité informace pro návrh sanačního opatření. Je ale nutné model kalibrovat a verifikovat pomocí naměřených hodnot koncentrace kontaminantů (Gvoždík, Valentová, 2007).

9. Závěr

Z porovnání numerických metod používaných pro predikci proudění podzemní vody a transportu kontaminantů vyplývá, že každá metoda je specifická pro řešení konkrétního problému. Obě nejčastěji používané metody mají rozdílné vlastnosti, a proto výběr metody záleží na studovaném problému. Dalším faktorem ovlivňujícím výsledek je volba správného softwaru. Gvoždíkem i Střemchou byl zvolen program Visual Modflow založený na metodě konečných objemů, která tvoří přechod mezi metodami konečných diferencí (FDM) a konečných prvků (FEM). Jeho výhodou je jednoduchá síť složená ze čtyřúhelníků, která se dá ale snadno přizpůsobit studované oblasti změnou velikosti a úhlů. Další výhodou programu je snadné a přehledné zadávání vstupních dat a vyhodnocení a vizualizaci výsledků.

Jedním z nejdůležitějších faktorů ovlivňující přesnost výstupu modelů jsou vstupní data a počáteční a okrajové podmínky. Ve většině případů po utřídění prvotních známých údajů zjistíme, že dostupných informací není dostatečné množství pro tvorbu přesného modelu, což má za následek větší odchylky od reálného stavu. Chyby se snažíme eliminovat provedením kalibrace a verifikace modelu. Někdy je ale nutné udělat celé série modelových situací, při kterých dochází ke zpřesňování odhadnutých dat. V opačném případě, kdy máme k dispozici nadměrné množství dat, není možné je využít všechny najednou. Kupříkladu nelze zadat dvě okrajové podmínky současně. V takové situaci použijeme jednu z nich pro vytvoření modelu a druhou je možné použít pro srovnání s výstupem modelu. Nejpodstatnější jsou však hodnoty hydraulické vodivosti, storativity a pórovitosti ve všech bodech modelu, bez kterých program Visual Modflow nedokáže provést výpočet.

Během tvorby bakalářské práce bylo docíleno obecného seznámení s problematikou numerického modelování a byla provedena bližší studie vlastního sestavování numerického modelu. Lepších znalostí dané problematiky by bylo možné docílit při tvorbě vlastního numerického modelu proudění podzemní vody a transportu kontaminantů v průběhu dalšího studia.

10. Použitá literatura

- Baier J. (2007): Využití matematického modelování při hodnocení ekologických škod na podzemních vodách (na příkladu vybrané rafinérské společnosti). Diplomová práce. Česká zemědělská univerzita v Praze. Fakulta lesnická a environmentální. Praha. 89 str.
- Bear J., Buchlin J-M. (1991): Theory and Applications of Transport in Porous Media – Modelling and Applications of Transport Phenomena in Porous Media. Kluwer Academia Publishers. Dordrecht. 380 str. ISBN 0-7923-1443-3.
- Bear J., Verruijt A. (1987): Theory and Applications of Transport in Porous Media – Modeling Groundwater Flow and Pollution. D. Reidel Publishing Company, Dordrecht. 414 str. ISBN 1-55608-015-8.
- Beneš V. (1995): Hydrodynamika transportních a transformačních procesů polutantů v podzemních vodách. ACADEMIA – nakladatelství Akademie věd České republiky. 178 str. ISBN 80-200-0402-5.
- Císlarová M., Vogel T. (1998): Transportní procesy. Vydavatelství ČVUT. Praha. 182 str. ISBN 80-01-01866-0.
- Ferrante D. (1996): Groundwater Pollution Primer. Sorption Processes. Civil Engineering Dept. Virginia.
- Fetter C. W. (1999): Contaminant Hydrogeology. Waveland Press. Illinois. 500 str. ISBN 978-1-57766-479-6.
- Fetter C. W. (2001): Applied Hydrogeology. Prentice Hall. New Jersey. 598 str. ISBN 0-13-088239-9.
- Gvoždík L. (2005): Numerická simulace šíření znečištění v oblasti jímacího území Bzenec. Diplomová práce. ČVUT. Praha, 84 str.
- Gvoždík L., Valentová J. (2007): Contaminant Transport Modelling in the Vicinity of Bzenec Water – Withdrawal Area. Vodohospodářský časopis. Praha. str. 111 – 121. 55, 2007, 2, 111-121.
- Hamming R. W. (1973): Numerical Methods for Scientists and Engineers. McGraw – Hill. New York. 705 str. ISBN 0-486-65241-6.
- Havlík V., Ingeduld P., Vaněček S., Zeman E. (1992): Matematické modelování neustáleného proudění. Ediční středisko ČVUT. Praha. 223 str. ISBN 80-01-00764-2.

- Klamkin Murray S (1987): *Mathematical Modelling: Classroom Notes in Applied Mathematics*. Siam (Society for Industrial and Applied Mathematics). Philadelphia. 336 str. ISBN 0-89871-204-1.
- Kroová H., Gruntorád J., Innemanová P., Vencelides Z., Šráček O. (2001): *Monitorovaná přirozená atenuace ropných uhlovodíků a chlorovaných alifatických uhlovodíků v podzemní vodě*. Metodika MŽP. Praha. 55 str.. ISBN 80-72-12193-6.
- Kumar Praveen R. (2008): *Two – dimensional modelling of contaminant transport through saturated porous media using the radial point interpolation method (RPIM)*, *Hydrogeology Journal*. 16: str. 1497 – 1505.
- Montgomery J., H. (1996): *Groundwater chemicals. Desk Reference*. CRC Press Lewis Publishers. Boca Raton. 1345 str. ISBN 1-56670-165-1.
- Pepper Darrell W., Heinrich Juan C. (1992): *The Finite Element Method: Basic Concepts and Applications*. Hemisphere Publishing Corporation. 235 str. ISBN 1-56032-104-0.
- Pinder G. F. (1984): *Groundwater Contaminant Transport Modeling*. Environmental Science and Technology.
- Rudolf J. (1992): *Bzenec – KOVO – I. fáze. Geotest*. Brno. Geofond P76568.
- Střemcha J. et al.,(2010): *Sanace těkavých chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě v předpolí prameniště Bzenec. Závěrečná zpráva sanace. SAKOL ekotechnologie*. Praha. 79. str.
- Střemcha J., Kahuda D., Hosnédl P., Prinz J., Šeps M. (2006): *Sanace těkavých chlorovaných uhlovodíků v podzemní vodě v předpolí prameniště Bzenec. Aktualizace analýzy rizika 2005. Roční zpráva 2005. SAKOL*. Praha. 76 str.
- Šráček O., Datel J., Mls J. (2000): *Kontaminační hydrogeologie*. Nakladatelství Karolinum – Univerzita Karlova v Praze. Praha. 210 str. ISBN 80-246-0117-6.
- Vacek Z. (1983): *Bzenec – komplex. Čerpací zkouška. Vodní zdroje Praha. Holešov. Geofond FZ6007*.
- Vacek Z. (2003): *Hydrogeologický průzkum. Bzenec. Závěrečná zpráva. AQUA – GEA Holešov. Holešov. Geofond P106106*.
- Valentová J. (2007): *Hydraulika podzemní vody*. Nakladatelství ČVUT. Praha. 174 str.. ISBN 978-80-01-03625-9.
- Zhang C. (1990): *MT3D. Reference Manual*. Waterloo Hydrogeologic INC. Waterloo.

Internetové zdroje

www.scisoftware.com

Mapové podklady

<http://geoportal.cenia.cz>

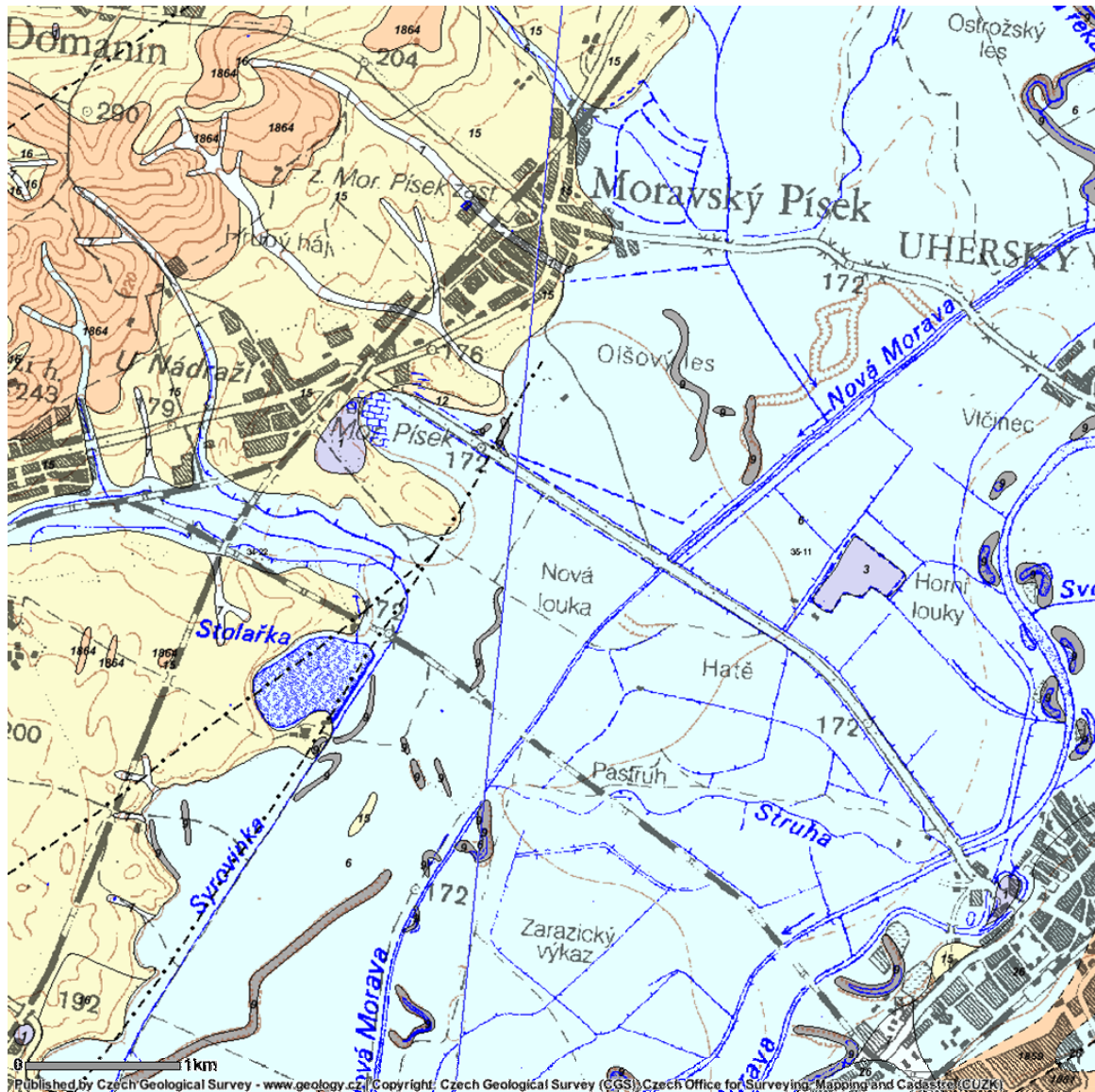
Česká geologická služba (ČGS): www.geology.cz

Seznam příloh:

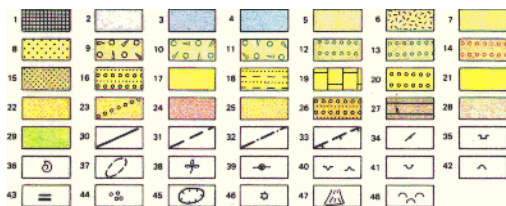
Příloha 1: Geologická mapa širšího okolí studované oblasti

Příloha 2: Hydrogeologická mapa zájmového území

Příloha 1: Geologická mapa širšího okolí studované oblasti



Published by Czech Geological Survey - www.geology.cz | Copyright: Czech Geological Survey (CGS), Czech Office for Surveying, Mapping and Cadastre (CZK)

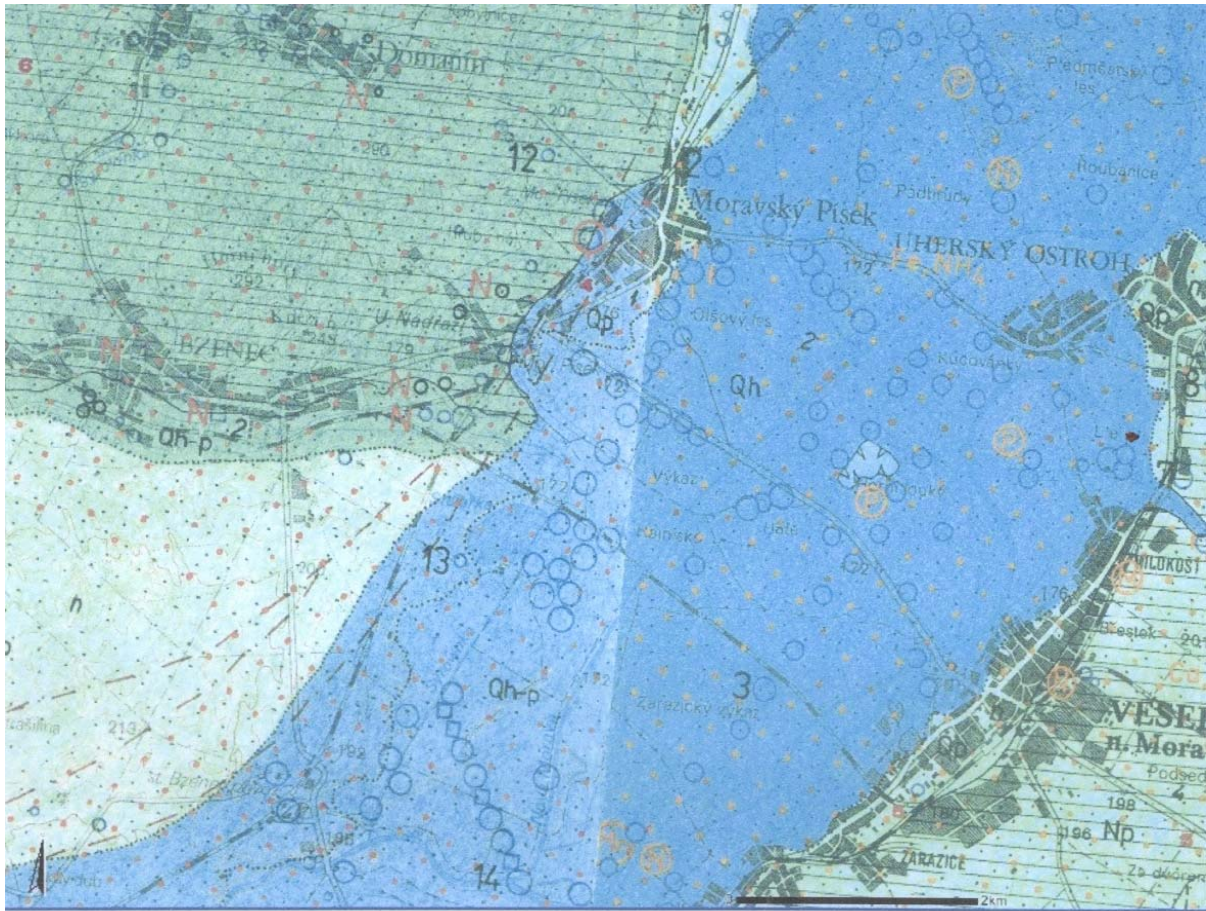


KVARTÉR - holocén: 1 – antropogenní uložení; 2 – organické sedimenty (rašeliny, slatiny, gyttje, hnilokaly); 3 – fluvialní písčitochlinité sedimenty a uložení umělých vodních nádrží; 4 – deluviofluvialní písčitochlinité sedimenty;
holocén - pleistocén: 5 – deluvialní, převážně písčitochlinité sedimenty; 6 – deluvialní, převážně hlinitokamenité sedimenty;
pleistocén: 7 – spráše a aprášové hlíny, svrchní pleistocén; 8 – naváté písky, svrchní pleistocén; 9 – písčité štěrky výplavových kuželů, svrchní pleistocén; 10 – písčité štěrky výplavových kuželů, střední pleistocén (rias); 11 – písčité štěrky výplavových kuželů, střední pleistocén (mírdel); 12 – fluvialní písčité štěrky, střední pleistocén (rias); 13 – fluvialní písčité štěrky, střední pleistocén (mírdel); 14 – fluvialní písčité štěrky, spodní pleistocén; 15 – fluvioakustinní sedimenty (písky, silt, jíl);
TERCIÉR - neogén: 16 – pont, štěrky a písčité štěrky; 17 – pannon, převážující jíl a vložkami písků částečně s přechody do pontu – uhlonosného souvrství – dubhanská lignitová sloj (převážně v prostoru Dubňany - Rašiškovice - Milotice); 18 – pannon, převážující písky s vložkami jílu; 19 – pannon, sládkovodní prachovité vápence; 20 – pannon, významné polohy štěrku a písčité štěrky v psamitech; 21 – sarmat nerozlišené;
TERCIÉR - MESOZOIKUM (svrchní křída): flyšové pásmo, ždánická jednotka: 22 – ždánicko-hustopečská souvrství nečleněné, kiscell - egger; 23 – slápace ve ždánicko-hustopečském souvrství, kiscell - egger; 24 – podmenilitové souvrství, eocén;
Magurská skupina pískovců, račanská jednotka – flyšový vývoj: 25 – vsotínské vrstvy, eocén; 26 – luhačovičské vrstvy, eocén;
běloharpatská jednotka – flyšový vývoj: 27 – nivnické souvrství – paleocén - spodní eocén; 28 – svodnické souvrství, svrchní křída až paleocén; 29 – antoninecké souvrství, svrchní křída;
30 – zlomy ovážené; 31 – zlomy předpokládáné; 32 – zlomy zakryté kvartérními sedimenty; 33 – přešmyky; 34 – smřny a skřony vsrřev; 35 – opuštěné lomy; 36 – fauna; 37 – úny; 38 – prouhejnější dřeva; 39 – štěrky opuštěné; 40 – písek opuštěné, aktivní; 41 – hliníky opuštěné; 42 – hliníky v provozu; 43 – pohřbené píky (fossilní a subfossilní); 44 – štěrky v orolci; 45 – rozeznání těžebny; 46 – sluháky; 47 – výplavové kužele; 48 – sesuvy.



M 1:50 000

Příloha 2: Hydrogeologická mapa zájmového území



TYP KOLEKTORŮ A JEHO KVANTITATIVNÍ CHARAKTERISTIKA: Na mapě jsou vyjádřeny typy hydrogeologických kolektorů a jejich kvantitativní charakteristiky. Základní kvantitativní charakteristika zvodněného kolektoru - transmisivita - je vyjádřena barvou vyplývající z odhadnuté (podle indexu transmisivity) anebo zjištěné průměrné hodnoty koeficientu transmisivity T [$m^2 \cdot s^{-1}$]. Intenzitou barvy je vyjádřena variabilita transmisivity zvodněného kolektoru (plošná filtrační nehomogenita) na základě směrodatné odchylky indexů transmisivity příslušného kolektoru s . Hodnota směrodatné odchylky s , je vyjádřena černými číselnými indexy 1 až 4 nebo n (nelze zjistit). Nejintenzivnější barvy na mapě a černými indexy 1 nebo 2 zobrazují kolektory s nízkou variabilitou transmisivity a s nejnižší filtrační nehomogenitou kolektoru. Pro snazší rozlišení barev a čitelnosti mapy a legendy jsou na mapě užitá červená čísla, z nichž sudá čísla označují silnější odstin a tedy nízkou variabilitu transmisivity a lichá čísla slabší odstin - vysokou anebo neznámou variabilitu transmisivity. Stratigrafická příslušnost kolektoru je na mapě vyjádřena zjednodušenými indexy, které označují převládající typy hornin. Kvalita podzemní vody příslušného kolektoru je vyjádřena v kategoriích jakosti I až III ve smyslu ČSN 83 0611 a využití podzemní vody k pitným účelům: průlinový kolektor kvartérních fluvialních písčítých stérků; 1 - údolní nivy Moravy překryté holocéenními povodňovými hlinami (Q_{4-1}); $T = 1,91 \cdot 10^{-3} - 6,71 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,33$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 2 a síla odstinu červené indexem 4); 2 - údolních niv ostatních toků překrytých holocéenními povodňovými hlinami (Q_{4-2}); $T = 5,75 \cdot 10^{-4} - 7,94 \cdot 10^{-4} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,57$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 2 a síla odstinu červené indexem 6); 3 - terasy Moravy pleistocénního stáří (Q_{3-1}); $T = 1,58 \cdot 10^{-3} - 6,03 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,29$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 1 a síla odstinu červené indexem 4); 4 - průlinový kolektor kvartérních proluviálních písčítých stérků pleistocénního stáří (Q_{4-1}); $T = 2,09 \cdot 10^{-3} - 3,63 \cdot 10^{-4} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,12$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 1 a síla odstinu červené indexem 6); 5 - průlinový kolektor větých písků pleistocénního stáří (Q_{4-1}); $T = 1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, s nelze zjistit (variabilita transmisivity vyznačena indexem n a síla odstinu červené indexem 5); nepravdělné střídání neogenních průlinových kolektorů a izolátorů; 6 - křemenných stérků a pestrých jílo poutu (N_{1-1}); $T = 2,19 \cdot 10^{-3} - 2,40 \cdot 10^{-4} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,52$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 2 a síla odstinu červené indexem 8); 7 - jemných písků a vápnitých jílo panonu (N_{1-1}); $T = 7,76 \cdot 10^{-4} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,39$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 2 a síla odstinu červené indexem 6); 8 - pískovců, křemenných pískovců a vápnitých jílo sarmatu (N_1); $T = 1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, s nelze stanovit (variabilita transmisivity vyznačena indexem n a síla odstinu červené indexem 5); ukloněný zvrásněný regionální izolátor paleogenního stáří, kde jako kolektor funguje jen připovrchová zóna; 9 - zdánčivo-hustopečkových vrstev ve flyšovém vývoji (Pg_1); $T = 4,07 \cdot 10^{-3} - 6,76 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, $s = 0,11$ (variabilita transmisivity vyznačena indexem 1 a síla odstinu červené indexem 8); 10 - bříkarpatské jednotky ve flyšovém vývoji (Pg_2); $T = 1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, s nelze stanovit (variabilita transmisivity vyznačena indexem n a síla odstinu červené indexem 7); 11 - zlínských vrstev v hrubé cyklicky písčitém flyši (Pg_1); $T = 1 \cdot 10^{-3} - 1 \cdot 10^{-3} m^2 \cdot s^{-1}$, s nelze zjistit (variabilita transmisivity vyznačena indexem n a síla odstinu červené indexem 7).

KVALITA PODZEMNÍ VODY Z HLEDISKA VYUŽITELNOSTI PRO ZÁSOBOVÁNÍ PITNOU VODOU: je vyznačena přetiskem výrazné oranžové šrafy jen v územích s málo vyhovující nebo nevyhovující kvalitou vody. V územích s vyhovující kvalitou vody (I. kategorie), která kromě desinfekce a mechanického oxydování nevyžaduje úpravu, nebylo přetisku použito. Ojedinelá přitomnost jedné z kritických složek, která místně zhoršuje o stupeň kategorie vody z I. na II. nebo z II. na III. je vyznačena příslušným symbolem. Hlavními kritérii pro zařazení vod do kategorie II a III jsou tyto koncentrace rozhodujících složek:

II. kategorie: Ca + Mg méně než $1 mmol \cdot l^{-1}$ nebo $3,5 - 9 mmol \cdot l^{-1}$, Fe $0,3 - 30 mg \cdot l^{-1}$, Mn $0,1 - 10 mg \cdot l^{-1}$, NH_4 více než $0,1 mg \cdot l^{-1}$, NO_2 více než $0,1 mg \cdot l^{-1}$, NO_3 $15 - 50 mg \cdot l^{-1}$;
 III. kategorie: Ca + Mg více než $9 mmol \cdot l^{-1}$, Fe více než $30 mg \cdot l^{-1}$, Mn více než $10 mg \cdot l^{-1}$, NO_2 více než $50 mg \cdot l^{-1}$, celková mineralizace více než $1 g \cdot l^{-1}$.

12 - území s vodami II. kategorie; 13 - území s vodami III. kategorie; 14 - symbol kritické složky (Ca, Fe, Ni), která místně zhoršuje plošně vymezenou kvalitu vody;

HRANICE ZVODNĚNÝCH KOLEKTORŮ: 15 - hranice typu zvodněného kolektoru bez vyjádření okrajových podmínek; 16 - rozhraní mezi kolektory s odlišnou transmisivitou nebo odlišnou variabilitou transmisivity; 17 - hlavní rozvodnice podzemní vody v 1. zvodní (převážně ze Základní vodo-hospodářské mapy ČSSR 1 : 50 000);

PRAMENNÍ VÝVĚRY (rozlišení podle průměrné vydatnosti v $l \cdot s^{-1}$): 18 - pramen s vydatností do $0,1$;

19 - pramen s vydatností $0,1 - 1$;

UMĚLÉ HYDROGEOLOGICKY VÝZNAMNÉ OBJEKTY: 20 - vrt, z něhož se odebírá voda; 21 - vrt, který poskytl hydrogeologické informace, ale neslouží k odběru vody; pořadové číslo vlevo od značky vrtu (1 - 15) označuje vybraný vrt, jehož základní parametry jsou uvedeny v tabulce legendy; rozlišení vrtů podle jednotkové specifické vydatnosti q [$l \cdot s^{-1} \cdot m^{-3}$]: 22 - q do $0,1$; 23 - q $0,1 - 1$; 24 - q $1 - 10$; 25 - q nad 10 ; 26 - významná kopaná nebo spouštěná studna sloužící k odběru vody; 27 - šachta s přítokem vody; 28 - sirtový minerální pramen; 29 - vrt se sirtou minerální vodou; 30 - studna s minerální sirtou vodou;

STRUKTURNĚ TEKTONICKÉ PRVKY: 31 - zlom předpokládány; 32 - zlom zakryty.



M 1:50 000