

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

Studijní program: Aplikovaná geologie
Studijní obor: Hydrogeologie



Bc. Nikola Pleskotová

Problematika zasakování odpadních vod do malých povodí

Artificial recharge of wastewater in small catchments

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: doc. RNDr. Zbyněk Hrkal, CSc.

Praha 2014

PROHLÁŠENÍ

Prohlašuji, že jsem závěrečnou práci zpracovala samostatně a že jsem uvedla všechny použité informační zdroje a literaturu. Tato práce ani její podstatná část nebyla předložena k získání jiného nebo stejného akademického titulu.

V Praze dne 5. 8. 2014

Podpis

PODĚKOVÁNÍ

Mé upřímné poděkování patří vedoucímu mé diplomové práce doc. RNDr. Zbyňku Hrkalovi, CSc. za konzultace, cenné rady, odborné vedení a vstřícný přístup při vypracovávání této práce.

Dále patří poděkování projektu Technologické agentury ČR TA01020219: Progresivní technologie ochrany životního prostředí a efektivního hospodaření s vodou v malých povodích.

Poděkovat bych chtěla také RNDr. Jiřímu Bruthansovi, Ph.D., Bc. Janě Vaculíkové a Mgr. Janu Soukupovi za pomoc při stopovacích zkouškách a sběru a analýze vzorků.

Nakonec děkuji celé mé rodině a kamarádům, kteří mi byli velkou oporou.

ABSTRAKT

Předkládaná diplomová práce se zabývá studiem vsakování odpadních vod se zaměřením na zájmovou lokalitu v Řevničově a související obecnou problematiku, jako jsou například chemické změny, kolmatace horninového prostředí, ale i nepříznivá legislativa v ČR. Jednotlivé kapitoly kromě důkladného přiblížení charakteristik sledované oblasti popisují zkušenosti s tímto tématem v Čechách, ale především jinde ve světě.

Hlavní část práce se zaměřuje na posouzení kvalitativního a kvantitativního dopadu infiltrace odpadních vod do horninového prostředí. Tyto dopady jsou vyvozeny ze sledování změn jakosti podzemní vody na síti monitorovacích vrtů na experimentálním povodí Řevničov. Přirozená atenuace horninového prostředí má značný vliv na výsledné složení kontaminovaných vod, které je porovnáno s příslušnými zákonnými limity pro podzemní a pitné vody. Dále se uskutečnilo několik stopovacích zkoušek, které mají prokázat předpokládané proudění odpadní vody do monitorovacího vrtu PR.

Získaná data upřesňují situaci na zájmové lokalitě, popřípadě mohou sloužit jako poučení pro případné další studie zabývající se obdobnou tematikou.

Klíčová slova: Umělá infiltrace; odpadní vody, malá povodí, hydrogeologie, atenuace, stopovací zkoušky.

SUMMARY

The main objective of the thesis is to study artificial wastewater recharge in the area of Řevničov and reassessment of related problems such as groundwater chemical changes, colmatage, and unfavorable legislation in the Czech Republic. Individual chapters describe the experience with the above mentioned topic in the Czech Republic, but classifies it into the global context.

The major part of the thesis focuses on the assessment of the qualitative and quantitative impacts of wastewater artificial recharge in the geological environment. These conclusions are drawn from monitoring changes of groundwater quality, which are controlled on the network of monitoring boreholes in the Řevničov experimental catchment. The natural attenuation of geological environment has considerable impact to final composition of contaminated water, which is compared to legal limits of underground and potable water in Czech Republic. In the research area several tracing tests were also applied, with the aim of proving the expected flow of wastewater into monitoring borehole.

The obtained data specify the situation in the area of interest, or may serve as a source of information for future studies dealing with similar topics.

Key words: Artificial recharge; waste water, small catchment, hydrogeology, attenuation, tracing tests.

OBSAH

1. ÚVOD	1
2. CHARAKTERISTIKA OBLASTI	2
2.1 Geologie	2
2.2 Hydrogeologie	4
2.3 Morfologie a klima.....	5
2.4 Popis lokality	7
2.5 Přírodní rezervace Prameny Klíčavy	8
3. SHRUTÍ SOUČASNÝCH POZNATKŮ	10
3.1 Česká republika	10
3.1.1 Legislativa ČR	10
3.1.2 Zkušenosti z ČR.....	11
3.2 Zahraniční literatura.....	12
3.2.1 Opětovné použití odpadních vod	12
3.2.2 Chemické změny podzemních vod po kontaminaci předčištěnými odpadními vodami, Izrael (case study)	13
3.2.3 Sledování infiltrace odpadních vod Tucson, Arizona (case study)	14
3.2.4 Umělé zasakování předčištěných odpadních vod pomocí vrtů.....	15
3.2.5 Další zahraniční literatura	16
4. METODIKA PRÁCE.....	18
5. VÝSLEDKY Z LOKALITY ŘEVNIČOV	20
5.1 Přehled měření z let 2007–2009	20
5.2 Chemické rozbory.....	22
5.3 Měření na vrtu PR.....	30
5.3.1 Rezistivimetrie a měření konduktivity 11. 7. 2013.....	30
5.3.2 Měření před hlavní stopovací zkouškou 5. 10. 2013	32
5.3.3 Měření před ověřovací stopovací zkouškou 22. 11. 2013	33

5.4 Stopovací zkoušky.....	34
5.4.1 Stopovací zkouška 11. 7. 2013	34
5.4.2 Hlavní stopovací zkouška 5. 10. 2013	35
5.4.3 Ověřovací stopovací zkouška 22. 11. 2013	39
6. DISKUSE	44
7. ZÁVĚR.....	46
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	47
9. INTERNETOVÉ ODKAZY	52

SEZNAM OBRÁZKŮ, TABULEK A GRAFŮ

Obr. 1. Geologická mapa.....	2
Obr. 2. Hydrogeologická rajonizace s vyznačením lokality.....	4
Obr. 3. Průměrné úhrny srážek v letech 1931–1960 na území listu Praha v měřítku 1:500 000 se zobrazením zvýrazněných měrných stanic 44 a 58 a zájmové lokality.....	5
Obr. 4. Zobrazení okolí sledované lokality.....	7
Obr. 5. Přehled způsobů infiltrace.....	17
Obr. 6. Přehled vzorkovaných profilů.....	19
Obr. 7. Řevničov – podrobná ortofotomapa.....	20
Obr. 8. Hydrogeologický řez oblastí prováděných stopovacích zkoušek.....	43
Tab. 1. Klimatická charakteristika oblasti MT11.....	6
Tab. 2. Počet dní se srážkami.....	6
Tab. 3. Kvalita odpadní a vyčištěné vody.....	12
Tab. 4. Ukazatele a emisní standardy pro odpadní vody vypouštěné z jednotlivých staveb pro bydlení a rekreaci.....	22
Tab. 5. Ukazatele a emisní standardy pro odpadní vody vypouštěné z jednotlivých staveb poskytujících služby.....	22
Tab. 6. Chemický rozbor vody - listopad 2011 a leden 2012.....	26
Tab. 7. Chemický rozbor vody – únor a březen 2012.....	27
Tab. 8. Chemický rozbor vody – duben, květen, červen 2012.....	28
Tab. 9. Chemický rozbor – průměry pro jednotlivá odběrná místa v porovnání s vyhláškou 83/2014 Sb., která stanovuje hygienické požadavky na pitnou vodu.....	29
Tab. 10. Hladina vody ve vrtu PR.....	31
Tab. 11. Průtoky ve vrtu PR 11. 7. 2013.....	32
Tab. 12. Průtoky ve vrtu PR 5. 10. 2013.....	32

Tab. 13. Průtok ve vrtu PR 22. 11. 2013.....	34
Tab. 14. Záznam konduktivity na vybraných lokalitách při hlavní stopovací zkoušce.....	37
Tab. 15. Obsah sodíku (mg/l).....	38
Tab. 16. Záznam konduktivity a průtoku na vybraných lokalitách při ověřovací stopovací zkoušce.....	40
Tab. 17. Koncentrace iontů Na, K a Li na vybraných lokalitách.....	41
Graf 1. Chemické složení odpadních vod pro období 1977–1993.....	14
Graf 2. Srovnání obsahu chloridů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.....	23
Graf 3. Srovnání obsahu dusičnanů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.....	23
Graf 4. Srovnání obsahu fosforečnanů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.....	23
Graf 5. Srovnání obsahu amonných iontů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.....	24
Graf 6. Srovnání hodnot CHSK v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.....	24
Graf 7. Měření konduktivity ve vrtu PR.....	30
Graf 8. Průniková křivka NaCl 11. 7. 2013.....	31
Graf 9. Průniková křivka NaCl 5. 10. 2013.....	33
Graf 10. Průběh stopovací zkoušky ve vrtu PR 11. 7. 2013.....	35
Graf 11. Průběh konduktivity ve vrtu PR v časovém rozmezí 5. 10. 2013 až 22. 11. 2013.....	36
Graf 12. Záznam konduktivity na vybraných lokalitách při hlavní stopovací zkoušce.....	37
Graf 13. Záznam konduktivity na vybraných lokalitách při ověřovací stopovací zkoušce.....	41
Graf 14. Koncentrace sodných iontů na profilu C3.....	42

SEZNAM ZKRATEK

AOPK ČR	Agentura ochrany přírody a krajiny České republiky
BSK	biochemická spotřeba kyslíku
ČOV	čistička odpadních vod
ČSN	Česká státní norma
EO	ekvivalentní obyvatel
GPS	Global Positioning system
CHKO	chráněná krajinná oblast
CHSK	chemická spotřeba kyslíku
HPV	hladina podzemní vody
IUCN	International Union for Conservation of Nature – Mezinárodní organizace pro uchování přírodních zdrojů
KNK	kyselinová neutralizační kapacita
KTJ	kolonie tvořící jednotku
MRT	mean residence time – střední doba zdržení
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
MÚ	městský úřad
NL	nerozpuštěné látky
NV	Nařízení vlády
pH	záporný dekadický logaritmus aktivity vodíkových iontů
Přf UK	Přírodovědecká fakulta Univerzity Karlovy
R6	rychlostní silnice mezi Prahou a Chebem
RL	rozpuštěné látky
Sb.	Sbírka zákonů České republiky
SI	saturační index

T	koeficient transmisivity
TA ČR	Technologická agentura České republiky
TOC	total organic carbon – celkový organický uhlík
USA	United States of America – Spojené státy americké
v. v. i.	veřejná výzkumná instituce
VÚV T. G. M.	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
WHO	World Health Organization – Světová zdravotní organizace
ZNK	zásadová neutralizační kapacita

1. ÚVOD

Problematika nedostatku pitné a zdravotně nezávadné vody jako životně důležité suroviny současné společnosti je stále více aktuální v mnoha světových oblastech. Za takové situace je téma odpadních vod stále častěji diskutované. Pro jaké účely a za jakých podmínek je recyklovaná odpadní voda využitelná a do jaké míry ovlivňuje životní prostředí je třeba dále posuzovat dle individuálních kritérií, které se vztahují ke konkrétní lokalitě.

Odpadní vodu můžeme definovat jako vodu, jejíž jakost byla negativně ovlivněna působením lidské činnosti. Podle původu vzniku rozlišujeme odpadní vody komunální, které vznikají každý den v domácnostech nebo například školách, úřadech či jiných veřejných budovách. Tyto splašky mají přibližně stejný charakter. Do komunálních vod zahrnujeme také vodu ze srážek. Komunální vody se čistí v čistírnách odpadních vod (ČOV) a množství vody, které je do ČOV přiváděné se vyjadřuje množstvím ekvivalentních obyvatel.

Druhou skupinou jsou odpadní vody průmyslové, které vznikají přímo v průmyslových podnicích. Složení těchto vod se může značně lišit s ohledem na konkrétní odvětví průmyslové činnosti. Vody se čistí buď přímo v podniku nebo v městské čistírně odpadních vod.

Přestože v zahraničí, včetně některých členských států Evropské unie, je zasakování předčištěných odpadních vod do horninového prostředí poměrně běžným postupem, legislativa České republiky tuto možnost povoluje jen zcela výjimečně, a to podle § 38 zákona o vodách 254/2001 Sb.

Předkládanou práci je možno rozdělit na dvě základní části. První část se zaměřuje na důkladný popis zkoumané lokality a publikované zdroje, které se zabývají územím České republiky, ale především na reálné studie z různých zemí světa napříč kontinenty. Účelem je tedy shromáždění dostupných informací o problematice zasakování předčištěných odpadních vod a shrnutí rizik i pozitiv, která s sebou přinášejí.

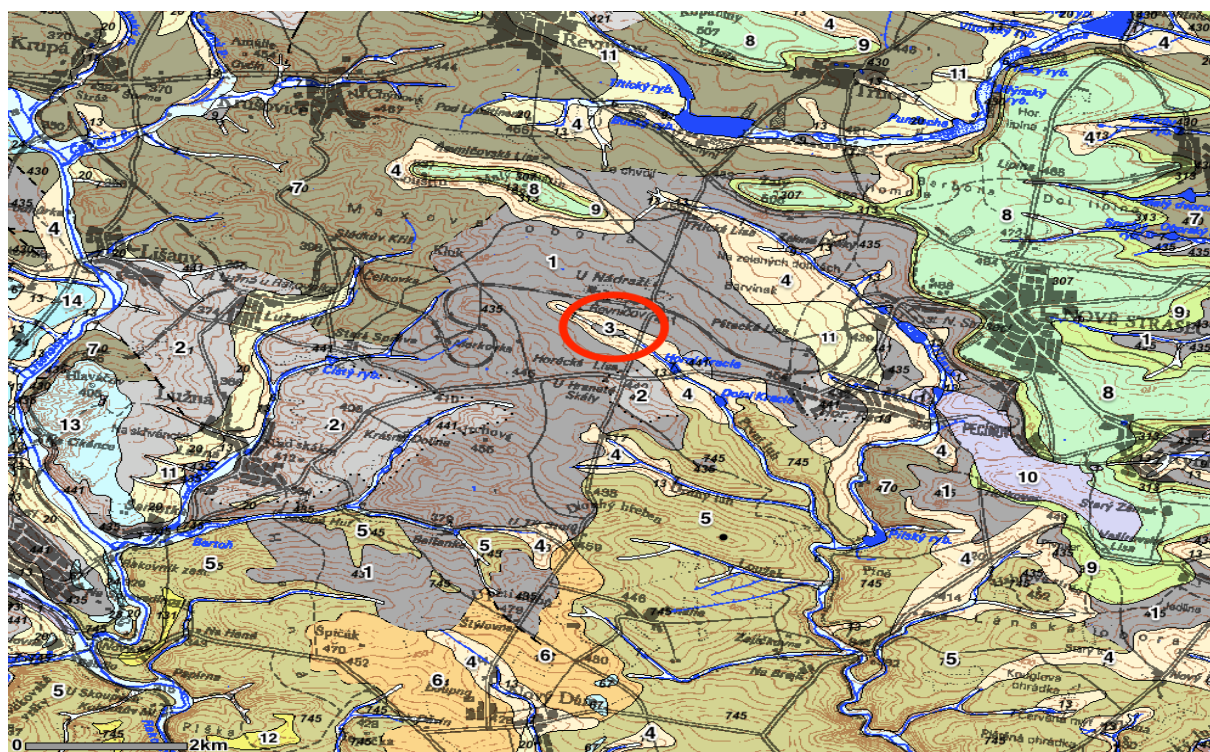
Vlastní práce se zaměřuje na oblast infiltrace odpadních vod v lokalitě Řevničov – nádraží, kde dochází ke vsakování těchto vod do mělké zóny sedimentů permokarbonské. V této části obce není vyřešena likvidace odpadních vod, které jsou proto akumulovány v septiku, z něhož voda vytéká trubkou do lesa pod nádražím.

Stanoveným cílem je zjistit, zda se proud kontaminované vody bude od místa zasakování šířit podle předpokladů ve směru deprese či nikoliv. Pro určení objemu a směru proudění odpadních vod bylo využito stopovacích zkoušek. Vlastní práce představuje aplikaci stopovače a následný sběr vzorků a jejich vyhodnocení. Pro správné vyhodnocení stopovací zkoušky bylo dále nutné změřit průtok v bodě injektáže i v místech předpokládaného objevení stopovače.

2. CHARAKTERISTIKA OBLASTI

2.1 Geologie

Geologická oblast Kladensko-rakovnické pánve z období permokarbonu, v níž se nachází zájmové území, je tvořena horninami kladenského neboli spodního šedého souvrství, jež se dále dělí na starší vrstvy radnické a mladší vrstvy nýřanské, ve kterém se cyklicky střídají slepence, arkózy, prachovce, jílovce a občas i uhelné slojky (Chlupáč a kol., 2002). V podloží se nacházejí horniny proterozoického stáří – především nepřeměněné nebo slabě metamorfované břidlice, prachovce či droby, a to nejen v pramenné oblasti Leontýnského potoka a Klíčavy, ale i v celém povodí spadajícím ke střednímu a dolnímu toku Klíčavy (Černohouzová, 2002). V okolí Leontýnského potoka se také nacházejí na povrchu deluviální písčité a jílovité hlíny s proměnlivou drobně kamenitou příměsí kvartérního stáří, které tvoří půdy přírodní rezervace (Valín, 1995). Hlinité a skeletovité uloženiny v oblasti tvoří půdy rašelinné, gleje (zamokřená půda) a pseudogleje (Správa CHKO Křivoklátsko, 2012). Závěrečná zpráva národního podniku Vodní zdroje upozorňuje, že morfologie algonkického podloží je zvýrazněna poměrně velkými tektonickými SZ-JV a SV-JZ liniemi, které území rozdělují na řadu ker (Pilařová, 1986, 1987). Místy se zde také objevují křídové uloženiny, které náležejí jihozápadnímu křídlu české křídové pánve (Hazdrová et al., 1983). Širší okolí s vyznačením zájmové lokality a s popisem jednotlivých vrstev zobrazuje obr. 1.



Obr. 1. Geologická mapa. 1 – karbon - valounové pískovce, slepence, pískovce, prachovce, jílovce, uhelné sloje, tufy, brekcie; 2 – karbon – červenohnědé pískovce, slepence, prachovce, jílovce; 3 – kvartér – rašelina, slatina, hnílokal; 4 – kvartér – kamenitý až hlinito-kamenný sediment; 5 – proterozoikum – droby, prachovce, břidlice; 6 – terciér – zvětraliny, kamenito-jílová až jílovitá rezidua předkvartérního povrchu; 7 – karbon – pestré barevné pískovce, arkózoitické pískovce, valounové pískovce a slepence, jílovce, prachovce; 8 – křída – písčité slínovce až jílovce spongilitické, místy silicifikované (opuky); 9 – křída – jílovce, prachovce, pískovce křemenné, jílovité, glaukonitické, slepence; 10 – kvartér – navážka, halda, výsypka; 11 – kvartér – sediment deluvioeolický; 12 – neogén – písčité štěrky a písky, ojediněle s bloky křemenných pískovců a vložkami jílu; 13 – neogén – písčité štěrky; 14 – kvartér – písek, štěrk. (www.geology.cz)

Vrtná prozkoumanost sledované oblasti je poměrně vysoká a síť vrtů hustá. V okolí zájmového území (cca do 5 km) se nachází více než sto vrtů, které byly realizovány pro účely inženýrsko-geologického průzkumu, a to severně od oblasti kopírující linii rychlostní silnice R6, dále v okolí Rakovníka na západě a Nového Strašecí, Stochova, potažmo Kladna na východě. Vrty v oblasti zmíněných měst mají především inženýrsko-geologický nebo ložiskově-průzkumný účel. Jižně od sledované lokality se rozprostírá území CHKO Křivoklátsko a nachází se zde rapidně nižší množství vrtů pro ložiskový, hydrogeologický nebo monitorovací účel.

Vrt, který byl realizován pro národní podnik Vodní zdroje roku 1986 M. Pilařovou a který je vzdálen od naší zájmové lokality přibližně 1.7 km, poskytuje následující petrografický popis:

KVARTÉR

0–0,1 m hnědá humózní hlína,

PERMOKARBON

0,1–0,6 m hnědofialový jemně písčité jíly,

0,6–4 m hnědý, vápnitý jílovitý rozvětralý jemný pískovec

4–4,5 m tmavě fialový jílovec

4,5–7 m žlutozrzavý jemně zrnitý pískovec

7–10 m světle fialově šedý slínovec

10–12 m světle fialový prachovec

12–16 m světle hnědý jemně až středně zrnitý pískovec

16–23 m světle rezavě hnědý netříděný pískovec

23–24 m světle fialově šedý slínovec

24–30 m světle hnědý netříděný pískovec

30–46 m světle hnědošedý velmi hrubý pískovec až slepenec se zrny křemene do 2 cm

46–47 m tmavě šedý slínovec

47–59 m světle hnědý hrubozrný pískovec až slepenec se zrny křemene do 2 cm

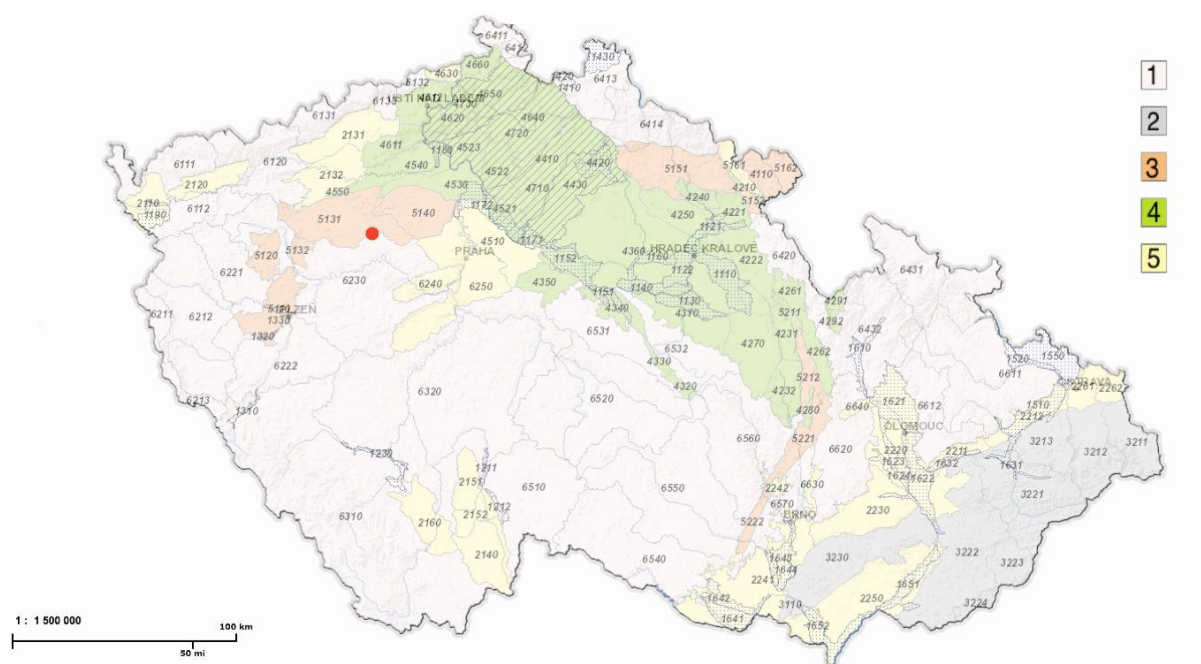
59–65 m šedý slínovec, pevný

65–73 m fialově šedý středně zrnitý pískovec

73–80 m šedohnědý netříděný pískovec

2.2 Hydrogeologie

Lokalita se nalézá v hydrogeologickém rajonu 5131 – Rakovnická pánev, ale ve velmi těsné blízkosti (asi 1.5 km) hranice s rajonem 6230 – krystalinikum, proterozoikum a paleozoikum v povodí Berounky (viz obr. 2). V sedimentech permokarbonu převládá puklinová propustnost nad průlinovou. V kladenském souvrství dochází k nepravidelnému střídání izolátorů a průlinovo-puklinových kolektorů a jeho nýřanské vrstvy tvořené z bazálních brekcií, slepenců, arkózových pískovců, arkóz, aleuropelitů, jílovců a uhelných slojí mají koeficient transmisivity $T = 1.5 \times 10^{-4} - 2 \times 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$. (Hrazdíra, 1993). Černohouzová (2002) uvádí průměrný specifický odtok podzemních vod 1–2 l/s na km^2 . Nicméně Krásný et al. (1982) uvádí specifický odtok pouze 0.5–1 l/s na km^2 . Tento rozdíl může být způsoben nízkou hodnotou hydraulického gradientu.



Obr. 2. Hydrogeologická rajonizace s vyznačením lokality. 1 – horniny krystalinika, proterozoika a paleozoika; 2 – karpatský paleogén a křída; 3 – sedimenty permokarbonu; 4 – sedimenty svrchní křída; 5 – terciérní a křídové pánevní sedimenty (www.geology.cz)

Eckhardt (2009) popisuje základní rozdělení mělké a hlubší zvodně následovně:

„Hladina mělké zvodně v kvartérních sedimentech a zóně přípovrchového rozpojení puklin bývá většinou volná, pouze v místech překrytí méně propustnými sedimenty bývá hladina tohoto kolektoru napjatá. Hloubka hladiny podzemní vody pod terénem závisí na morfologii a lokální propustnosti. Mělká zvodně bývá přímo závislá na srážkové činnosti a je často nedostatečně chráněna před průnikem povrchového znečištění.

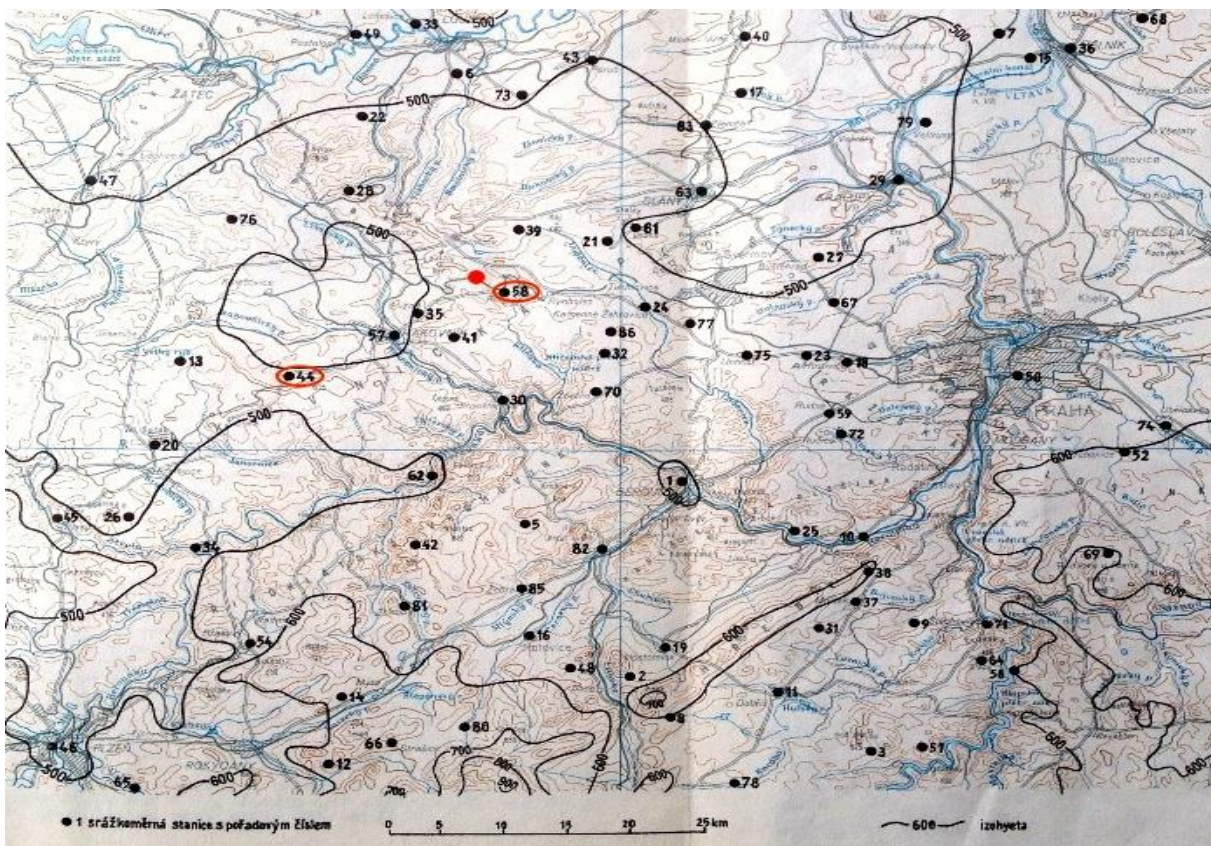
Karbonské sedimenty tvoří hydrogeologicky spojitý kolektor podzemních vod lokálně rozčleněný vertikálně i horizontálně nestejně vyvinutými polohami pelitů. Hlubší zvodně jsou vázány na propustnější psamitické polohy, případně i na rozpukaná a nezatěsněná

pásma v těchto horninách. Kolektory hlubších zvodní mají průlinovo-puklinovou propustnost a bývají lépe chráněny před průnikem znečištění z povrchu.“

Intenzivní rozčlenění permokarbonu zlomovou tektonikou ovlivňuje horizontální rozsah vrstev a tím i vydatnosti jímaných zvodní v jednotlivých krách (Pilařová, 1987). Infiltrace podzemní vody je zde vázána především na objem atmosférických srážek prosakujících do půdy zvětřalým pláštěm a následně do rozpukaných podložních hornin. Podle klasifikace Mišterý (1985) se jedná o lokalitu se sezónním doplňováním zásob podzemních vod, kdy nejvyšší průměrné měsíční stavy hladiny podzemních vod jsou v období květen až červenec a nejnižší hladiny podzemních vod v období prosinec až únor. Lokalita náleží do povodí Berounky a je odvodňována pravostranným přítokem Klíčavy, konkrétně Leontýnským potokem též nazývaným jako První Luh.

2.3 Morfologie a klima

Lokalita se rozkládá na rozhraní tří geomorfologických celků a to Džbánu, Křivoklátské vrchoviny a Pražské plošiny. Konkrétně se nachází na mírně ukloněném zalesněném jižním svahu Malého Louštína, který leží v nadmořské výšce 526 m. Džbán a Křivoklátská vrchovina společně náleží do Brdské podsoustavy s průměrnou nadmořskou výškou 410 m (Černohouzová, 2002).



Obr. 3. Průměrné úhrny srážek v letech 1931–1960 na území listu Praha v měřítku 1:500 000 se zobrazením zvýrazněných měrných stanic 44 a 58 a zájmové lokality. (Hazdrová, 1983)

K prezentaci byla vybrána následující klimatická data podle Hazdrové et al. (1983). S ohledem na typ dat byly využity stanice s nejkratší vzdáleností k zájmové oblasti Řevničov – železniční stanice, a to stanice Petrovice (okr. Rakovník) a stanice Ruda – Na Brejli. Stanice Petrovice s pořadovým číslem 44 je od lokality vzdálena asi 20 km a nachází se v nadmořské výšce 398 m. Stanice Ruda – Na Brejli je vzdálená méně než 5 km ve výšce 380 m n. m. Samotná lokalita leží 430 m n. m. Vzájemná poloha stanic a sledované lokality je zobrazena na obr. 3.

Průměrná roční teplota se pohybuje okolo 7.5 °C, přitom průměrná teplota během měsíců duben až září je 13.8 °C a říjen až březen 1.3 °C (st. 44). Průměrný úhrn ročních srážek je 526 mm – v období měsíců duben až září 352 mm, během měsíců říjen až březen 174 mm (st. 58). Podle klimatické regionalizace Quitta (1971) se oblast nachází v mírně teplé oblasti okrsku MT11, který se vyznačuje poměrně dlouhým létem, teplým a suchým přechodným obdobím s mírně teplým jarem i podzimem a krátkou mírně teplou a velmi suchou zimou s krátkým trváním sněhové pokrývky. Charakteristiku okrsku MT11 zobrazuje tab. 1.

Tab. 1. Klimatická charakteristika oblasti MT11. (Quitt, 1971 in Ložek, Kubíková, Špyňar et al., 2005)

Klimatické charakteristiky	Hodnoty pro jednotku MT11
Počet letních dnů	40–50
Počet dní s průměrnou teplotou >10 °C	140–160
Počet mrazových dnů	110–130
Počet ledových dnů	30–40
Průměrná teplota v lednu	–2 až –3 °C
Průměrná teplota v dubnu	7 až 8 °C
Průměrná teplota v červenci	17 až 18 °C
Průměrná teplota v říjnu	7 až 8 °C
Průměrná roční teplota	8 °C
Počet srážkových dnů >1mm	90–100
Srážkový úhrn ve vegetačním období	350–400 mm
Srážkový úhrn v zimním období	200–250 mm
Počet dnů se sněhovou pokrývkou	50–60
Počet dnů zamračených	120–150
Počet dnů jasných	40–50

Průměrný počet dní se srážkami (st. 58) znázorňuje následující tabulka č. 2.

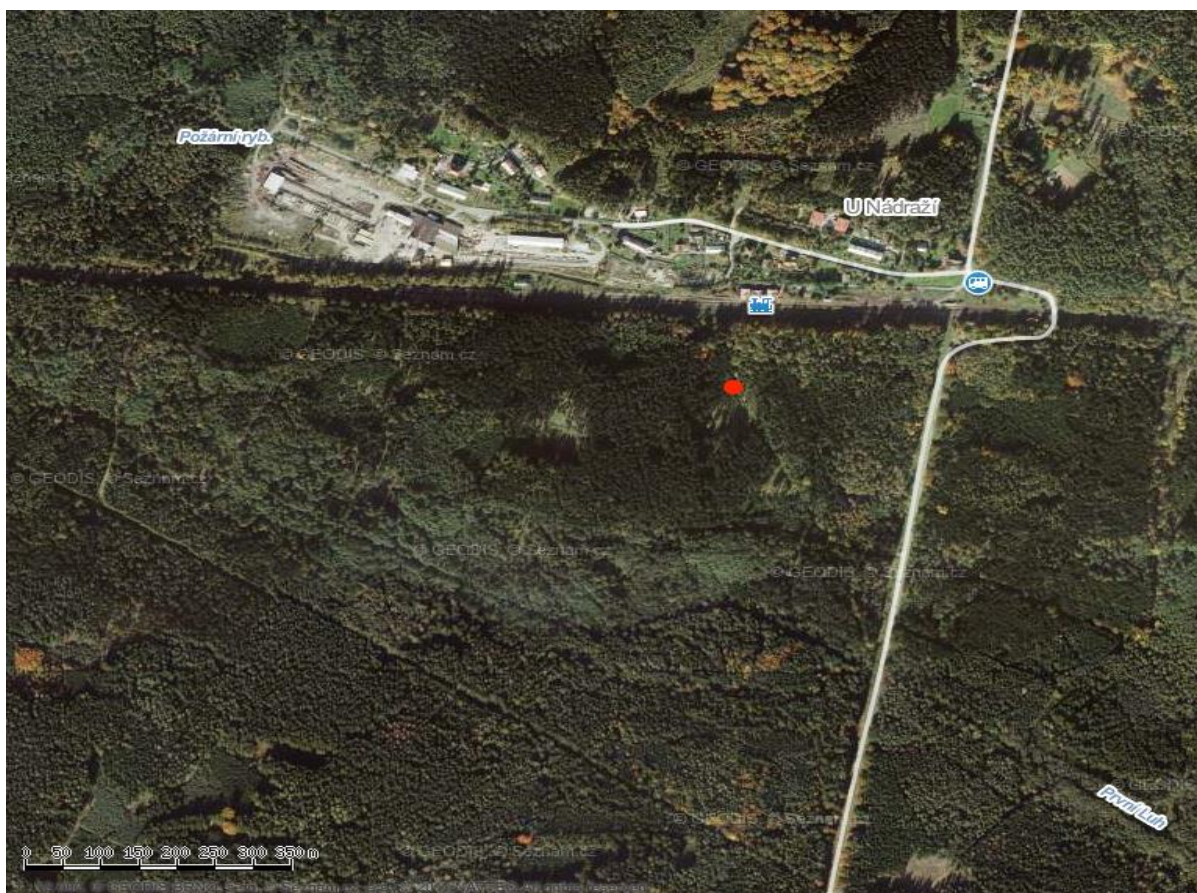
Tab. 2. Počet dní se srážkami. (Hazdrová, 1983)

Srážky	≥ 1 mm	≥ 3 mm	≥ 5 mm	≥ 10 mm
Počet dní	93,7	51,8	31,1	11,7

Sněhová pokrývka se v dané lokalitě podle AOPK ČR (2014b) udrží přibližně 50 dnů, podle Hazdrové (1983) 54 dnů, a to s maximální průměrnou výškou sněhové vrstvy 20 cm.

2.4 Popis lokality

Odpadní výpust' na zájmové lokalitě Řevničov – nádraží se nachází přibližně 4 km jižně od Řevničova, 5 km západně od vesnice Nové Strašecí a asi 300 m od železniční stanice Řevničov v nadmořské výšce 430 m n. m. Nad výpustí se v okolí nádraží nachází také dřevozpracující podnik, několik rodinných domů a dalších objektů. Celkem se jedná odhadem o 20–30 budov (obr. 4), z nichž jsou odpadní vody svedeny do Leontýnského potoka (označeného na obr. 4 jako První Luh) a postupně se zasakují do kvartérních sedimentů. Správa CHKO Křivoklátsko v protokolu z roku 2012 uvádí, že v minulosti zde byly provedeny rozsáhlé meliorační zásahy, jenž měly za úkol zlepšit podmínky pro pěstování lesa, ale které se bohužel časem ukázaly spíše jako negativní.



Obr. 4. Zobrazení okolí sledované lokality. (Mapy.cz)

Následující údaje poskytl na základě osobního sdělení Zbyněk Hrkal:

„Jižně po spádnicí asi 80 m od výpusti odpadní vody vedle povrchového odpadního toku se nachází vrt PR. Druhý vrt, který byl pojmenován jako KT, se nachází od prvního jihovýchodním směrem ve vzdálenosti 160 m. Oba monitorovací vrty byly realizovány rotačně příklepovým systémem do hloubky 29 m a jsou technicky identické. Výplach materiálu z počvy vrtu byl prováděn vzduchem vháněným do vrtných tyčí pomocí vysokotlakého kompresoru. Výstroj je tvořena polyvinylchloridovou plnou trubkou o průměru 125 mm od zhlaví vrtu do hloubky 2 m a v hloubce 28–29 m. Svrchní část do 2 m byla

utěsněna jílovým těsněním. V úseku od 2 do 28 m je vrt vystrojen perforovanou trubkou se štěrbinovou příčnou perforací o šířce štěrbin 1 mm stejného materiálu o průměru 160 mm. Litologický profil obou vrtů byl identický, a to:

- 0–3 m hrubozrnný místy jílovitý písek s valouny křemene až do průměru 2 cm,
- 3–15 m zvětralý rozpadavý pískovec s uhelnou příměsí,
- 15–29 m jílovce a prachovce tuhé konzistence.

Hladina podzemní vody ve vrtu KT se ustálila v hloubce 2,5 m pod terénem. Přítoky do tohoto vrtu byly registrovány v hloubkách 2, 15 a 24 m. Ve vrtu PR byla hladina podzemní vody v hloubce 9 m a ustálila se ve 4 m pod terénem. Přítoky do vrtu PR byly zaznamenány v hloubkách 9 a 20 m.“

2.5 Přírodní rezervace Prameny Klíčavy

Zájmová oblast se nachází v zalesněné oblasti náležící do přírodní rezervace Prameny Klíčavy, která se nalézá v nejsevernější části území chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko mající rovněž statut evropsky významné lokality. Rezervace byla založena roku 1995 a náleží do středočeského kraje, okresu Rakovník. Rozloha této oblasti je 47.84 ha (AOPK ČR, 2014a). Eckhardt (2009) uvádí, že směr toku podzemní vody mělké zvodně od místa vsakování odpadní vody směřuje do východní části této oblasti.

Přírodní rezervace Prameny Klíčavy je tzv. řízená rezervace, což je kategorie IV podle mezinárodní organizace zaměřené na uchování přírodních zdrojů (AOPK ČR, 2014a). Tato kategorie je definována jako oblast pevniny vystavená aktivním zásahům s cílem zajistit uchování stanovených stanovišť nebo naplňovat potřeby vybraných druhů, zabezpečit a udržovat specifická stadia stanovištní sukcese potřebná pro ochranu preferované druhové skladby nebo hmotné přírodní útvary prostřednictvím periodického managementu stanovišť. Tento typ managementu je také používán pro nárůst biodiverzity preferovaných biotických společenstev (IUCN, 2000).

Účelem přírodní rezervace je ochrana mimořádně cenných lokalit s výskytem vzácných druhů rostlin (např. mokřadní olšiny nebo údolní jasanovo-olšové luhy) a živočichů (např. kulíšek nejmenší, ledňáček říční atd.) (AOPK ČR, 2014b). Lokalita rašelinného prameniště je jediná svého druhu v chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko (Správa CHKO Křivoklátsko, 2012). Jak je psáno ve vyhlášce 1796/95, jen s předchozím souhlasem Správy chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko lze v přírodní rezervaci vykonávat jakékoli činnosti, které mohou negativně ovlivnit vodní režim prameniště.

Před rušivými vlivy z okolí zabezpečuje přírodní rezervaci ochranné pásmo podle zákona 114/1992 Sb., § 37 o ochraně krajiny a přírody, který říká, že je-li třeba zabezpečit chráněná území před rušivými vlivy, může pro ně být vyhlášeno ochranné pásmo, ve kterém lze vymežit činnosti a zásahy, které jsou vázány na předchozí souhlas orgánu ochrany přírody.

Pokud se ochranné pásmo rezervace nevyhlásí, jako v případě přírodní rezervace Prameny Klíčavy, je jím území do vzdálenosti 50 m od hranic chráněného území (Vyhláška 1796/95).

Podle zákona 114/1992 Sb., § 34 je na celém území přírodní rezervace zakázáno:

- a) hospodařit na pozemcích způsobem vyžadujícím intenzivní technologie, zejména prostředky a činnosti, které mohou způsobit změny v biologické rozmanitosti, struktuře a funkci ekosystému anebo nevratně poškozovat půdní povrch,
- b) používat biocidy,
- c) povolovat a umisťovat nové stavby,
- d) povolovat nebo uskutečňovat záměrné rozšiřování geograficky nepůvodních druhů rostlin a živočichů,
- e) sbírat či odchyťovat rostliny a živočichy, kromě výkonu práva myslivosti a rybářství či sběru lesních plodů,
- f) měnit dochované přírodní prostředí v rozporu s bližšími podmínkami ochrany přírodní rezervace.

3. SHRNUTÍ SOUČASNÝCH POZNATKŮ

3.1 Česká republika

Vzhledem k tomu, že dnešní legislativa zasakování odpadních vod umožňuje jen ve zcela výjimečných situacích, je množství zkušeností a tudíž i publikovaných materiálů v České republice velmi omezené. To je důvodem, proč jsem pro přiblížení problematiky v rešeršní části vycházela zejména ze zahraniční literatury.

3.1.1 Legislativa ČR

Přestože v řadě států, včetně některých členských států Evropské unie, je zasakování vyčištěných odpadních vod do horninového prostředí v zájmu zvýšení množství podzemních vod poměrně běžným jevem, legislativa České republiky toto umožňuje pouze ve výjimečných případech podle § 38 zákona o vodách 254/2001 Sb., který nařizuje:

Kdo vypouští odpadní vody do vod povrchových nebo podzemních, je povinen zajišťovat jejich zneškodňování v souladu s podmínkami stanovenými v povolení k jejich vypouštění, které vydal vodoprávní úřad. Dále je povinen v souladu s rozhodnutím měřit objem vypouštěných vod a míru jejich znečištění. Výsledky těchto měření předává vodoprávnímu úřadu, správci povodí a pověřenému odbornému subjektu. Způsob měření objemu a znečištění vypouštěných odpadních vod a četnost předkládání výsledků stanoví vodoprávní úřad.

Podle odstavce 7 tohoto zákona je přímé vypouštění odpadních vod do podzemních vod zakázáno. Vypouštění odpadních vod neobsahujících nebezpečné závadné látky z jednotlivých staveb pro bydlení a individuální rekreaci nebo z jednotlivých staveb poskytujících služby, vznikajících převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech přes půdní vrstvy do vod podzemních lze povolit jen výjimečně na základě vyjádření osoby s odbornou způsobilostí k jejich vlivu na jakost podzemních vod, pokud není technicky nebo s ohledem na zájmy chráněné jinými právními předpisy možné jejich vypouštění do vod povrchových nebo do kanalizace pro veřejnou potřebu.

Vodoprávní úřad stanoví nejvýše přípustné hodnoty množství vypouštěných odpadních vod a jejich znečištění. Při povolování vypouštění odpadních vod do vod podzemních je úřad vázán ukazateli vyjadřujícími stav podzemní vody v příslušném útvaru podzemní vody, ukazateli a hodnotami přípustného znečištění podzemních vod, ukazateli a přípustnými hodnotami znečištění odpadních vod a náležitostmi a podmínkami povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních, které stanoví vláda nařízením.

Při povolování vypouštění odpadních vod vodoprávní úřad podle odstavce 9 zákona přihlíží k potřebě dosažení nebo zachování dobrého stavu povrchových nebo podzemních vod a na vodu vázaných ekosystémů a posuzuje možnosti omezování znečištění u jeho zdroje i omezování emisí do životního prostředí jako celku a možnosti opětovného používání odpadních vod.

Vyžadují-li to cíle stanovené v příslušném plánu povodí nebo cíle ochrany vod či normy environmentální kvality, stanovené přímo použitelným předpisem Evropských společenství, vodoprávní úřad stanoví přísnější přípustné hodnoty ukazatelů znečištění odpadních vod než hodnoty stanovené nařízením vlády podle odstavce 8 § 38 zákona o vodách, popřípadě může stanovit další ukazatele jejich hodnoty.

3.1.2 Zkušenosti z ČR

Poznátky Eckhardta a Kučery (2008) shrnují následující odstavce:

Článek se zabývá výzkumem problematiky vsakování předčištěných odpadních vod do horninového prostředí. Autoři zmiňují finanční hledisko pro rozptýlené zástavby, pro něž by bylo neekonomické provozovat centrální čistírnu odpadních vod. Budování domovních čistíren může představovat přijatelné řešení s přihlédnutím k posouzení vlivů na jakost podzemních vod. Jako překážka se kromě přísné legislativy ukazuje i různorodý výklad zákona jednotlivými vodoprávními úřady a jejich úředníky. Lze sledovat značnou nerovnoměrnost mezi udělenými povoleními na různých lokalitách. Zatímco například v Hodoníně je povolena pouze jediná lokalita, MÚ Tanvald povolil 110 lokalit.

Pro dlouhodobé sledování si autoři vybrali obec Měděnec z okresu Chomutov se 150 obyvateli (cca 80 EO), kde jsou odpadní vody svedeny do kanalizace, která ústí do ČOV s průměrnou kapacitou 6,5 m³/den. Zvodeň ve zvolené oblasti spadající do krystalinika je mělká, většinou s volnou hladinou. Zvodeň je závislá na srážkách v oblasti a není dostatečně chráněná před znečištěním pronikajícím z povrchu. Transmisivita se pohybuje v rozmezí $T = 1 \times 10^{-5} - 8 \times 10^{-5} \text{ m}^2/\text{s}$.

Přítok odpadních vod do septiku činí přibližně 0.1 l/s. Sledované byly hodnoty pH, nerozpuštěné látky (NL), chemická spotřeba kyslíku (CHSK), sloučeniny chloridů, dusíku a fosforu a obsahy bakterií. Většina látek splnila limity dané nařízením vlády kromě NL a CHSK. Po 50 m, kdy došlo k úplnému vsáknutí, i tyto látky odpovídaly zmíněným limitům vlivem přirozené atenuace. Překvapením byly hodnoty bakterií, které průchodem septikem a následně horninovým prostředím klesly o 2–3 řády na úroveň splňující imisní standardy nařízení vlády pro povrchové toky. Je patrné, že odbourávání bakteriální kontaminace vsakováním odpadních vod je za těchto podmínek vysoce účinné. Byla také zřejmá vyšší účinnost procesů při letních odběrech, kdy je část živin odebírána rostlinami a za vyšších teplot se i více podílela denitrifikace.

Autoři se domnívají, že v určitých případech je platná právní úprava zbytečně přísná, jelikož se potvrdilo, že vsakování může být za vhodných podmínek ke kvalitě povrchových vod šetrnější než obvyklé přímé vypouštění odpadních vod do vod povrchových.

Stejně tak i Šálek (1996) se domnívá, že při znovuvyužití předčištěných odpadních vod, především pro zavlažovací účely, které má mnoho výhod, ale i několik nevýhod, nemůže při pečlivém návrhu a kvalitním zodpovědném provedení a provozování závlah odpadními

vodami při běžném provozu dojít k narušení životního prostředí. Přestože dle Šálka (1996) při zkoumání nestačil na zachycení 100% mikrobiálního znečištění ani profil písčitých půd vysoký 3.6 m, k dostatečně kvalitnímu vyčištění odpadní vody pro zavlažovací účely se ukázal jako vyhovující nenarušený půdní profil již o výšce okolo 1 m.

3.2 Zahraniční literatura

3.2.1 Opětovné použití odpadních vod

Autoři Asano a Cotruvo (2004) se zabývají problematikou nedostatku konkrétních pokynů, které by řídily vsakování recyklovaných komunálních vod pro účely doplňování vod podzemních ve státě Kalifornie, USA. Požadavky na jakost předčištěných odpadních vod pro účely vsakování se liší v závislosti na způsobu jejich znovuvyužití. Jako hlavní prostředek čištění navrhuje autoři infiltraci přes půdní profil.

Jedna z kapitol článku Asana a Cortuva se zaměřuje na oblast Maroka, které čelí rostoucí poptávce po dodávkách vody. Maroko se ve spolupráci s Francií zapojilo do projektu čištění odpadních vod přes písečné duny (Bennani et al., 1992). Během testování infiltrace bylo upraveno až 1000 m³ vysoce koncentrované odpadní vody za den. Čištění probíhá ve specializovaných infiltračních nádržích, v nichž se nachází vrstva 2 m eolického písku. Odpadní voda je infiltrována rychlostí 1 m za den. Při této frekvenci je odstraněno téměř 100 % nerozpuštěných látek (NL), 95 % CHSK a oxidovaného dusíku se zredukovalo 56 %. Takto upravenou vodu lze využít pro pěstování zeleniny nebo pro zavlažování veřejných zahrad či golfových hřišť. Pokud by se voda měla využívat pro pitné účely, byly by nutné další úrovně čištění nad běžný rámec.

Následující kapitoly článku Asana a Cortuva se zabývají dalšími stupni čištění recyklovaných odpadních vod pro splnění mikrobiologických standardů. Pokus z Katalánie ve Španělsku z roku 1997, kde se odpadní voda filtrovala přes 1.5 až 2 m nesaturovaného hrubého písku s cílem odstranit škodlivé patogeny, se osvědčil jako nenáročná metoda pro přípravu odpadních vod k neomezenému zavlažování (Brissaud et al., 1999). Takový způsob úpravy je však nerovnoměrný a závisí na hydraulickém zatížení systému. Průměrnou kvalitu takto vyčištěné vody zobrazuje tab. 3.

Tab. 3. Kvalita odpadní a vyčištěné vody. (Brissaud et al., 1999 in Asano, Cotruvo, 2004)

	Odpadní voda	Vyčištěná voda
Nerozpuštěné látky mg/l	18	1.2
CHSK mg/l	97	51
NH₃-N mg/l	28	0.5
NO₃-N mg/l		47
Koliformní bakterie KTJ/100ml	6.1 x 10 ⁵ –7.3 x 10 ⁶	100–500 v závislosti na hydraulickém zatížení systému

Dále autoři diskutují o zavedení jednotného standardu, který by měl zajistit, že veškeré vodní zdroje by měly podléhat stejnému standardu. Podle Ongerth a Ongerth (1982) je ale tento standard vyžadován mnohem přísněji, pokud jde o opětovné využití odpadních vod než například vod povrchových. U každého zdroje vody by měly být kontaminanty a jejich škodlivé efekty identifikovány a zmírněny v co nejkratším časovém úseku. Přesto by mělo být pečlivě zváženo a posouzeno případ od případu, zda přínosy dostatečně převyšují potenciální rizika. Hodnocení rizik je důležité pro kvantifikaci možných zdravotních následků při expozici člověka. V úvahu musí být vzaty také estetické faktory organoleptických vlastností vody, jako jsou chuť, zápach či vzhled, neboť přijetí vody spotřebitelem a jeho důvěra v kvalitu a bezpečnost je nezbytná.

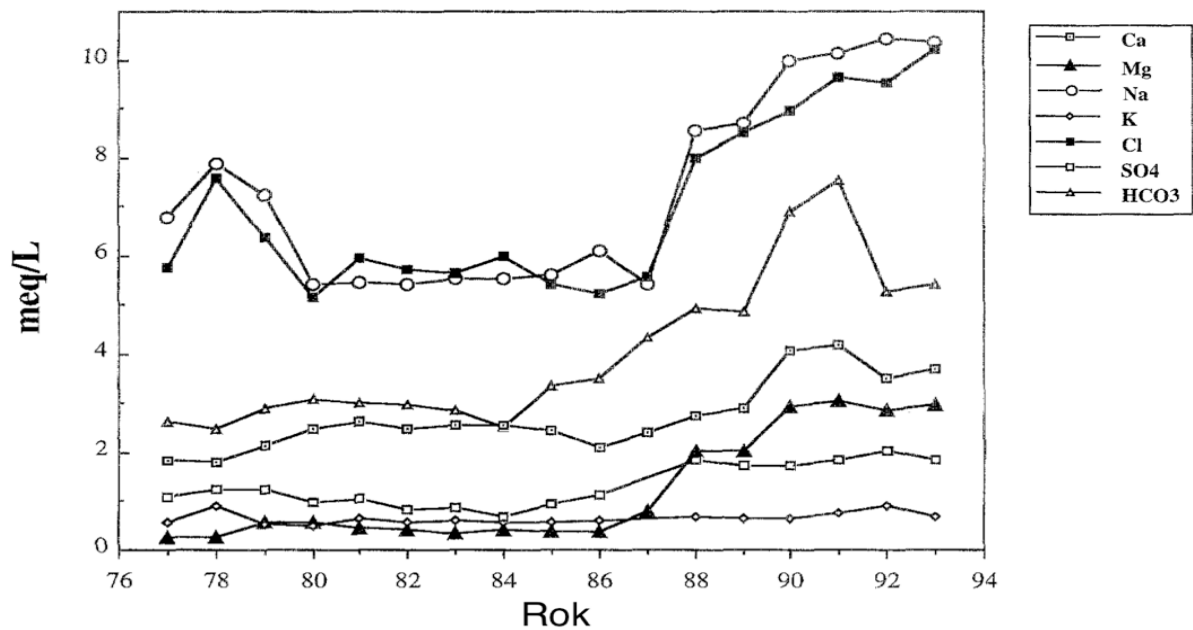
3.2.2 Chemické změny podzemních vod po kontaminaci předčištěnými odpadními vodami, Izrael (case study)

Vengosh a Keren (1996) vypracovali studii zaměřující se na oblast Dan v Izraeli, kde probíhá dlouhodobý monitoring chemického složení splaškových vod a související kontaminace podzemních vod z projektu „Dan Region Sewage Reclamation Project“. Během projektu zasakování upravených odpadních vod pro účely zavlažování v zemědělství byly využity perkolační (průsakové) nádrže. Nádrže byly vybudovány v písčných dunách silných 3–4 m s cyklem infiltrace 3–4 dny. Rychlost infiltrace tedy jako v předchozí kapitole odpovídá rychlosti 1 m za den. Kultivovaná voda je následně čerpána pomocí vrtů v okolí místa nádrže.

Problémem této lokality je kontaminační mrak, jehož přítomnost byla prokázána dlouhodobým sledováním. Jeho chemické složení jednoznačně odráží složení splaškových vod v oblasti, přestože původní složení splaškových vod bylo částečně změněno během průchodu nesaturovanou zónou a adsorpčními reakcemi. Studie prokázala, že chemická a biologická degradace organické hmoty probíhá především v nesaturované zóně. Z tohoto důvodu autoři usoudili, že sledování schopnosti této zóny udržet kontaminant je základní pro hodnocení kvality podzemních vod.

V letech 1977–1993 během trvání projektu v oblasti Dan protéklo aquiferem přibližně $252 \times 10^6 \text{ m}^3$ upravených odpadních vod (Kanarek et al., 1994). Iontové složení upravených odpadních vod shrnuje graf 1.

Koncentrace chloridů v odpadní vodě byly vyšší než koncentrace v místní podzemní vodě. Hofman (1993) prokázal, že antropogenní zdroje chloridů a sodíku v odpadních vodách v Izraeli pochází především z rozsáhlého využití NaCl solí a Na čisticích prostředků pro průmyslové a domácí účely. Nárůst koncentrace Cl, Na a Mg během roku 1987 byl způsoben zvýšením množství dodávek odpadní vody z obcí a průmyslových oblastí.



Graf 1. Chemické složení odpadních vod pro období 1977–1993 (Vengosh, Keren, 1996)

Stejně jako v předchozí studii i u této autoři došli k závěru, že nesaturovaná zóna má významný vliv na jakost infiltrujících vod, zatímco koncentrace při průchodu saturovanou zónou klesala se vzdáleností jen velmi pozvolně. Snížené obsahy organické hmoty, detergentů a dalších byly sledovány a prokázány na vzorcích odebíraných ze studní vzdálených 2 km od místa infiltrace. Mechanismy napomáhající pročištění vod mohou být například vypařování a únik do atmosféry, biodegradace, chemické nebo biologické transformace na nové formy nebo také adsorpce na povrch minerálů či organických látek.

3.2.3 Sledování infiltrace odpadních vod Tucson, Arizona (case study)

Schultz et al. (1976) vypracoval studii zabývající se využitím suchých koryt řek, která jsou v lokalitě Tucson často využívána pro další úpravu předčištěných odpadních vod. Vzhledem k tomu, že oblast je velmi závislá na zásobách podzemních vod, existují obavy, že by takové úpravy mohly způsobit kontaminaci místního aquiferu. To vedlo k implementaci monitoringu a stopovacích programů, které kvantifikují interakci odpadních a podzemních vod a k vytvoření účinných snadno použitelných modelů, které by mohly tuto interakci včas rozpoznat. Jako stopovač pro tuto studii byla použita v té době relativně nová látka trichlorofluoromethan – freon 11, neboli Cl_3CF , který má obdobné použití jako tritium ^3H .

Látka s označením Freon 11 je komerčně vyráběná sloučenina, která byla od třicátých let minulého století používána jako součást aerosolů, chladicích zařízení nebo průmyslových rozpouštědel. Tato látka a jí podobné byly v minulosti sledovány především kvůli negativnímu vlivu na ozonovou vrstvu. Využití freonu 11 pro hydrologické účely je možné

za podmínek, kdy je během srážek rozdělen mezi plynnou a kapalnou fází. Koncentrace freonů ve srážkách je globálně rovnovážná, a proto je jejich obsah v infiltrující vodě přímo úměrný jeho koncentraci v troposféře v daném místě a čase.

Hlavními výhodami Cl_3CF jsou:

- nezhoršuje kvalitu vody,
- je netoxický a má tedy minimální vliv na lidské zdraví,
- nízká sorpce,
- velmi nízký detekční limit a přístroje pro detekci jsou mnohem levnější než pro jiné stopovače.

3.2.4 Umělé zasakování předčištěných odpadních vod pomocí vrtů

Zájem o umělou infiltraci předčištěných odpadních vod stále roste, a to především v semiaridních oblastech. Voudouris (2011) se zabývá způsobem vhodného výběru lokality, který by měl proběhnout na základě vyhodnocení hydrogeologických podmínek, ekonomického hlediska a s ohledem na životní prostředí. Dále se zabývá problematikou kolmatace, která představuje velký problém především u vrtů využívaných k umělému zasakování odpadních vod.

Voudouris ve spolupráci s dalšími autory (Voudouris et al., 2006) zmiňuje kroky, podle kterých by měla umělá infiltrace probíhat:

1. Průzkum terénu a zjištění hydrogeologických podmínek včetně hladiny podzemní vody, typu aquiferu, směru proudění, hydraulických parametrů a dalších.
2. Stanovení kvality podzemní vody, injektování předčištěné odpadní vody a způsob úpravy pro dosažení požadovaných standardů.
3. Injektráž s optimální rychlostí odpovídající 1/3–1/2 maximální rychlosti.
4. Monitoring.
5. Management kolmatace.

Kolmatace je jednou z hlavních problematik, již se tento článek zabývá. Kolmatace může být způsobena několika faktory, jako jsou například: infiltrace, bakterie, chemické reakce nebo suspendované látky. Kolmatace vrtu může nastat v časovém rozmezí několika hodin až let od započetí injektáže, proto je nutné navrhnout funkční kontroly pro zpomalení tohoto jevu.

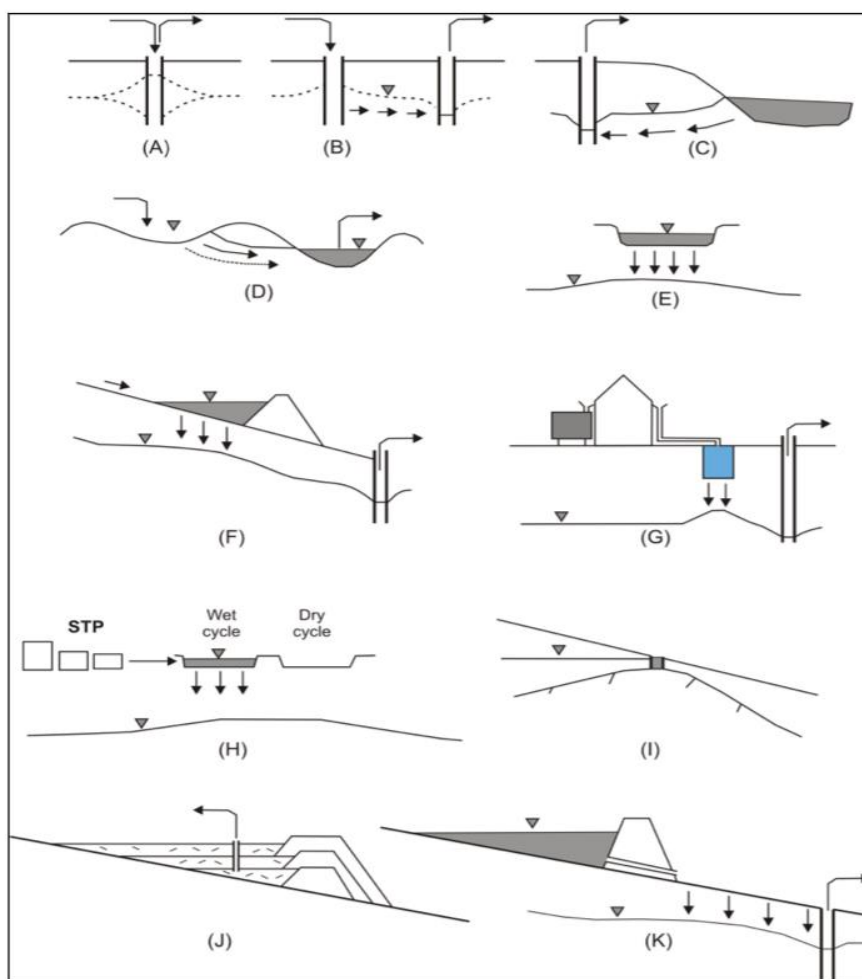
Při využívání recyklovaných odpadních vod k zavlažování je dále nezbytné překonání psychologických bariér. Farmáři v mnoha zemích se těmto vodám vyhýbají kvůli obavám z negativních vlivů na lidské zdraví. Je proto nezbytné zavést kritéria pro bezpečné znovuvyužití odpadních vod a zajištění maximální ochrany lidského zdraví. Tomu by mohly napomoci i vzdělávací programy pro zainteresované strany.

3.2.5 Další zahraniční literatura

Problematice kolmatace se také věnují následně zmíněné studie. Mohrlök et al. (2004) popisuje ucpávání pórů kvůli chemickým a mikrobiálním transformačním procesům. Kolmataci na dnech nádrží a dalších místech vsakování sleduje Bouwer (2002) a dále uvádí, že do dotačních studní by měla být voda čerpána pravidelně, aby se zóny kolmatace vymývaly. Ucpávání, které tvoří odpor infiltraci a s tím spojené omezení hydraulické vodivosti a míry propustnosti v USA, řeší Huntzinger et al. (2001). Avšak Vaughn et al. (1981) uvádí, že díky snížené infiltrační rychlosti, způsobené částečnou kolmatací, bylo dosaženo vyšší účinnosti při odstraňování virů.

Téma zasakování upravených odpadních vod je v zahraničí hojně zpracovávané a zkoumá tuto problematiku z různých hledisek. Nola et al. (2006) se zabývá mírou vlivu retenčního potenciálu půdy nad hladinou podzemních vod vzhledem k jejich ochraně před znečištěním při vsakování odpadních vod, a to především retencí celkového množství koliformních bakterií a stafylokoků v rovníkových půdách centrální Afriky. V šíření průsakových vod hraje důležitou roli také zrnitost půd (Mohrlök et al., 2004). Bouwer (2002) popisuje dotaci podzemních vod oproti obvyklým vrtům také pomocí zářezů a šachet. Další způsoby infiltrace ukazuje obr. 5.

Podle dostupné literatury lze odhadnout, že největší podíl opětovného využití recyklovaných odpadních vod nastává v odvětví zavlažování, a to jak pro veřejné parky, zahrady, golfová hřiště a další veřejnou zeleň, tak i pro zavlažování v zemědělství. Při zavlažování zeleniny konzumované v syrovém stavu nesmí použitá voda obsahovat patogenní organizmy a koncentrace fekálních koliformních bakterií by se měla rovnat nule (Bouwer, 1991). Nicméně Bouwer (1991) dále uvádí, že v rozvojových zemích, kde je odpovídající čištění téměř nemožné, povoluje WHO koncentrace až 1000 fekálních koliformních bakterií na 100 ml vody. Toze et al. (2004) popisuje projekt, který byl spuštěn za účelem stanovení efektivity získání upravené vody odpovídající kvality a nízkého rizika právě pro zavlažování zahrad a parků. Pro čištění byly použity vsakovací nádrže, přes které se splašky vsakovaly do mělké vápencové zvodně a následně byly čerpány z odběrných studní v průměrné vzdálenosti 90 m. Čerpaná voda splňovala požadavky pro opětovné použití. Studie tedy prokázala, že tato metoda je vhodným způsobem získávání vody pro zavlažovací účely v západní Austrálii s minimálním dopadem na kvalitu PV v přilehlých oblastech. Oblastí západní Austrálie se dále zabývají i McFarlane et al. (2007) kvůli klesající hladině podzemní vody z důvodů zvýšeného odběru a sníženého množství srážek. Jako jednu z možností zvýšení hladiny podzemních vod uvádějí vsakování předčištěných odpadních vod do infiltračních galerií, což by v ideálním případě mohlo vést i k obnovení místních mokřad. Studie prokázala, že fosfor a organický uhlík jsou významně redukovány již po 5–50 m a koncentrace dusíku, přestože se snižuje pomaleji, je obdobná jako koncentrace v blízkých zvodních. Navíc za vhodných podmínek existuje možnost využití předčištěných odpadních vod k vytvoření hydraulických bariér proti vnikání slané vody do pobřežních oblastí.



Obr. 5. Přehled způsobů infiltrace. A – aquifer “storage and recovery“; B – aquifer “storage transfer and recovery“; C – infiltrace přes násep; D – infiltrace přes duny; E – infiltrační nádrže; F – perkolační nádrže; G – zachycení dešťových vod; H – úprava přes půdní profil; I – podzemní nádrž; J – písčinná nádrž; K – postupné vypouštění (recharge releases). (Voudouris, 2011)

Kvůli růstu počtu obyvatel v Berlíně (Německo) i jeho okolí se kromě čištění povrchových a srážkových vod pro zajištění dostatečného množství vody pro pitné účely uvažuje také o znovuvyužití vod odpadních (Heinzmann, Sarfert, 1995). Samozřejmě je potřeba před tím zajistit pokročilé čištění, aby bylo dosaženo přísných kvalitativních požadavků. V oblasti recyklace odpadních vod je světovou jedničkou zcela jistě Izrael, který vyčistí každý rok až 70 % odpadních vod (Rozman et al., 2013). Rozman a jeho spoluautoři (2013) jako hlavní pozitiva zasakování těchto vod přes rozlehlá pole uvádí vynikající vyčištění vody při průchodu horninovým prostředím, zvýšení hladiny podzemní vody, vytvoření hydraulické bariéry a významné zvýšení efektivity vodního hospodářství.

Problematikou zasakování odpadních vod v různých stupních čištění do horninového prostředí, které se tak stávají druhotným zdrojem užitkových, ale i pitných vod, se zabývají také různé nadnárodní organizace. Mezi ně patří například World Health Organization (WHO) nebo Association of Hydrogeologist.

4. METODIKA PRÁCE

Teoretický základ diplomové práce je tvořen shrnutím publikovaných materiálů, a to závěrečných zpráv z geofondu, map a další literatury, které byly použity k popisu lokality zájmu. Dále jsem se zabývala rešerší vědeckých článků zabývajících se tematikou zasakování předčištěných odpadních vod a jejich opětovným použitím, které jsem hledala na internetu nebo ve veřejné knihovně či ve školní geologické knihovně.

Metodika práce byla založena na terénních měřeních, odběru vzorků vod, analýzách odebraných vzorků a celkovém vyhodnocení. Během rekognoskace byla vytipována vhodná místa pro odběr vzorků, které budou reprezentovat vsakovanou odpadní vodu i procesy přirozené atenuace. Tato místa odběrů byla volena tak, aby zachytila rozsah kontaminace na zájmovém území v Řevničově. Místa odběrů a důležité profily byly v terénu polohopisně zaměřovány pomocí GPS.

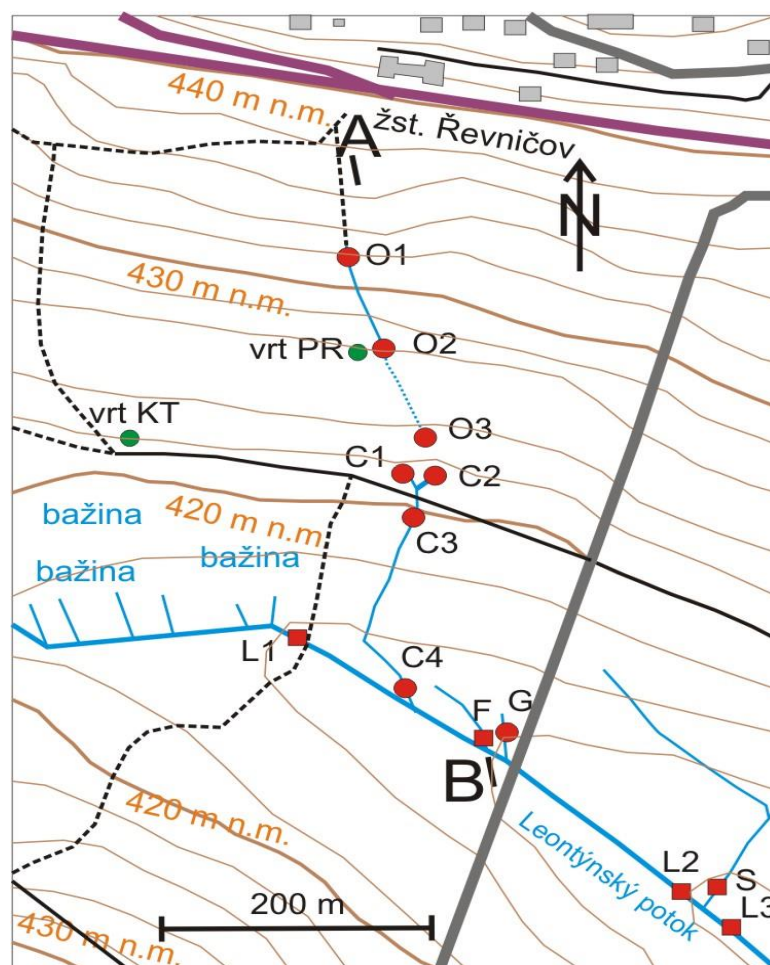
Na lokalitě byly vzorkovány vody odpadní, podzemní i povrchové. Metodika vzorkování vycházela z příslušných ustanovení norem ČSN ISO 5667, konkrétně bylo vzorkováno podle příslušných normalizovaných standardů a interních operačních postupů Výzkumného ústavu vodohospodářského T. G. Masaryka, v. v. i. pro vzorkování daných matric. Vzorkování vrtů probíhalo v dynamickém stavu při předchozím odčerpání minimálně tří objemů konkrétního vrtu. Z každého odběru vzorku, který prováděli akreditovaní pracovníci VÚV pro chemický rozbor v laboratoři VÚV, byl vyhotoven protokol o odběru vzorku, kde jsou zachyceny podmínky a popis jednotlivých odběrů. Protokoly jsou uloženy v prvotní dokumentaci u řešitele subprojektu a v laboratořích VÚV T. G. M., v. v. i.

Hydrochemické rozборы byly vyhodnoceny porovnáním výsledků analýz vytékající odpadní vody (O1), podzemní vody, která byla podle předpokladů ovlivněna vsakováním odpadní vody (PR) a podzemní vody přirozeného složení (KT).

Na lokalitě se také uskutečnila série stopovacích zkoušek pro zpřesnění povědomí o proudění odpadní vody. Jako stopovací látky byly při zkouškách využity NaCl, KCl, LiCl a fluorescein (sodná sůl fluoresceinu). Sůl NaCl byla využita při měření ve vrtu PR a při stopovací zkoušce, kdy byla injektována nárazově několik po sobě jdoucích dnů do místa vyústění odpadních vod (pozice O1 na obr. 6.). Použité látky byly injektovány jednorázově přímo do vrtu PR, a to fluorescein při hlavní i ověřovací zkoušce, KCl a LiCl pouze při ověřovací zkoušce.

Vzorky na analýzu fluoresceinu byly odebírány do skleněných vzorkovnic a uchovávány v temnu a chladu. Pro analýzu těchto vzorků byl použit přístroj Perkin Elmer LS 55 na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy. Vzorky analyzované na obsahy iontů byly odebírány do plastových vzorkovnic a po odběru byly následně taktéž uchovávány v chladu. Analýza proběhla pomocí atomové absorpční spektrometrie v laboratoři geologického ústavu na Přf UK.

Pro správné vyhodnocení stopovací zkoušky bylo metodou ředění označené kapaliny podle Mareše (1986) ověřeno proudění vody ve vrtu PR za použití konduktometrického čidla LTC Junior. Průtok vody, který je také nezbytný pro vyhodnocení stopovacích zkoušek, byl měřen na zbudovaných přepadech pomocí nádoby o objemu 4 nebo 10 litrů a stopek. Konkrétně se jednalo o lokality O1, C3 a F podle znázornění na obr. 6. Konduktivita vody byla měřena přístrojem Multi 340i se sondou TetraCon (WTW, Německo). Pro kontinuální záznam konduktivity ve vrtu PR bylo použito čidlo LTC Junior (Sonlinst, Kanada). Čidlo LTC měřilo mírně odlišné hodnoty než přístroj WTW, přepočítání mezi hodnotami přístrojů je $WTW = 1.07 \times LTC + 43.4$ (koeficient determinace je 0.999) (Bruthans et al., 2013 in Hrkal et al., 2013).



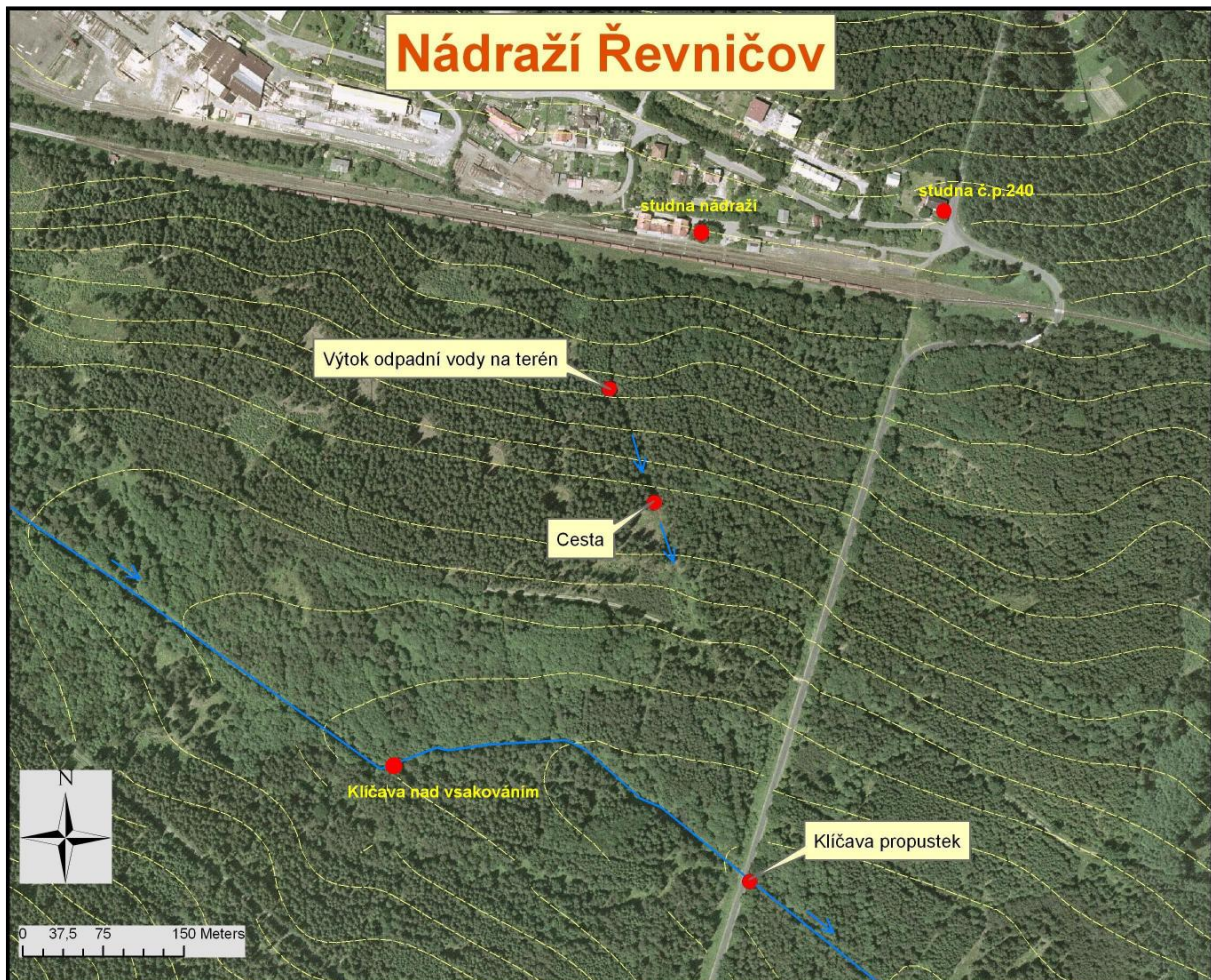
Obr. 6. Přehled vzorkovaných profilů. Modrá plná čára – stálé vodní toky; modrá přerušovaná čára – občasné vodní toky; červené čtverečky – objekty vzorkované na obsah sodíku a fluoresceinu; červená kolečka – měření konduktivity; zelená kolečka – vrty; fialová čára – železnice; šedá čára – silnice; černá plná čára – lesní cesty; černá přerušovaná čára – pěšiny; šedé půdorysy budov. (Bruthans et al. 2013 in Hrkal et al. 2013)

5. VÝSLEDKY Z LOKALITY ŘEVNIČOV

5.1 Přehled měření z let 2007–2009

Zkoumání lokality zájmu v Řevničově započalo již roku 2007. Zprávu o měřeních a analýzách uskutečněných během let 2007–2009 vypracoval Eckhardt (2009) a její výsledky jsou shrnuty v této kapitole. Zpráva byla vypracována před realizací vrtů PR a KT za účelem posouzení vhodnosti lokality pro sledování vsakování odpadních vod.

Vzorky pro účely tohoto pozorování byly odebírány z přibližně stejných míst, která byla zvolena pro měření a odebírání vzorků při následujících stopovacích zkouškách. Nicméně přesná místa (Výtok odpadní vody – O1, Cesta – C3 a Klíčava propustek) zaznamenává obr. 7. Průtok zasakované odpadní vody se pohyboval v rozmezí 0.01–0.2 l/s.



Obr. 7. Řevničov – podrobná ortofotomapa. (Eckhardt, 2009)

Sledování na lokalitě začalo v listopadu 2007. Na všech třech monitorovaných pozicích bylo zaznamenáno mírně zásadité pH, přitom nejvyšší pH 8.07 měla odpadní voda. Stejně tak i teplota byla u odpadní vody (7.1 °C) vyšší než na dalších dvou objektech, a to o 2 °C. Naměřená konduktivita začínala na hodnotě 652 µS/cm u odpadní vody, na cestě klesla na 648 µS/cm a u propustku byla již hodnota pouze 282 µS/cm.

Chemická analýza prokázala, že v odpadní vodě převažují dusičnany nad amonnými ionty a dusitany. Obsah dusíkatých látek v povrchovém toku byl přibližně pětkrát nižší. Od výpusti odpadních vod, kde byly naměřené hodnoty nejvyšší (0.085 mg/l), hodnoty dusitanů rychle klesaly až pod mez detekce. Významné koncentrace fosforu (0.48 mg/l) v odpadu po průchodu horninovým prostředím klesaly řádově na hodnotu nižší než 0.05 mg/l. Obsahy chloridů byly opět nejvyšší u odpadní vody, přesto však nebyly vyšší než hodnota stanovená kritérii MŽP (1996) (Normativ B) pro znečištění zemin a podzemních vod. Pokles obsahu chloridů na propustku byl více než trojnásobný.

Roku 2008 proběhly dva cykly měření v měsících květen a srpen. Při květnovém i srpnovém měření měla odpadní voda vysoký obsah amonných iontů, dusičnanů i fosforu. Kvalita vody Leontýnského potoka však nebyla ovlivněna v měřitelné míře. Analýza srpnových vzorků ukázala zvýšené hodnoty bakteriální kontaminace potoka, hodnoty však nepřesáhly limity pro povrchové vody stanovené NV 229/2007 Sb., tedy 20 KTJ/ml pro enterokoky a 40 KTJ/ml pro koliformní bakterie. V srpnu byl také zjištěn nedostatek u vody z místního vodovodu, která svým nízkým pH 6.28 nesplňovala limit pro pitnou vodu daný vyhláškou 83/2014 Sb.

Poslední série měření proběhla v březnu a červenci 2009. Během jarního kola došlo na lokalitě k těžbě dřeva. Průchodem odpadní vody napadanými větvemi byla kontaminace redukována až čtyřnásobně u amonných iontů a dusitanů. Významný pokles byl zaznamenán také například u ukazatelů CHSK, celkového dusíku i fosforu. Přesto byly limity NV 229/2007 Sb. odpadní vodou významně překročeny. Hodnota CHSK Leontýnského potoka se u propustku při tomto měření pohybovala těsně nad limitem pro povrchové toky (35 mg/l). Při srpnovém měření však voda z potoka již opět tyto limity splňovala.

Z těchto měření bylo vyvozeno, že při průchodu horninovým prostředím je značně redukován obsah sledovaných kontaminantů. Kromě přirozené atenuace má na pokles koncentrací pravděpodobně také vliv ředění podzemní vodou.

Při sledování byla lokalita potvrzena jako vhodná pro další zkoumání z hlediska zasakování odpadních vod a posouzení přirozené atenuace horninového prostředí.

5.2 Chemické rozborý

Míšením dvou chemických typů vod nevzniká pouze mechanická směs těchto typů, ale při míšení mohou probíhat různé geochemické procesy, které způsobují rozpouštění nebo srážení minerálů, takže výsledný roztok má odlišné složení od mechanické směsi (Pačes, 2011).

Parametry vypouštěných odpadních vod jsou vymezeny legislativou, konkrétně NV 416/2010. Limity stanovené tímto nařízením vlády jsou zapsány v tab. 4. a 5. Množství bakterií *Escherichia coli* a enterokoky, celková koncentrace fosforu (P_{celk}), CHSK a BSK v odpadní vodě na lokalitě Řevničov (tab. 6, 7, 8, 9) jsou výrazně nižší než hodnoty dané zákonem. Koncentrace $N-NH_4^+$ se pohybuje v širokém rozpětí a někdy přesahuje stanovený limit 20 mg/l.

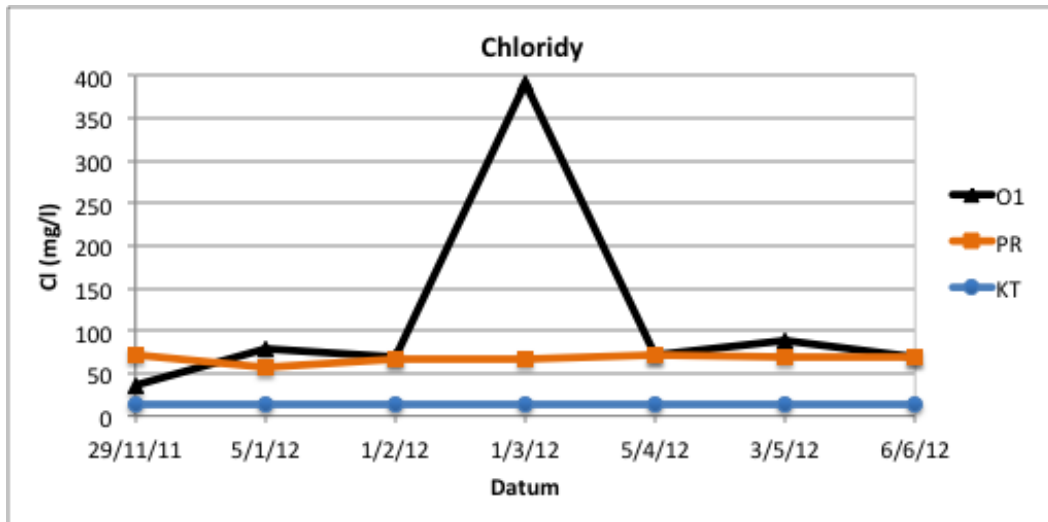
Tab. 4. Ukazatele a emisní standardy pro odpadní vody vypouštěné z jednotlivých staveb pro bydlení a rekreaci. 1. Rozumí se kategorie čistírny odpadních vod vyjádřená v počtu ekvivalentních obyvatel. Ekvivalentní obyvatel (EO) je definovaný produkcí znečištění 60g BSK₅ za den. Počet ekvivalentních obyvatel se pro účel zařazení čistírny odpadních vod do velikosti kategorie vypočítává z maximálního průměrného týdenního zatížení na přítoku do čistírny odpadních vod během roku, s výjimkou neobvyklých situací, přívalových dešťů a povodní. 2. Za čistírny odpadních vod se považují také jiná zařízení určená k čištění odpadních vod, jako jsou septiky se zemním filtrem a podobně. 3. „m“ je nepřekročitelná hodnota ukazatele znečištění odpadních vod vypouštěných do vod podzemních vyjádřená v koncentraci mg/l. 4. „m“ je nepřekročitelná hodnota ukazatele znečištění odpadních vod vypouštěných do vod podzemních vyjádřená v KTJ/100 ml. (NV 416/2010)

Kategorie ČOV (EO) ^{1,2}	„m“ ³					„m“ ⁴	
	CHSK _{Cr}	BSK ₅	N-NH ₄ ⁺	NL	P _{celk}	<i>Escherichia coli</i>	Enterokoky
< 10	150	40	20	40	10	-	-
10 – 50	150	40	20	40	10	50 000	40 000
> 50	130	30	20	30	8	50 000	40 000

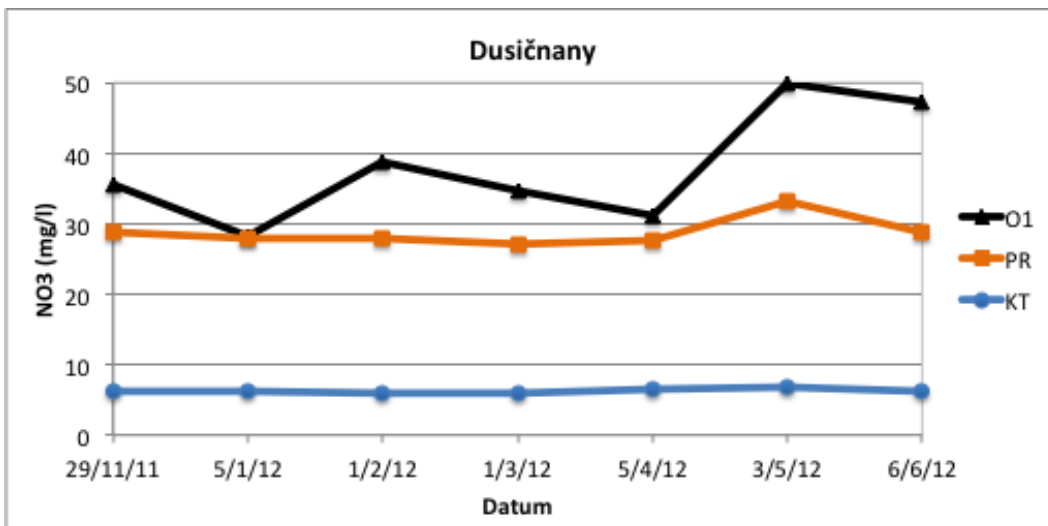
Tab. 5. Ukazatele a emisní standardy pro odpadní vody vypouštěné z jednotlivých staveb poskytujících služby. Vysvětlivky viz tab. 4. (NV 416/2010)

„m“ ³					„m“ ⁴	
CHSK _{Cr}	BSK ₅	N-NH ₄ ⁺	NL	P _{celk}	<i>Escherichia coli</i>	Enterokoky
130	30	20	30	8	50 000	40 000

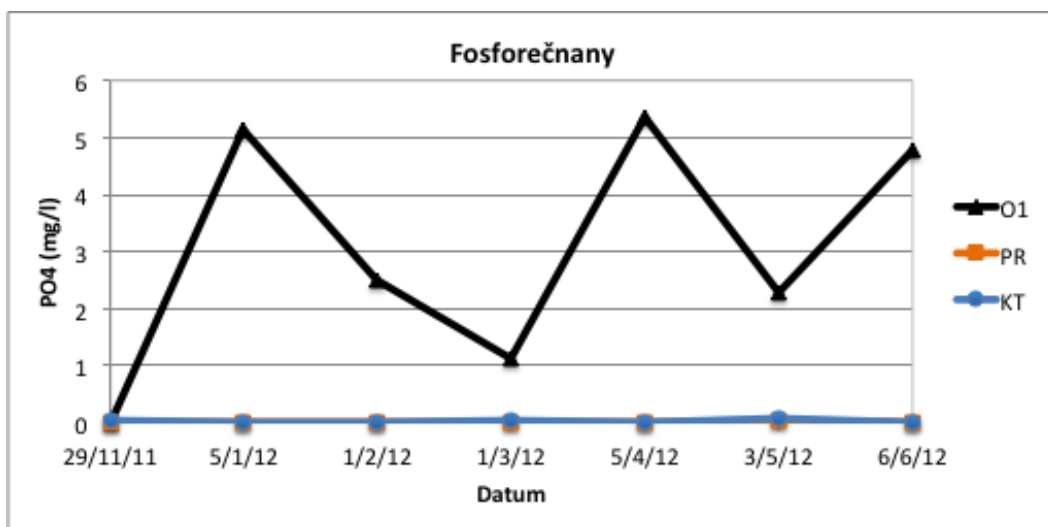
Přestože v mnoha ukazatelích (sodík, vápník, hořčík, chloridy aj.) jsou si hodnoty odpadní vody a vody z vrtu PR velmi blízké, v jiných ukazatelích (TOC, draslík, amonné ionty, hydrogenuhličitany, fosfor) jsou zase zcela odlišné. Látky, které se mezi těmito dvěma zdroji liší svým obsahem, jsou však lehce rozložitelné či se snadno sorbují. Z blízkosti ostatních ukazatelů, z nichž se například chloridy pohybují značně nad přirozeným pozadím (vrt KT), lze odtušit, že se jedná o vody ze stejného zdroje. Celkově jsou však všechny hodnoty ve vrtu PR téměř konstantní a oproti odpadní vodě výrazně nekolísají v čase. Názorné porovnání vybraných ukazatelů zachycují následující grafy 2, 3, 4, 5, 6. Bez ohledu na výkyvy v odpadní vodě jsou hodnoty chloridů podobné jako ve vrtu PR. Obdobnou blízkost hodnot lze sledovat také u dusičnanů. Naopak koncentrace fosforečnanů nebo amonných iontů ve vrtech vykazují téměř nulovou závislost na hodnotách odpadní vody.



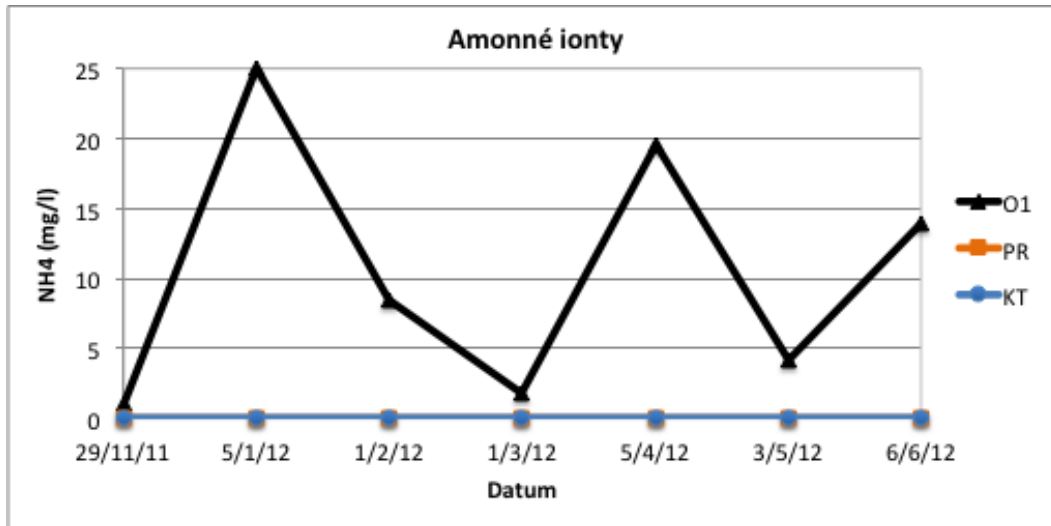
Graf 2. Srovnání obsahu chloridů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.



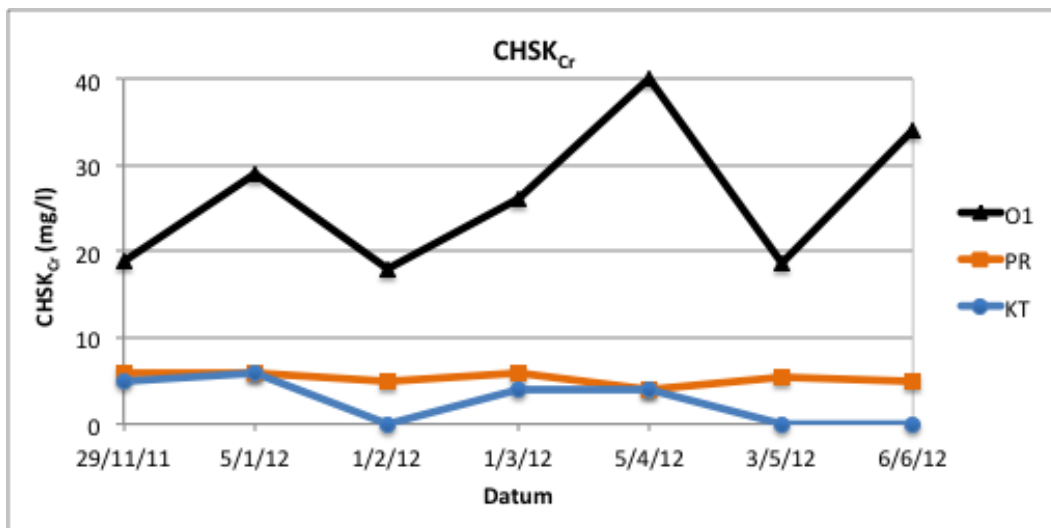
Graf 3. Srovnání obsahu dusičnanů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.



Graf 4. Srovnání obsahu fosforečnanů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.



Graf 5. Srovnání obsahu amonných iontů v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.



Graf 6. Srovnání hodnot CHSK v odpadní vodě a ve vrtech PR a KT.

Na složení odpadních vod mají vliv odpad z kuchyně, moč a fekálie, čisticí a prací prostředky v domácnosti, ale také znečištění z ulic a veřejných prostranství. Velký význam mají především chloridy, které pochází z moči a jejich koncentrace v odpadních vodách se obvykle pohybuje v desítkách mg/l, nicméně během zimních měsíců mohou hodnoty koncentrace dosáhnout hodnot i více než 150 mg/l kvůli posypu vozovek (Pitter, 2009).

Zdrojem dusíku v odpadních vodách je také moč, která se rychle rozkládá na amoniakální dusík (N-NH₄), a proto tato forma dusíku v odpadních vodách dosahuje vysokých koncentrací. Amonné ionty a dusitany z odpadních vod se však postupně oxidují na dusičnany, které zůstávají v podzemních vodách. Koncentrace dusičnanů v Řevničově se následně snižuje pravděpodobně v důsledku ředění, což potvrzuje i porovnání s koncentrací konzervativního aniontu Cl⁻. Podle Pittera (2009) jsou průměrné roční koncentrace forem dusíku následovné: celkový dusík 42 mg/l, organický dusík 9 mg/l, amoniakální dusík

29 mg/l, dusitanový dusík 0.9 mg/l a dusičnanový dusík 3.4 mg/l. Fosfor v odpadních vodách pochází obvykle z pracích a čisticích prostředků a jeho koncentrace se pohybuje v jednotkách až prvních desítkách mg/l.

Stejně jako dusičnany, tak i obsahy dalších zájmových složek byly porovnávány s koncentracemi chloridů, které jsou velmi stálé a neúčastní se žádných atenuačních procesů. Obsahy chloridů jsou dostatečně výrazné, aby umožnily rozlišit vsakované splaškové vody s průměrnou hodnotou 115 mg/l od pozadí vrtu KT 14 mg/l.

Vencelides (2012 in Hrkal et al., 2012) provedl na základě úplných analýz vzorků odpadních i podzemních vod výpočet saturačních indexů (SI) vybraných minerálních fází, které se mohou buď podílet na atenuačních reakcích, nebo mohou kontrolovat obsahy některých složek. V tomto výpočtu věnoval pozornost zejména minerálům fosforu a hliníku, především s ohledem na jejich propad v systému. Výpočtem prokázal atenuaci fosforečnanů v horninovém prostředí formou jejich komplexace s vodnatými hydroxidy železa. Nejbližší stavu nasycení vzhledem k fosforečnanům železa a vápníku byly vzorky odpadní vody. Dále Vencelides (2012 in Hrkal et al., 2012) konstatuje, že vzhledem k přítomnosti zvýšené koncentrace fluoridů v odpadní vodě bude docházet ke komplexaci hliníku s fluoridy, což může mít za následek i zvýšené obsahy hliníku v podzemní a odpadní vodě. Absence karbonátů ukazuje sníženou neutralizační kapacitu kolektoru vůči acidifikaci.

Stejně jako Rozman et al. (2013) shledávám, že z biologického hlediska je atenuační schopnost horninového prostředí velmi vysoká. Vencelides (2012 in Hrkal et al., 2012) uvažuje složení podzemní vody ve vrtu PR jako kombinaci pozadové a odpadní vody v poměru 0.142 : 0.858 nebo 0.1514 : 0.8486. Při předpokladu, že odpadní voda tedy proudí do vrtu PR, chemické rozbory ukazují, že vysoké obsahy hlavních znečišťujících látek jsou z odpadních vod během proudění od výpusti k vrtu, což je podle obr. 6 méně než 100 m, účinně odstraněny. Ve vzorcích z monitorovacích vrtů nebyly detekovány žádné mikroorganismy. Bakterie a viry jsou zachyceny v horninovém prostředí, které má filtrační vlastnosti. Toto je zjevné při porovnání hodnot obsahu především enterokoků, *Escherichia coli* nebo koliformních bakterií, které byly naměřeny v odpadní vodě, avšak ve vrtu PR i KT byly hodnoty nulové.

Z chemických analýz uvedených v tab. 6, 7, 8, 9 vyplývá, že rozdíl konduktivity odpadní vody a vody vrtu PR, které byly naměřeny během stopovacích zkoušek a zhodnoceny v následujících kapitolách, způsobuje pravděpodobně úbytek hydrogenuhlíčanů. Zatímco u odpadní vody hodnoty stoupají až ke 260 mg/l, voda z vrtu má už jen 29 mg/l hydrogenuhlíčanů. To by dopovídalo poklesu konduktivity až o 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Změna obsahu HCO_3^- je dána snížením pH ze 7.5 na 5.6, ke kterému dochází během nitrifikace amonných iontů, jejímž produktem jsou dusičnanové ionty a vodíkové ionty H^+ a díky čemuž se hydrogenuhlíčitany mění na H_2CO_3 (Bruthans et al., 2013 in Hrkal et al., 2013). Jelikož je tato sloučenina bez náboje, dochází k poklesu konduktivity.

Již zmíněné tab. 6 až 8 znázorňují výsledky chemických analýz z odebraných vzorků na lokalitě Řevničov (na profilech O1, PR a KT podle obr. 6) během období listopad 2011

až červen 2012. Tato měření proběhla na přání zadavatele a pod záštitou projektu TA ČR TA01020219: Progresivní technologie ochrany životního prostředí a efektivního hospodaření s vodou v malých povodích. Tab. 9 je pak průměrem údajů tabulek 6, 7 a 8, které jsou srovnány s limity pro pitnou vodu podle zákona 258/2000 Sb.

Tab. 6. Chemický rozbor vody – listopad 2011 a leden 2012. (Hrkal, 2012)

Ukazatel	Jednotka	29/11/11	29/11/11	29/11/11	5/1/12	5/1/12	5/1/12
		KT	O1	PR	KT	O1	PR
enterokoky	KTJ/100	0	x	0	0	x	0
enterokoky	KTJ/1ml	x	1	x	x	24	x
escherichia coli	KTJ/100	0	x	0	0	x	0
escherichia coli	KTJ/1ml	x	7	x	x	120	x
koliformní bakt.	KTJ/100	0	x	0	0	x	0
koliformní bakt.	KTJ/1ml	x	19	x	x	1100	x
pH		6.3	7.4	5.6	6.2	7.5	5.6
HCO ₃	mg/l	77.5	149	25.6	82.4	262	28.7
KN _{2,5}	mmol/l	1.27	2.44	0.42	1.35	4.29	0.47
ZN _{3,3}	mmol/l	1.18	0.10	1.17	0.50	0.30	1.4
BSK ₅	mg/l	0.7	4.2	0.8	0.7	7.1	0.6
CHSK-Mn	mg/l	0.53	4.63	0.56	0.57	8.66	0.59
CHSK-Cr	mg/l	5	19	6	6	29	6
Cl	mg/l	14.2	36.1	71.2	13.1	79.7	56.7
SO ₄	mg/l	42.7	77.9	99.6	37.4	62.2	73.2
NH ₄	mg/l	0.059	1.04	0.048	0.051	25	0.035
NO ₃	mg/l	6.08	35.46	28.89	6.06	28.20	27.80
NO ₂	mg/l	0.08	0.40	0.01	0.01	0.59	<0,005
(NO ₂ +NO ₃)	mg/l	6.18	36	28.9	6.07	29	27.8
o-PO ₄	mg/l	0.029	0.018	0.02	0.005	5.13	0.012
P-PO ₄	mg/l	0.009	0.006	0.007	0.016	1.673	0.004
N _{relk}	mg/l	1.75	9.71	7.23	1.52	26.2	6.41
F	mg/l	0.061	0.080	<0,05	0.093	0.183	<0,05
Br	mg/l	0.069	0.072	0.066	0.061	<0,05	<0,05
TOC	mg/l	2.43	6.81	2.82	1.77	7.92	3.37
Ca+Mg	mmol/l	1.11	1.91	1.46	1.09	2.02	1.4
Na	mg/l	7.14	28.7	33.3	6.71	56.9	30.3
K	mg/l	2.53	14.9	6.09	1.2	18.6	5.42
Ca	mg/l	32.8	55.5	42	32.2	60.3	39.9
Mg	mg/l	7.13	12.8	10.1	7.07	12.6	9.74
Al	ug/l	247	<40	68.4	<40	43.4	<40
As	ug/l	4.7	2.19	3.93	1.25	3.17	2.95
Be	ug/l	<0,06	<0,06	0.089	<0,06	<0,06	0.152
Cr	ug/l	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Cu	ug/l	<2	6.25	<2	<1	4.87	9.2
Zn	ug/l	<5	11.3	6.3	<5	22.2	6.6
Fe	ug/l	647	48.7	48.2	214	174	50.1
Li	ug/l	26.7	23.6	23.4	24.3	23	23.3
Pb	ug/l	0.955	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5

Tab. 7. Chemický rozbor vody – únor a březen 2012. (Hrkal, 2012)

Ukazatel	Jednotka	1/2/12	1/2/12	1/2/12	1/3/12	1/3/12	1/3/12
		KT	O1	PR	KT	O1	PR
enterokoky	KTJ/100	0	1300	0	0	400	0
escherichia coli	KTJ/100	0	1300	0	0	1300	0
koliformní bakt.	KTJ/100	0	9000	0	0	7000	0
pH		6.4	7.6	5.8	6.3	7.5	5.5
HCO ₃	mg/l	78.1	183	27.5	x	x	x
KNK _{4,5}	mmol/l	1.28	3	0.45	1.28	3.14	0.4
ZNK _{4,5}	mmol/l	x	x	x	0.16	0.16	2.14
ZNK _{3,3}	mmol/l	0.95	0.19	0.90	x	x	x
BSK ₅	mg/l	0.6	1.9	0.5	<0,5	1.4	<0,5
CHSK-Mn	mg/l	<0,5	5.01	<0,5	<0,5	6.85	<0,5
CHSK-Cr	mg/l	<4	18	5	4	26	6
Cl	mg/l	13.4	68.8	66.3	13.9	390	67.1
SO ₄	mg/l	39	83.5	86.8	x	x	x
NH ₄	mg/l	0.054	8.5	0.038	0.039	1.78	0.029
NO ₃	mg/l	5.94	38.63	27.78	6.03	34.69	27.09
NO ₂	mg/l	0.02	0.57	0.02	0.01	0.23	0.005
(NO ₂ +NO ₃)	mg/l	5.96	39.4	27.8	6.04	35	27.1
o-PO ₄	mg/l	0.005	2.490	0.017	0.023	1.130	0.019
P-PO ₄	mg/l	0.016	0.812	0.006	0.008	0.369	0.006
N _{celk}	mg/l	1.49	16	6.34	x	x	x
F	mg/l	0.116	0.131	<0,05	0.066	0.251	<0,05
Br	mg/l	0.098	0.060	0.054	x	x	x
TOC	mg/l	2.34	5.82	1.88	x	x	x
Ca+Mg	mmol/l	1.13	2.27	1.42	x	x	x
Na	mg/l	7.06	44	30.9	x	x	x
K	mg/l	2.39	16	5.93	x	x	x
Ca	mg/l	33.3	67.2	40.5	x	x	x
Mg	mg/l	7.23	14.3	9.95	x	x	x
Al	ug/l	47.6	<40	51.9	x	x	x
As	ug/l	1.6	1.97	<1	x	x	x
Be	ug/l	<0,06	<0,06	0.086	x	x	x
Cr	ug/l	<0,5	0.5	<0,5	x	x	x
Cu	ug/l	2.42	15	10.9	x	x	x
Zn	ug/l	5.1	26.9	<5	x	x	x
Fe	ug/l	1100	72.7	<20	x	x	x
Li	ug/l	23.2	20.8	16.8	x	x	x
Pb	ug/l	<0,5	<0,5	<0,5	x	x	x

Tab. 8. Chemický rozbor vody – duben, květen, červen 2012. (Hrkal, 2012)

Ukazatel	Jednotka	5/4/12	5/4/12	5/4/12	3/5/12	3/5/12	3/5/12	6/6/12	6/6/12	6/6/12
		KT	O1	PR	KT	O1	PR	KT	O1	PR
enterokoky	KTJ/100	0	1700	0	0	4200	0	0	1500	0
escherichia coli	KTJ/100	0	8000	0	0	3800	0	0	2100	0
koliformní bakt.	KTJ/100	0	52000	0	0	55000	0	0	36000	0
pH		6.3	7.5	5.6	6.2	7.3	5.6	6.3	7.4	5.6
KNK _{0,5}	mmol/l	1.28	4.2	0.4	1.27	2.63	0.41	1.28	3.19	0.42
ZNK _{0,5}	mmol/l	1.3	0.16	2.1	1.38	0.18	2.13	x	x	x
ZNK _{0,3}	mmol/l	x	x	x	x	x	x	1.43	0.19	2.2
BSK ₅	mg/l	0.7	7	0.6	0.7	2.6	0.8	<0,5	4	0.5
CHSK-Mn	mg/l	0.54	8.59	<0,5	0.54	6.18	<0,5	<0,5	9.31	<0,5
CHSK-Cr	mg/l	4	40	4	<4	18.6	5.4	<4	34	5
Cl	mg/l	14.7	70.4	72.4	14.7	87.9	69.5	13.6	70.2	69.5
NH ₄	mg/l	0.041	19.6	0.025	0.071	4.2	0.015	0.027	13.9	0.014
NO ₃	mg/l	6.40	31.24	27.50	6.80	49.77	33.30	6.28	47.16	28.70
NO ₂	mg/l	0.01	0.57	<0,005	<0,005	0.91	<0,005	0.01	0.92	<0.005
(NO ₂ +NO ₃)	mg/l	6.41	32	27.5	6.8	51	33.3	6.29	48.4	28.7
o-PO ₄	mg/l	0.018	5.35	0.018	0.088	2.3	0.051	<0,005	4.77	0.015
P-PO ₄	mg/l	0.006	1.745	0.006	0.029	0.750	0.017	<0,0016	1.556	0.005
F	mg/l	0.132	0.143	<0,05	0.102	0.111	<0,05	0.21	0.159	0.133

Jak můžeme sledovat v tab. 9, až na ukazatel pH a Ca splňuje voda odebraná z vrtu PR podle chemických analýz všechny ostatní limity dané vyhláškou 83/2014 Sb pro pitnou vodu. Voda ve vrtu KT přesahuje na rozdíl od vrtu PR mimo pH a vápníku ještě limit obsahu železa, které je však podle předpokladů přírodního původu. Na lokalitě totiž bylo pozorováno hned několik železitých pramenů. Přestože vody vrtů PR ani KT nepřekračují limit pro hořčík, je tento limit velmi blízko naměřeným hodnotám, a to především u vrtu PR. Limit pro Ca + Mg (mmol/l) však překročen není ani u jednoho z vrtů.

Tab. 9. Chemický rozbor – průměry pro jednotlivá odběrná místa v porovnání s vyhláškou 83/2014 Sb., která stanovuje hygienické požadavky na pitnou vodu. DH – doporučená hodnota; MH – mezní hodnota – hodnota ukazatele jakosti pitné vody, jejíž překročení obvykle nepředstavuje akutní zdravotní riziko; NMH – nejvyšší mezní hodnota – hodnota zdravotně závažného ukazatele jakosti pitné vody, v důsledku jejíhož překročení je vyloučeno použití vody jako pitné. (Vyhláška 83/2014 Sb. k zákonu 258/2000 Sb. §108)

Ukazatel	Jednotka	KT	O1	PR	NORMA	
pH		6.29	7.46	5.61	6.5-9.5	MH
HCO ₃	mg/l	79.33	198.00	27.27		
KNK _{3,5}	mmol/l	1.29	3.27	0.42		
ZNK _{3,5}	mmol/l	0.95	0.17	2.12		
ZNK _{3,3}	mmol/l	1.01	0.19	1.42		
BSK ₅	mg/l	0.68	4.03	0.63		
CHSK-Mn	mg/l	0.55	7.03	0.58	3.00	MH
CHSK-Cr	mg/l	4.75	26.37	5.34		
Cl	mg/l	13.94	114.73	67.53	100.00	MH
SO ₄	mg/l	39.70	74.53	86.53	250.00	MH
NH ₄	mg/l	0.05	10.57	0.03	0.50	MH
NO ₃	mg/l	6.22	37.88	28.72	50.00	NMH
NO ₂	mg/l	0.02	0.60	0.01	0.50	NMH
(NO ₂ +NO ₃)	mg/l	6.25	38.69	28.73		
o-PO ₄	mg/l	0.03	3.03	0.02		
P-PO ₄	mg/l	0.01	0.99	0.01		
N _{celk}	mg/l	1.59	17.30	6.66		
F	mg/l	0.11	0.15	0.13	1.50	NMH
Br	mg/l	0.08	0.07	0.06		
TOC	mg/l	2.18	6.85	2.69	5.00	MH
Ca+Mg	mmol/l	1.11	2.07	1.43	2-3.5	DH
Na	mg/l	6.97	43.20	31.50	200.00	MH
K	mg/l	2.04	16.50	5.81		
Ca	mg/l	32.77	61.00	40.80	30.00	MH
Mg	mg/l	7.14	13.23	9.93	10.00	MH
Al	ug/l	147.30	43.40	60.15	200.00	MH
As	ug/l	2.52	2.44	3.44	10.00	NMH
Be	ug/l			0.11	2.00	NMH
Cu	ug/l	2.42	8.71	10.05	1000.00	NMH
Fe	ug/l	653.67	98.47	49.15	200.00	MH
Li	ug/l	24.73	22.47	21.17		
Zn	ug/l	5.10	20.13	6.45		

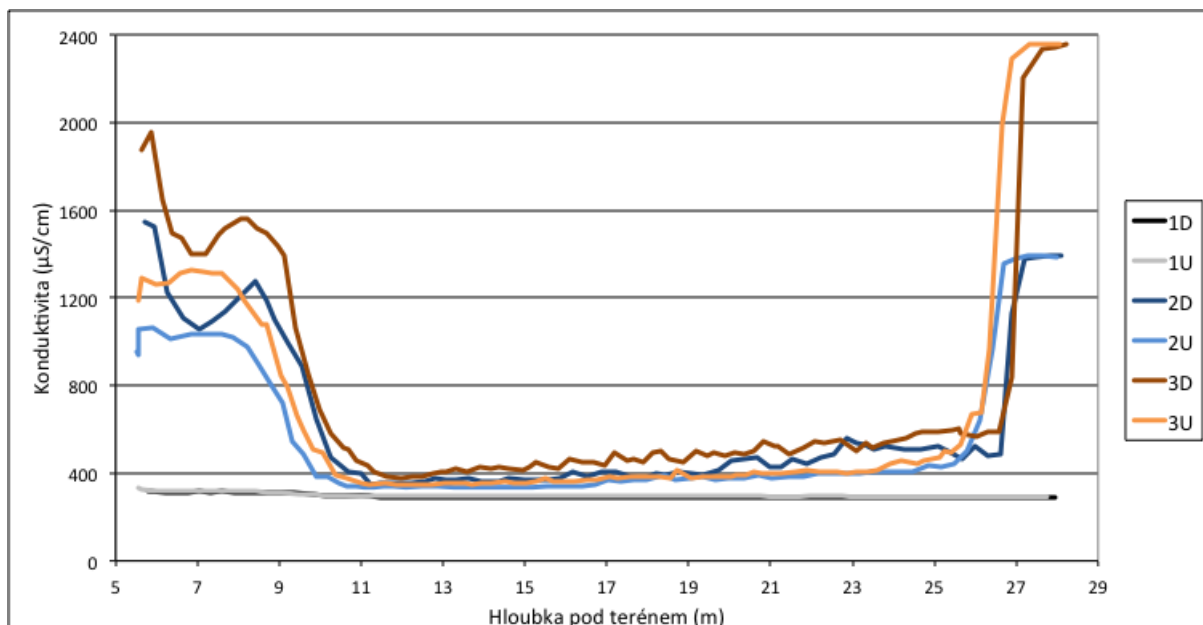
5.3 Měření na vrtu PR

Pro správné vyhodnocení stopovací zkoušky je nutné znát objem průtoku jak v místech předpokládaného objevení stopovací látky, tak i v samotném bodě injektáže. Jelikož se ve vrtu PR očekávalo objevení stopovače z odpadní vody, která se infiltruje přibližně 100 m severním směrem od vrtu, bylo nezbytné stanovit průtok ve vrtu PR za přirozeného stavu, který byl vypočten z následujících měření.

5.3.1 Rezistivimetrie a měření konduktivity 11. 7. 2013

Dne 11. 7. 2013 bylo ve vrtu PR sledováno přirozené proudění. V červnu tohoto roku spadlo ve Středočeském kraji abnormální množství srážek, kdy místo průměrných 75 mm srážek napršelo 164 mm, což je 219 % normálu (portal.chmi.cz, 2014). Sledování tedy probíhalo za vyšších stavů hladin podzemních vod.

Nejprve byla pomocí sondy zjištěna přirozená konduktivita podzemní vody, a to směrem dolů (1D) i nahoru (1U). Sonda zaznamenávala hodnoty pro každých 0.3 m hloubky. Po následné rezistivimetrii – zasolení vrtu 250 g NaCl v celé hloubce se měření opakovalo (2D a 2U). Jelikož se konduktivita ve střední části vrtu zvýšila jen minimálně, rezistivimetrie se opakovala a tentokrát byl vrt zasolen 500 g NaCl (3D a 3U). I přes vyšší zasolení však ve střední části nedošlo k významnému zvýšení konduktivity (graf 7). Ve spodní části vrtu mezi 27–29 m pod terénem je již vrt vystrojen neperforovanou pažnicí, a proto dochází ke kumulaci roztoku NaCl a k jeho jen extrémně pomalému vymývání.



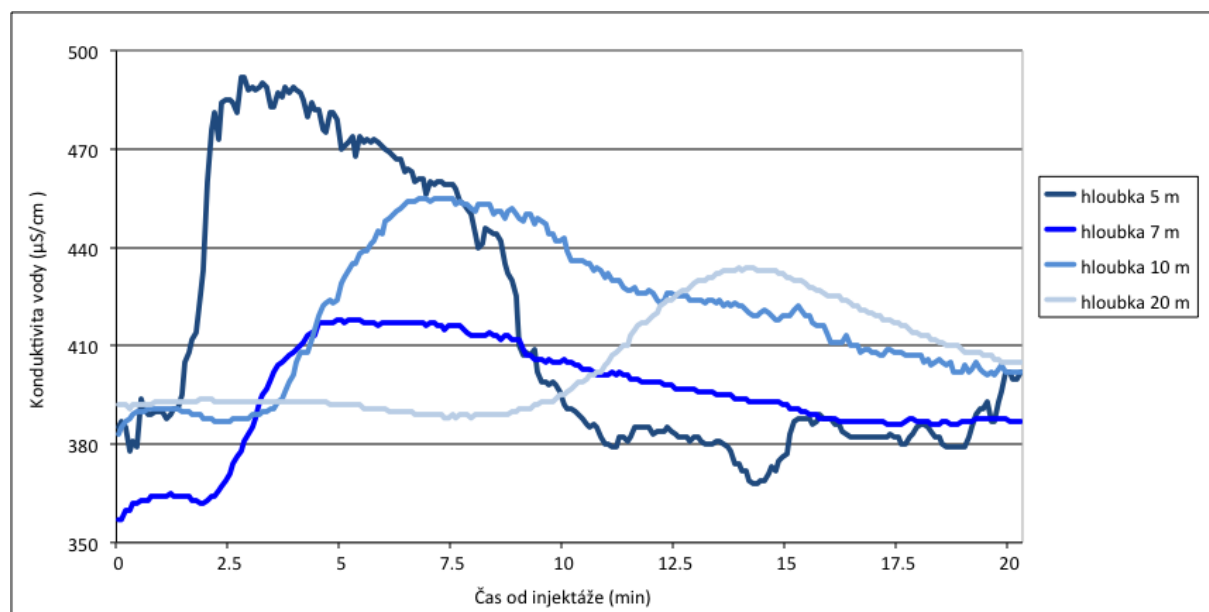
Graf 7. Měření konduktivity ve vrtu PR. 1D,1U – přirozená konduktivita vody ve vrtu PR; 2D,2U – konduktivita po zasolení pomocí 250 g NaCl; 3D,3U – konduktivita po zasolení pomocí 500 g NaCl.

Důvodem stabilní konduktivity ve střední části vrtu přes vysoké zasolení je intenzivní průtok v úseku 10–27 m pod terénem. Toto proudění je příčinou snížení konduktivity během několika maximálně prvních desítek minut zpět na přirozenou hodnotu.

Pro zjištění objemu protékající vody bylo na vrtu PR provedeno měření, během kterého se čidlo LTC umístilo do stabilní hloubky a na hladinu vody ve vrtu byl po dobu jedné minuty naléván roztok 5 l vody s rozpuštěnými 50 g soli NaCl. Čidlo bylo postupně umístěno do hloubek 5, 7, 10 a 20 m pod hladinou se záznamem konduktivity po 5 sekundách. Pohyb výšky hladiny ve vrtu PR je znázorněn v tab. 10. Za pomoci získaných záznamů konduktivity, které zobrazuje graf 8, byla vypočtena průměrná střední rychlost proudění 1.1 m/min, což odpovídá průtoku ve vrtu 0.36 l/s, tedy přibližně 31 m³/den. Tyto výsledky jsou zaznamenány v tab. 11. Nelze je však považovat za přesné, jelikož sůl byla injektována na hladinu vody ve vrtu a stopovací roztok tak musel nejprve překonat stagnující úsek od hladiny až do hloubky asi 4 m, kde teprve dochází k proudění vody ve vrtu. Ze stejného důvodu, kdy část stopovací látky zůstala v úseku vrtu se stagnující vodou, jsou značně nadhodnocené i výsledky průtoku z míry zředění soli.

Tab. 10. Hladina vody ve vrtu PR.

Datum	Hladina pod odběrným bodem (m)	Hladina pod terénem (m)
11. 7. 2013	6.25	5.53
5. 10. 2013	7.78	7.06
22. 11. 2013	7.81	7.09



Graf 8. Průniková křivka NaCl 11. 7. 2013.

Tab. 11. Průtoky ve vrtu PR 11. 7. 2013.

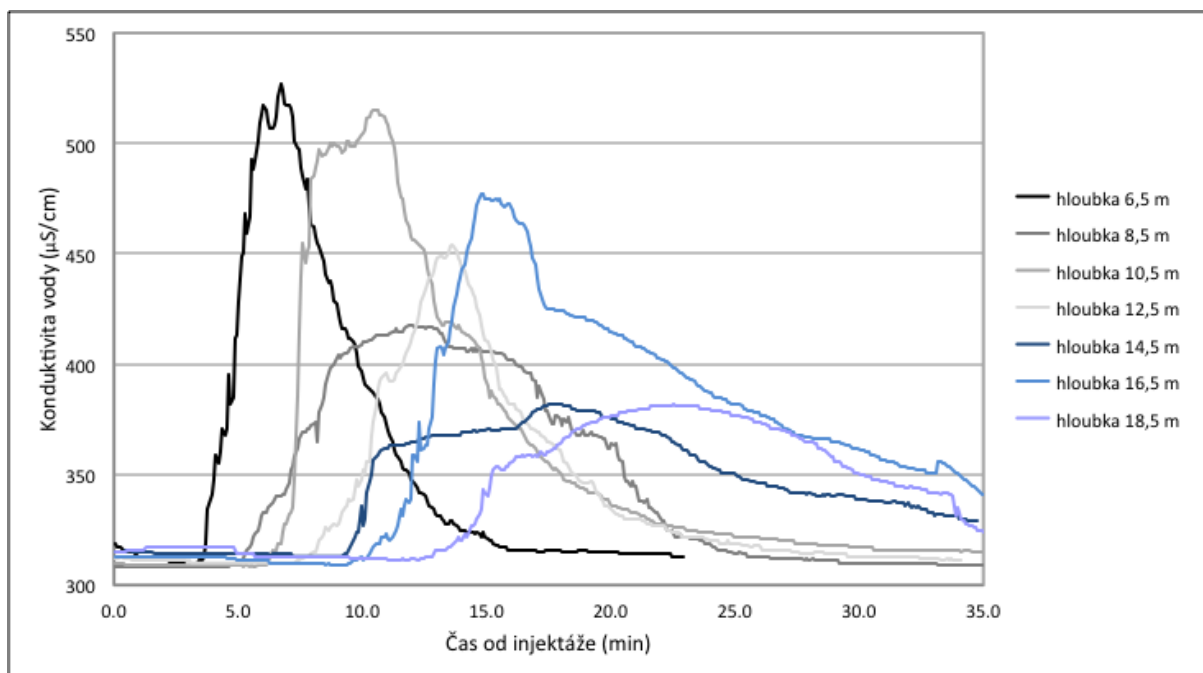
Hloubka pod terénem (m)	Hloubka pod hladinou (m)	Čas prvního objevení (minut)	Střední doba zdržení (minut)	Max. rychlost proudění (m/min)	Střední rychlost proudění (m/min)	vertikální průtok při střední rychlosti proudění (l/s)	vertikální průtok z míry ředění množství soli (l/s)
11.25	5	1.4	4.5	3.57	1.11	0.37	2
13.25	7	2.3	9.2	3.04	0.76	0.25	1.9
16.25	10	3.8	9.3	2.63	1.08	0.36	1.7
26.35	20.1	9.6	14.6	2.09	1.38	0.46	3.3

5.3.2 Měření před hlavní stopovací zkouškou 5. 10. 2013

Pro zpřesnění údajů byl při následujících měřeních 5. 10. 2013 stopovač aplikován pomocí hadice přímo do proudového pole v hloubce 4.2 m. Tentokrát bylo čidlo umístěno do hloubek 6.5, 8.5, 10.5, 12.5, 14.5, 16.5 a 18.5 m pod hladinu vody ve vrtu, která byla ten den podle tab. 8 na úrovni 7.06 m pod terénem. Čidlo zaznamenávalo naměřené hodnoty opět v časovém rozmezí 5 sekund. Pro měření v každé hloubce byl do vrtu pomocí hadice o průměru 8 mm injektován roztok 1 litru vody s 10 g rozpuštěné NaCl, který byl následně propláchnut 2 litry čisté vody, aby v hadici nezůstaly nečistoty z předchozí injektáže. Průnikové křivky z jednotlivých hloubek jsou zobrazeny v grafu 9. Nejrychlejší nárůst hodnot maximální rychlosti proudění, která byla spočtena jako dráha proudění dělená časem prvního objevení, byl zaznamenán v úseku 6.5–10.5 m pod hladinou. Maximální rychlost v úseku těchto 4 m narůstá z hodnoty 0.64 m/min až na hodnotu 0.98 m/min. Stoupání hodnot maximální rychlosti proudění hlouběji ve vrtu je již mnohem pozvolnější. I u střední rychlosti proudění dochází k největšímu nárůstu rychlosti mezi prvním a druhým úsekem měření. V hloubce 8.5 m pod terénem dosahuje střední rychlost proudění téměř hodnoty maximální rychlosti proudění. V ostatních úsecích vrtu je střední rychlost proudění poměrně jednotná a pohybuje se v rozmezí 0.74–0.83 m/min. Pokud budeme vycházet ze střední rychlosti proudění, je nejnižší průtok v prvním úseku měření 6.5 m, a to 0.21 l/s. V dalších úsecích měření se objem průtoku pohybuje v rozmezí 0.25–0.28 l/s, což odpovídá průměrnému průtoku 0.26 l/s. Přestože lze tyto výsledky považovat za přesnější než výsledky z měření dne 11. 7. 2013, větší váhu mají hodnoty výsledků z míry zředění množství soli, které jsou obecně považovány za přesnější. Průměrný vertikální průtok vypočtený metodou míry zředění je 0.19 l/s. Tyto poznatky jsou shrnuty v tab. 12.

Tab. 12. Průtoky ve vrtu PR 5. 10. 2013.

Hloubka pod terénem (m)	Hloubka pod hladinou (m)	Dráha proudění (m)	Čas prvního objevení (minut)	Střední doba zdržení (minut)	Max. rychlost proudění (m/min)	Střední rychlost proudění (m/min)	vertikální průtok při střední rychlosti proudění (l/s)	vertikální průtok z míry ředění množství soli (l/s)
13.5	6.5	2.3	3.6	3.6	0.64	0.64	0.21	0.21
15.5	8.5	4.3	5.3	5.4	0.81	0.80	0.27	0.18
17.5	10.5	6.3	6.4	8.2	0.98	0.77	0.26	0.14
19.5	12.5	8.3	8	10.3	1.04	0.81	0.27	0.24
21.5	14.5	10.3	9.5	12.4	1.08	0.83	0.28	0.21
23.5	16.5	12.3	10.3	16.6	1.19	0.74	0.25	0.12
25.5	18.5	14.3	13.8	17.4	1.04	0.82	0.28	0.21



Graf 9. Průniková křivka NaCl 5. 10. 2013.

Přestože je výsledek průtoku nižší než při prvním měření, které probíhalo za zvýšených vodních hladin po záplavách v červnu 2013, jedná se stále o hodnotu o několik řádů vyšší, než je tomu u běžných vrtů, a potvrzuje zjištění o intenzivním průtoku mezi 10 a 27 m hloubky vrtu, které bylo konstatováno již po provedené rezistivimetrii na vrtu PR dne 11. 7. 2013, jejíž hodnoty jsou shrnuty v grafu 7. Měření konduktivity v hloubce 27 m pod terénem (20 m pod hladinou) prokázalo, že zde již voda neproudí, jelikož v této hloubce konduktivita stoupala velmi pomalu a protože v tomto úseku zůstává zachycena sůl z předchozích měření. Konduktivita tak zde dosahuje mnohem vyšších hodnot než v horních úsecích vrtu.

5.3.3 Měření před ověřovací stopovací zkouškou 22. 11. 2013

Poslední měření na vrtu PR proběhlo dne 22. 11. 2013 jako součást ověřovací stopovací zkoušky. K měření byla opět využita hadice, tentokrát o průměru 12 mm, s jejíž pomocí bylo opět možné injektovat stopovač přímo do proudového pole v hloubce 4.2 m pod hladinou. Znovu byl použit roztok 10 g NaCl rozpuštěné v 1 litru vody a následoval proplach hadice dalšími 2 litry čisté vody. Čidlo bylo umístěno 17.3 m pod hladinou vody ve vrtu neboli 24.4 m pod terénem. Z údajů tohoto měření byl vypočten vertikální průtok při střední rychlosti proudění 0.24 l/s. Průtok vypočtený z míry zředění množství soli však vychází pouze 0.14 l/s. Údaje zjištěné z tohoto měření jsou uvedené v tab. 13.

Tab. 13. Průtok ve vrtu PR 22. 11. 2013

Hloubka pod terénem (m)	Hloubka pod hladinou (m)	Dráha proudění (m)	Čas prvního objevení (minut)	Střední globální zdržení (minut)	Max. rychlost proudění (m/min)	Střední rychlost proudění (m/min)	vertikální průtokový střední rychlost proudění (l/s)	vertikální průtokový míry ředění množství soli (l/s)
24.4	17.3	13.1	11.3	18	1.16	0.73	0.24	0.14

Údaje pro výpočet průtoku z míry ředění množství soli byly vyhodnocovány programem Qtracer a výsledky jsou převzaty z Etapové zprávy projektu TA01020219 (Bruthans et al., 2013 in Hrkal et al., 2013).

5.4 Stopovací zkoušky

Cílem stopovacích zkoušek bylo ověření směru proudění odpadní vody, která je vyvedena do lesa pod nádražím v Řevničově a ověření hypotézy, že tato voda proudí do vrtu PR. Pokud by se toto potvrdilo, měly by zkoušky dále stanovit dobu proudění od místa infiltrace po objevení se ve vrtu PR.

Kvůli omezeným finančním prostředkům nebylo možné zajistit odběr vzorků přímo z vrtu PR, k čemuž by bylo zapotřebí výkonného čerpadla, jelikož se hladina vody ve vrtu za běžných stavů pohybuje v hloubce okolo 7 m pod terénem a vzorky je nutné odebírat z hloubky alespoň 4 m pod hladinou, což je zóna, kde již dochází k aktivnímu proudění.

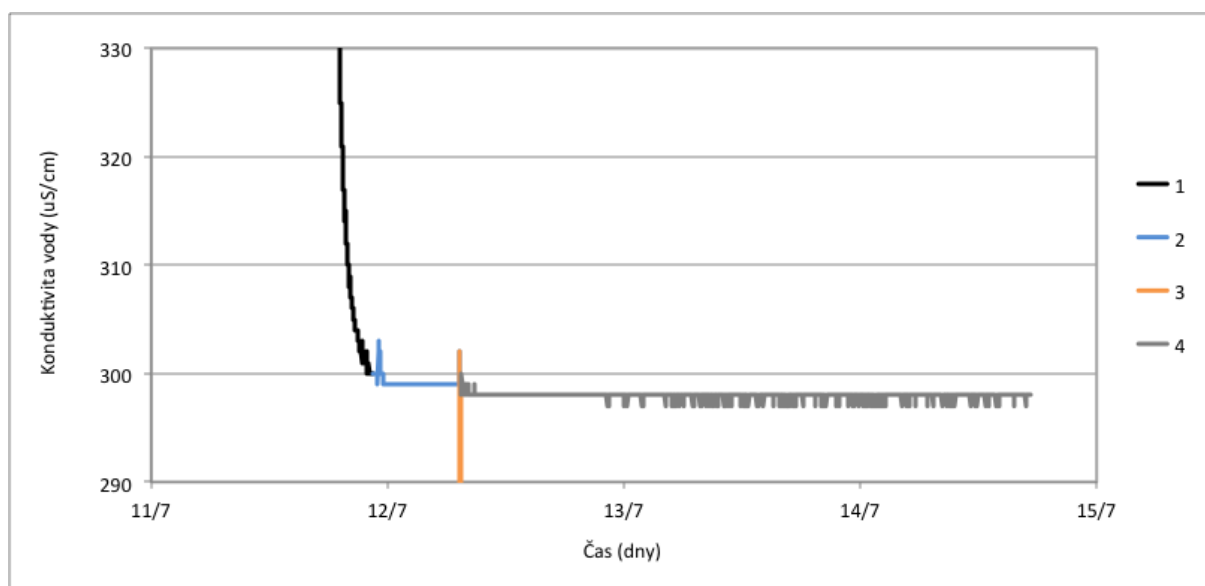
Voda proudící ve vrtu byla proto sledována samočinným konduktometrickým čidlem LTC. Díky nadstandardním průtokům, které byly zjištěny a shrnuty v předešlé podkapitole, je možné předpokládat, že voda z vrtu by mohla dorazit do pramenů v nivě Leontýnského potoka, který je od vrtu vzdálen asi 300 m, během prvního měsíce od zahájení stopovací zkoušky. Tyto informace by poskytly další údaje o ředění odpadní vody a o reakcích mezi odpadní vodou a okolním prostředím.

5.4.1 Stopovací zkouška 11. 7. 2013

První stopovací zkouška proběhla dne 11. 7. 2013. Před injektáží bylo ve vrtu umístěno čidlo LTC do hloubky 20.5 m pod terénem, s četností záznamu po 1 minutě. Dále byl zjištěn průtok odpadní vody 0.16 l/s. V 16 hodin odpoledne byl pod ústí odpadní vody (pozice O1 na obr. 6) injektován roztok 3 kg soli NaCl rozpuštěné přibližně v 9 litrech vody. Čidlo bylo ve vrtu ponecháno 3 dny až do 14. 7. 2013, 17:30 hodin.

Graf 10 ukazuje průběh zaznamenané konduktivity. První úsek grafu zobrazuje spouštění čidla do konstantní hloubky, průchod úsekem se zvýšenou konduktivitou z předchozích měření a postupné ustálení hodnot. Druhý úsek zobrazuje ustálené, ale stále nepatrně zvýšené hodnoty konduktivity. Na třetím úseku je zaznamenán pokles konduktivity z důvodu kontroly čidla a naměřených dat. Na posledním úseku byla ve vrtu zaznamenána stálá, přirozená

hodnota konduktivity. Vzhledem ke konstantnímu průběhu hodnot v grafu 10 lze předpokládat, že stopovač do vrtu nepronikl vůbec, nebo nepronikl v měřitelné míře, tedy v koncentraci menší než 1 mg/l.



Graf 10. Průběh stopovací zkoušky ve vrtu PR 11. 7. 2013. 1 – spuštění čidla do požadované hloubky, 2 – zvýšená konduktivita z předchozího zasolení, 3 – kontrola čidla, 4 – návrat k ustálené normální konduktivitě.

5.4.2 Hlavní stopovací zkouška 5. 10. 2013

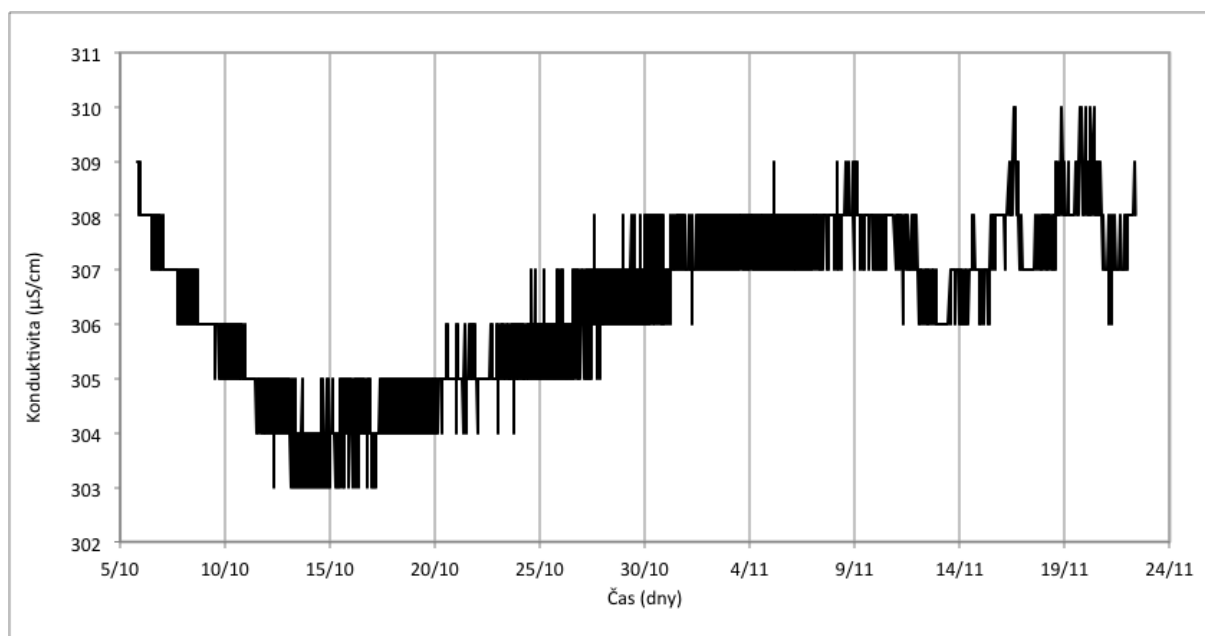
Před samotným začátkem hlavní stopovací zkoušky byla provedena rekognoskace terénu v okolí nivy Leontýnského potoka, při které došlo k vytipování vhodných míst k odběru vzorků a proměřování konduktivity (obr. 6). U převážně levostranných přítoků Leontýnského potoka byly zaznamenány nízké hodnoty konduktivity v rozmezí 230–280 µS/cm. Přítoky s vyšší konduktivitou pohybující se v rozmezí 350–500 µS/cm (C1, C3, C4, F a S), která může naznačovat přítomnost odpadní vody, byly následně vybrány pro pravidelné vzorkování. Další místa shledaná jako vhodná pro sběr vzorků k analýze obsahu fluoresceinu jsou L1, F, L2, S a sodných iontů L1, F a L2. Konduktivita byla měřena na místech O2, O3, C1, pokud to přírodní podmínky umožňovaly, dále O1, C3, C4, L1, L2, F a S. Konduktivita ve vrtu PR byla měřena kontinuálně v období 5. 10 až 22. 11. 2013. První den po injektáži stopovače byly odebrány vzorky a změřena konduktivita ráno (10 hodin) a odpoledne (16 hodin). Ve dnech 7. 10. až 11. 10. byla měření a vzorkování prováděna denně. Další měření a odběr vzorků proběhl ve dnech 13. 10., 17. 10., 21. 10., 29. 10. a 10. 11. 2013.

Nejprve byly do výpusti odpadní vody injektovány 3 kg rozpuštěného NaCl v čase 17 hodin po dobu 25 minut. Následující den 6. 10. byly na totéž místo injektovány další 2 kg rozpuštěného NaCl, a to 1 kg ráno v čase 9:30–9:45 a 1 kg odpoledne v čase 15:27–15:41. Dne 7. 10. byly injektovány další dva kilogramy v 11:45 a injektáž trvala dvacet minut. Poslední injektáž proběhla ráno dne 8. 10. od 9:40 do 10:00 v množství opět 2 kg NaCl rozpuštěných v přibližně 5 l vody. Celkem bylo do místa vyústění odpadních vod injektováno

9 kg NaCl. Tato etapovitá injektáž byla zvolena z důvodů zvýšení pravděpodobnosti zachycení stopovače při měření konduktivity na místech C1, C2, C3 a C4.

Injektáž fluoresceinu dne 5. 10. 2013 proběhla na vrtu PR v 18 hodin pomocí 8 mm široké hadice do hloubky 11.3 m pod terén, tedy do proudového pole vrtu v hloubce 4.2 m pod hladinou. Injektováno bylo 50 g fluoresceinu. Samotná injektáž trvala 6 minut a následně byl fluorescein ještě spláchnut v hadici 2 l vody.

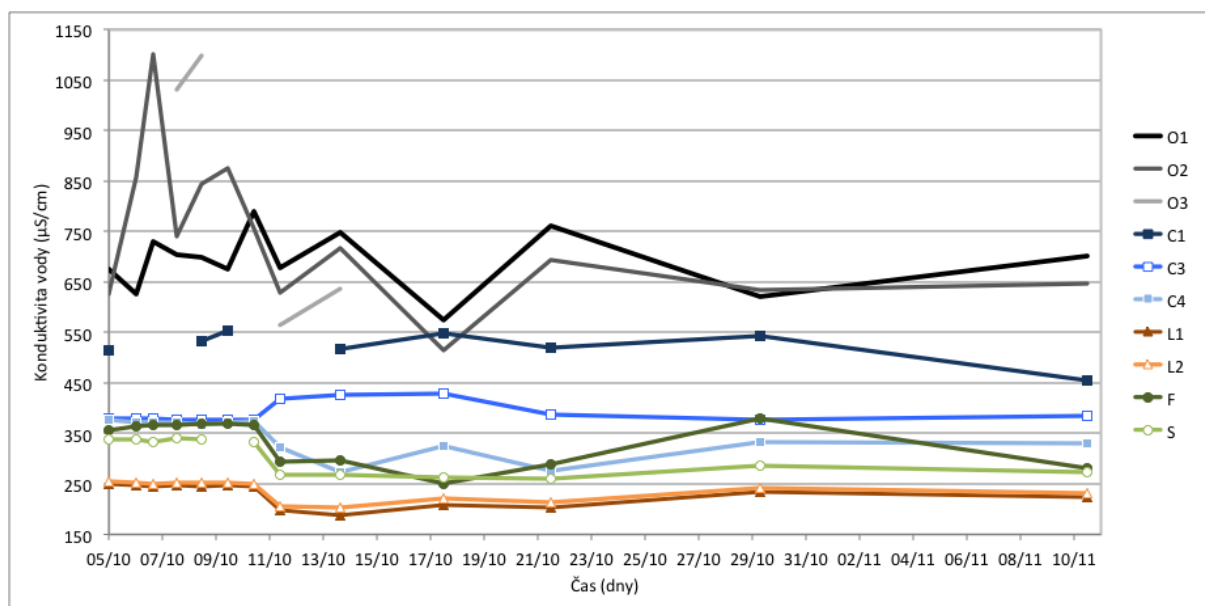
Jak už bylo řečeno, objevení stopovače NaCl ve vrtu bylo sledováno pomocí čidla LTC, které bylo do vrtu umístěno dne 5. 10. 2013 v 18:50. Tentokrát bylo čidlo nastaveno pro snímání konduktivity po 5 minutách v období 5. 10. až 9. 11. 2013 a od 10. 11. do 22. 11. 2013 snímalo čidlo hodnoty po 10 minutách. Celkem tedy bylo čidlo ve vrtu umístěno po dobu 48 dnů. Zaznamenaná konduktivita je znázorněna na grafu 11.



Graf 11. Průběh konduktivity ve vrtu PR v časovém rozmezí 5. 10. 2013 až 22. 11. 2013

Během prvních deseti dnů až do 15. 10. čidlo zaznamenávalo mírný pokles konduktivity z 309 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na 303 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Následujících patnáct dní do 30. 10. konduktivita opět pozvolna narůstala zpět k původní hodnotě na úroveň 308 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Další dny až do konce měření se hodnoty pohybovaly okolo 308 $\mu\text{S}/\text{cm} \pm 2 \mu\text{S}/\text{cm}$. Bohužel se neobjevily žádné zvýšené hodnoty, které by naznačovaly přítomnost stopovací látky NaCl injektované do vývodu odpadní vody dne 5. 10. 2013. Důvodů může být hned několik. První možností je, že střední doba zdržení mezi místem infiltrace odpadní vody a vrtem PR je delší než provedené měření, tedy delší než 48 dní. Dalším důvodem může být, že značná část odpadní vody proudí po povrchu ve směru ukloněného svahu nebo v permokarbonu existuje puklina, která určitý podíl infiltrované vody odvádí mimo vrt. Bohužel na lokalitě nebyla provedena žádná geofyzikální měření, která by toto mohla potvrdit nebo vyvrátit.

Hodnoty konduktivity změřené během hlavní stopovací zkoušky na vytyčených profilech zanesených na obr. 6 jsou zapsány v tab. 14 a znázorněny grafem 12.



Graf 12. Záznam konduktivity na vybraných lokalitách při hlavní stopovací zkoušce.

Tab. 14. Záznam konduktivity na vybraných lokalitách při hlavní stopovací zkoušce. X – nebylo měřeno.

Datum	O1	O2	O3	C1	C3	C4	L1	L2	F	S
5.10	675	627	x	514	380	377	250	255	356	338
06.10.10h	627	857	x	x	380	373	247	252	364	337
06.10.16h	731	1102	x	x	379	371	246	251	366	334
07.10.	705	740	1031	x	378	373	247	252	367	340
08.10.	700	845	1100	533	378	368	246	252	370	339
09.10.	675	876	x	555	378	373	247	253	369	x
10.10.	790	757	x	x	377	374	245	251	366	332
11.10.	679	630	565	x	420	324	199	207	295	269
13.10.	749	718	638	517	427	273	188	203	296	268
17.10.	575	515	x	549	428	325	209	221	251	263
21.10.	762	693	x	520	387	276	204	214	290	260
29.10.	621	635	x	544	378	334	235	243	381	287
10.11.	703	647	x	545	x	331	224	231	280	273

Na odběrných místech O2 a O3 byly bezprostředně po injektáži stopovací látky NaCl zaznamenány až dvojnásobně zvýšené hodnoty konduktivity oproti běžnému stavu (O2 z hodnot 627 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na 1102 $\mu\text{S}/\text{cm}$ a O3 z hodnot v rozmezí 500–600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ na 1100 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Z grafu lze vyzorovat vtaž mezi konduktivitou odpadní vody O1 a pokračujícím tokem vzorkovaným na pozici O2. Stejný krok zvýšení konduktivity s o něco nižšími hodnotami lze sledovat i na pozici O3, bohužel později již nebylo možné kvůli přírodním podmínkám konduktivitu měřit. Dalším místem, kde došlo k významnějšímu navýšení hodnot konduktivity, je C3. Hodnoty na C3 se zvýšily z běžných 378–380 $\mu\text{S}/\text{cm}$ nad hodnoty

přesahující 420 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Zvýšené hodnoty se na lokalitě C3, která je od výpusti odpadní vody vzdálena přibližně 200 m, projeví po 6 dnech od první injektáže NaCl. Maximální hodnoty na pozici C3 byly zaznamenány v období 13. 10. až 17. 10. Zvýšení konduktivity této pozice je možné také sledovat v grafu 12. Na ostatních monitorovaných lokalitách nebyla stopovací látka zaznamenána. Naopak na pozicích C4, L1, L2, F a S došlo v důsledku srážek ve dnech 10. 10. až 13. 10. dokonce ke snížení konduktivity z důvodu naředení toků méně mineralizovanou vodou. Opětovný nárůst hodnot měl jen velmi pomalý trend a většina ze sledovaných profilů nedosáhla původní konduktivity až do ukončení stopovací zkoušky.

Bruthans et al. (2013, in Hrkal et al., 2013) konstatuje, že chemické analýzy ukázaly pokles konduktivity v důsledku poklesu obsahu iontů vápníku na polovinu původní koncentrace a menšího poklesu koncentrace hořečnatých iontů. Koncentrace sodných iontů se výrazně neměnila. Obsah aniontů nebyl sledován.

Pravděpodobnou přítomnost stopovací látky NaCl v tab. 14 znázorňují hodnoty vyznačené šedým podbarvením. Pauzy ve vzorkování lokalit O3 a C1 jsou způsobeny ztrátou občasného toku, a proto nebylo možné konduktivitu změřit. Především na odběrném místě O3 bylo vyschnutí toku ve dnech 9. 10. a 10. 10. způsobeno dřevařskými pracemi v předchozích dnech, kdy kácené stromy napadaly přes náplavy proudící odpadní vody a přerušily tak její povrchovou dotaci z výpusti.

Tab. 15. Obsah sodíku (mg/l)

Objekt	05/10	06/10	06/10	07/10	08/10	09/10	10/10	11/10	13/10	17/10	21/10	29/10	10/11
F	3.2	2.7	3.5	3.3	3.2	3.2	2.7	2.9	3.2	3.1	3.1	3.1	2.8
L1	7.3	6.8	6.6	6.4	7.1	6.3	5.9	4.8	6.2	4.8	4.4	5.7	5.3
L2	7.8	6.9	6.0	5.7	6.9	6.8	6.9	6.2	7.7	7.0	7.1	7.2	7.3
L2-L1	0.5	0.2	-0.6	-0.6	-0.2	0.5	1.0	1.4	1.5	2.1	2.6	1.5	1.9

Výše zobrazená tab. 15 zaznamenává obsah sledovaných sodných iontů na vybraných objektech F, L1 a L2. Zatímco na objektu F byly v průběhu sledování zaznamenány více méně stálé hodnoty v rozmezí 2.7–3.5 mg/l, což lze považovat za stálou hodnotu v rámci chyby stanovení, na profilech L1 a L2 bylo kolísání hodnot mnohem patrnější. Je tedy možné potvrdit, že do objektu F injektovaný stopovač NaCl nedorazil. Hodnoty naměřené v objektu L1 se pohybují v relativně velkém rozpětí 4.4–7.3 mg/l, ale celkově mají klesavou tendenci. Hodnoty z objektu L2 jsou o něco méně rozptýlené a od 8. 10. 2013 poměrně stále kolísají kolem hodnoty 7 mg/l. U L2 tedy nedochází k poklesu koncentrace sodných iontů jako je tomu u L1, přestože je L2 z většiny tvořena vodou z objektu L1, a proto by měly být hodnoty sodíku obdobné. Po odečtení koncentrací sodných iontů z objektů L2 a L1, jež zobrazuje tab. 15, je jednoznačně vidět nárůst hodnot v profilu L2 od 10. 10. 2013, tedy 5 dní

od započetí stopovací zkoušky. Nejvyšší rozdíl koncentrace byl zaznamenán 21. 10. 2013, a to 2.6 mg/l. Tento nárůst může být přikládán přítomnosti stopovací látky NaCl.

Sledování fluoresceinu probíhalo na pozicích L1, L2, F a S. Jeho přítomnost byla zaznamenána pouze v objektu F, a to ve dnech 17. 10 a 21. 10. 2013. Nicméně naměřené hodnoty se pohybovaly pouze v jednotkách $\mu\text{g/l}$, což jsou hodnoty pouze minimálně zvýšené vůči pozadí, proto byla stopovací zkouška opakována se zahájením dne 22. 11. 2013.

5.4.3 Ověřovací stopovací zkouška 22. 11. 2013

Cílem poslední stopovací zkoušky bylo ověřit proudění odpadních vod do vzorkovaných objektů C1, C2 a C3. Dále se ověřovalo objevení fluoresceinu na pozici F z minulé stopovací zkoušky, jejíž výsledky nebyly plně prokazatelné.

Pro analýzu iontů sodíku, lithia a draslíku byly vzorky odebírány z objektů C1, C2, C3, L1, L3, F a G. Na pozicích F a L3 byl také sledován obsah fluoresceinu. Vzorkovaná místa se až na výjimky shodovala s místy z minulé stopovací zkoušky. Konduktivita byla měřena v objektech O1, C1, C2, C3, C4, L1, L3, F, G a S. Vzorky byly odebírány od 22. 11. do 2. 12. každý druhý den, v období 3. 12. až 9. 12. každý den a následně v prodlužujících se intervalech ve dnech 11. 12., 13. 12., 16. 12., 19. 12., 22. 12. a 27. 12. 2013.

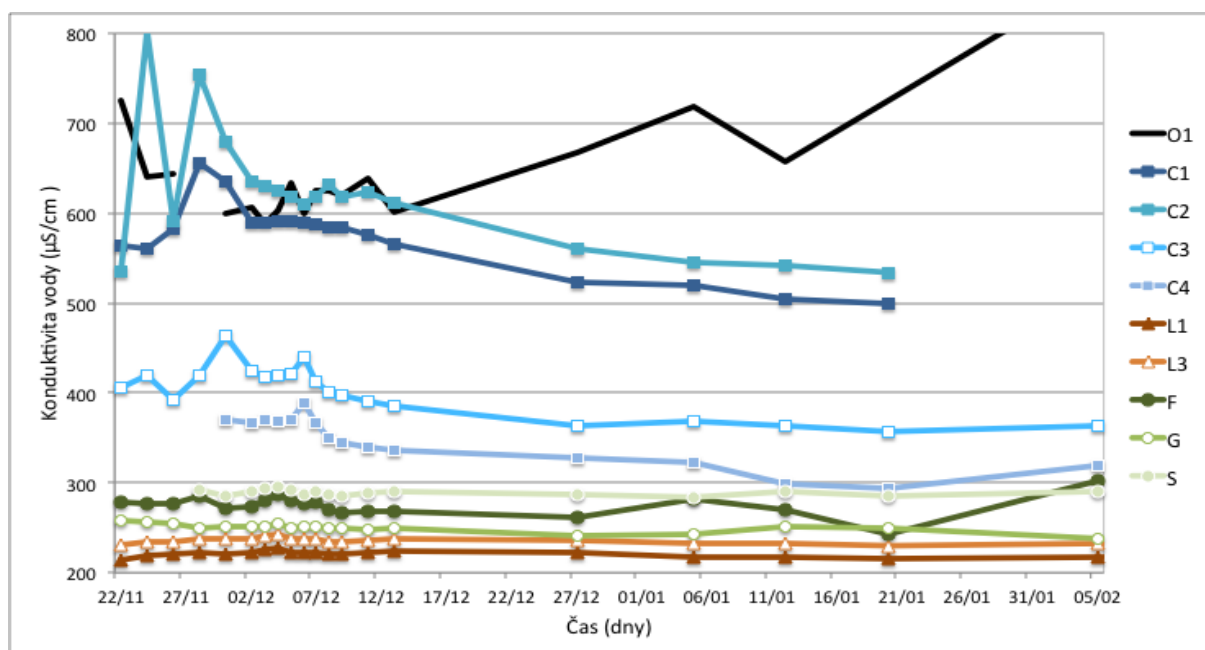
Jako stopovací látka pro injektáž v místě objevení odpadní vody, tedy do objektu O1, byla opět zvolena sůl NaCl, a to v množství 15 kg rozpuštěných ve vodě. Injektáž proběhla 22. 11. 2013 v časovém rozmezí 14:30–15:50. Další stopovací látky byly injektovány přímo do vrtu PR pomocí 12 mm hadice do hloubky 11.3 m pod povrchem, což odpovídá hloubce 4.2 m pod hladinou. Tento způsob byl zvolen stejně jako u předchozí zkoušky z důvodu dopravení stopovače do proudového pole ve vrtu. Tentokrát byly injektovány tři různé stopovací látky, a to 10 kg KCl v časovém rozmezí 11:30–14:50, dále 1 kg LiCl v čase 15:00–15:30 a jako poslední 200 g fluoresceinu v čase 15:40–16:15. Při samotné injektáži se postupovalo způsobem, který zajistil, že koncentrace stopovacích látek nezměnily hustotu vody a ve vrtu tak nedocházelo k hustotnímu proudění. Z tohoto důvodu trvala například injektáž KCl několik hodin.

Konduktivita při poslední stopovací zkoušce byla zaznamenávána od 22. 11. 2013 až do 5. 2. 2014. Tyto hodnoty zobrazuje graf 13 a shrnuje tab. 16. Z grafu je patrné, že přírodní vody mají konduktivitu v rozmezí 200–300 $\mu\text{S/cm}$. Odpadní vody mají oproti tomu hodnoty konduktivity 2–3 vyšší. Především u odběrných míst C1 a C2 je výborně vidět komunikace v hodnotách konduktivity, která pozvolna klesá s téměř konstantním odstupem hodnot, což může být způsobeno ředěním přítokem s konstantní konduktivitou přitékajícího do profilu C1. Uprostřed grafu 13 se nachází přírodní vody kontaminované odpadní vodou. Tato zkouška tedy potvrzuje proudění odpadní vody O1 přes profily O2 a O3, dále C1 a C2 až k C3 a již značně sníženými hodnotami do C4 a následně do Leontýnského potoka. Je zřejmé, že během proudění od výpusti odpadní vody po ústí do Leontýnského potoka dojde k významnému

poklesu konduktivity, což může být způsobeno chemickými procesy nebo také podzemními přítoky méně mineralizovaných vod, a to zejména po srážkách. Lze tedy tvrdit, že odpadní voda tak na přírodní vody v nivě Leontýnského potoka nemá významný vliv. V tab. 16 jsou opět šedě podbarvené zvýšené hodnoty konduktivity považované za přítomnost stopovací látky NaCl. Rozdíl v hodnotách konduktivity mezi pozicemi L1 a L3 se až na první den pohyboval v pravidelném rozmezí 14–15 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Tab. 16. Záznam konduktivity a průtoku na vybraných lokalitách při ověřovací stopovací zkoušce. X – nebylo měřeno.

Datum	Konduktivita ($\mu\text{S}/\text{cm}$)										Průtok (l/s)		
	O1	C1	C2	C3	C4	L1	L3	F	G	S	O1	C3	F
22/11	726	564	535	406	x	214	231	278	258	x	0.17	0.13	0.16
24/11	640	560	802	419	x	219	234	277	257	x	0.12	0.08	0.12
26/11	643	582	591	393	x	220	235	277	254	x	0.16	0.07	0.11
28/11	x	656	754	420	x	223	238	286	249	292	x	x	x
30/11	599	636	680	464	370	221	237	272	252	285	0.17	0.10	0.12
02/12	606	590	636	424	367	223	237	274	252	290	0.16	0.10	0.10
03/12	588	590	630	417	370	226	241	281	252	293	0.13	0.08	0.10
04/12	603	591	625	419	368	227	242	287	254	296	0.16	0.08	0.08
05/12	633	591	619	421	370	223	238	281	249	292	0.13	0.08	0.08
06/12	600	589	610	439	389	222	237	276	252	287	0.14	0.09	0.12
07/12	625	588	619	413	366	222	237	278	251	290	0.11	0.07	0.11
08/12	625	584	631	401	349	221	235	270	250	287	0.16	0.08	0.12
09/12	620	585	618	397	345	220	234	266	249	286	0.11	0.07	0.11
11/12	638	576	624	391	339	222	236	268	248	289	0.11	0.06	0.09
13/12	601	566	611	386	337	224	238	268	249	290	0.10	0.05	0.09
16/12	620	520	607	375	335	223	234	267	249	288	x	0.02	0.04
19/12	674	545	577	374	340	224	238	274	249	293	x	0.02	0.04
22/12	613	535	567	372	335	223	237	280	243	290	0.09	0.03	0.07
27/12	668	523	560	364	328	222	236	261	241	287	0.06	0.04	0.05
05/01	719	519	545	368	322	218	232	282	243	284	0.06	0.03	0.06
12/01	658	504	541	363	298	217	232	270	251	290	0.05	0.04	0.10
20/01	725	499	534	357	293	215	230	242	249	286	0.06	0.03	0.05
05/02	864	x	x	364	320	218	232	302	238	290	0.05	0.03	0.10

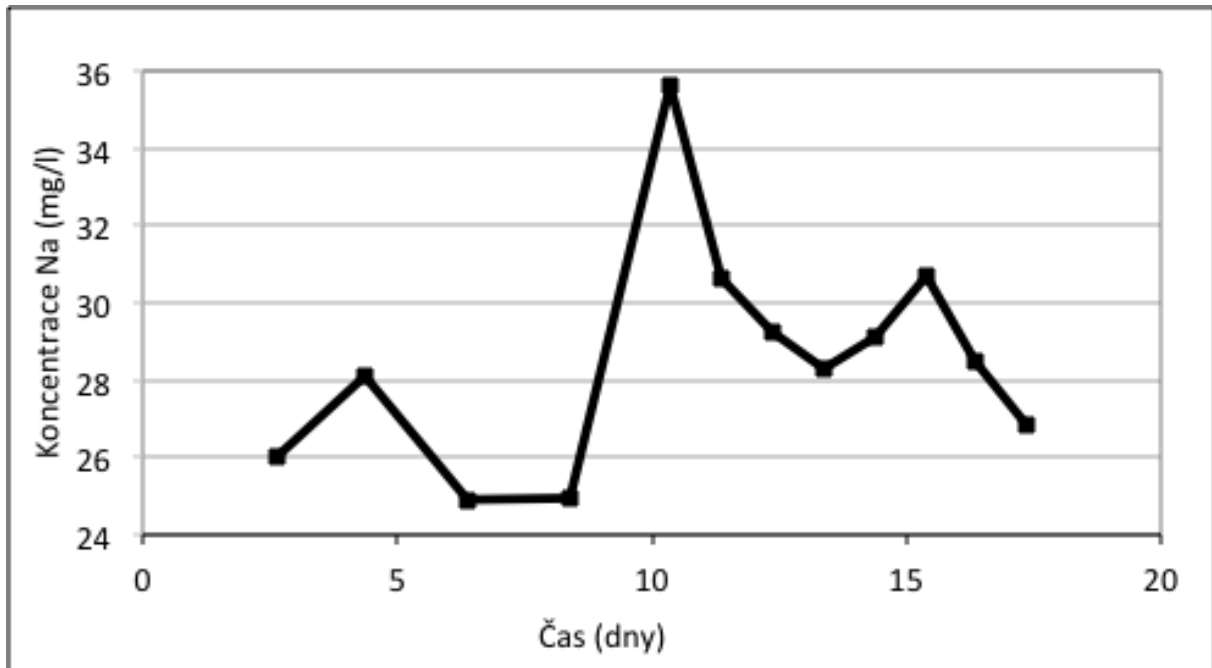


Graf 13. Záznam konduktivity na vybraných lokalitách při ověřovací stopovací zkoušce.

Při této stopovací zkoušce byly vzorky pro analýzu přítomnosti iontů Na, Li a K odebírány na profilech L1, L3, F, G, S a tentokrát také C3. Po analýze sodíku z odběrného bodu C3 lze téměř definitivně potvrdit přítomnost stopovací látky NaCl, viz tab. 17. a graf 14. Šedě podbarvená pole v tab. 17 označují vzorky analyzované 12. 12. 2013. Především u lithia vychází z analýzy provedené toho dne několikanásobně nižší hodnoty než z analýzy provedené 19. 12. 2013, kdy byly analyzovány všechny ostatní vzorky odebrané v období 24. 11. 2013 až 8. 12. 2013. Nicméně podle zaznamenaných hodnot lze konstatovat, že stopovací látky nebyly zachyceny na žádném ze vzorkovaných profilů.

Tab. 17. Koncentrace iontů Na, K a Li na vybraných lokalitách.

Datum	Sodík - Na (mg/l)						Draslík - K (mg/l)						Lithium - Li (mg/l)					
	C3	L1	L3	F	G	S	C3	L1	L3	F	G	S	C3	L1	L3	F	G	S
22/11	26.0	7.0	8.5	3.5	x	x	7.5	2.8	2.9	3.7	x	x	0.003	<0,003	0.005	0.015	x	x
24/11	28.1	9.6	10.7	7.3	x	x	6.6	2.6	2.4	4.2	x	x	0.018	0.019	0.019	0.029	x	x
26/11	24.9	9.6	10.9	6.3	17.2	x	5.1	2.6	2.4	3.0	2.6	x	0.019	0.018	0.018	0.030	<0,003	x
28/11	25.0	10.3	11.3	6.3	x	x	5.2	2.8	2.8	2.9	x	x	0.018	0.017	0.019	0.031	x	x
30/11	35.6	9.5	11.1	6.2	x	x	7.0	2.5	2.5	3.0	x	x	0.016	0.019	0.019	0.030	x	x
02/12	30.6	9.7	10.7	6.1	16.7	11.8	6.2	2.6	2.4	3.0	2.6	2.8	0.018	0.018	0.018	0.029	<0,003	0.009
03/12	29.2	16.1	11.0	6.3	16.2	11.6	5.6	5.0	2.5	3.1	2.4	2.8	0.018	0.019	0.018	0.030	<0,003	0.008
04/12	28.3	9.8	11.5	6.0	15.6	12.1	5.7	2.5	2.8	3.1	2.3	2.9	0.018	0.018	0.018	0.031	<0,003	0.007
05/12	29.1	9.7	10.8	6.4	15.2	11.8	6.1	2.6	2.4	3.3	2.3	2.9	0.018	0.018	0.019	0.030	<0,003	0.008
06/12	30.7	9.9	11.0	5.8	15.8	11.4	7.1	3.1	2.8	2.7	2.7	2.8	0.016	0.019	0.020	0.030	<0,003	0.008
07/12	28.5	9.8	10.7	6.0	16.0	11.6	6.6	2.8	2.4	2.8	2.4	3.0	0.019	0.018	0.018	0.031	<0,003	0.007
08/12	26.9	9.7	10.7	5.9	15.3	11.4	6.4	2.7	2.4	3.0	3.7	2.9	0.018	0.019	0.019	0.030	0.007	0.009

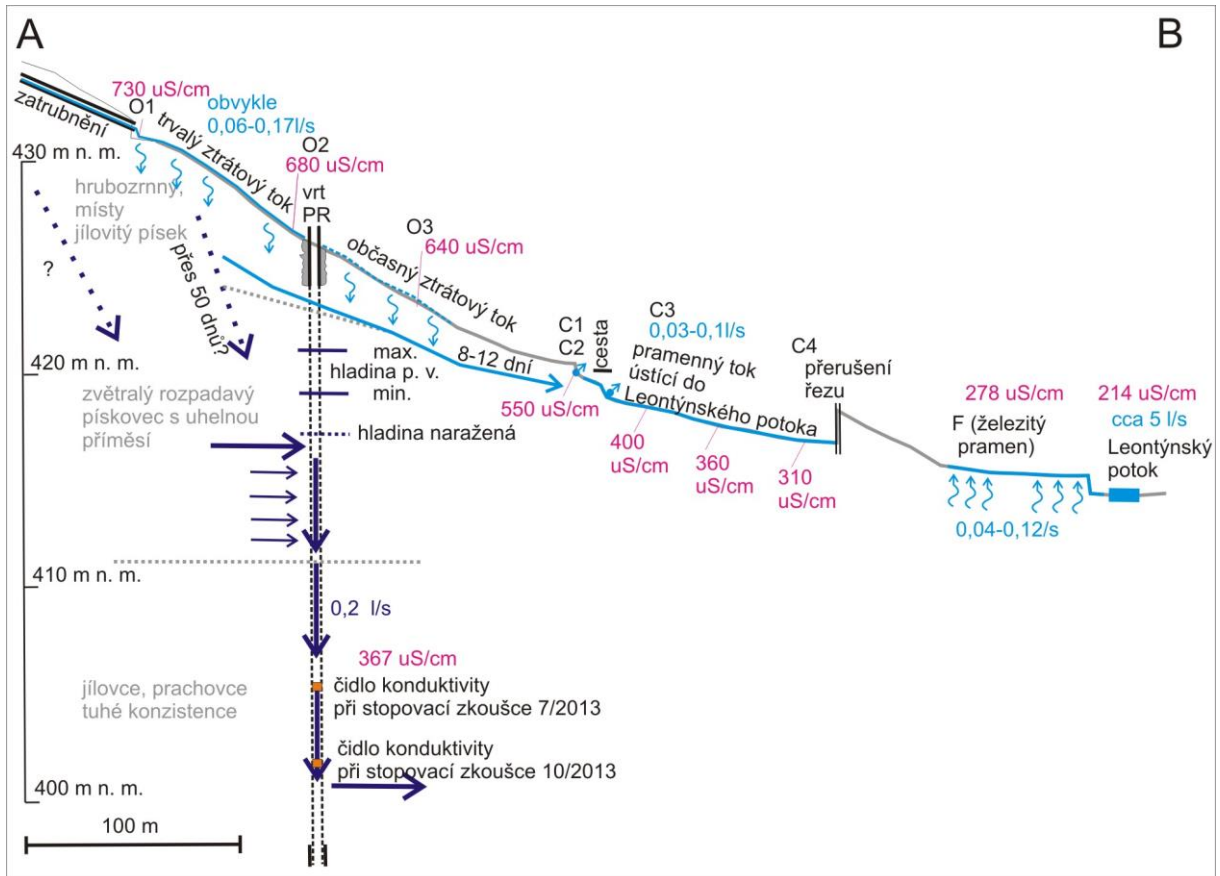


Graf 14. Koncentrace sodných iontů na profilu C3.

V odpadní vodě byl naměřen obsah sodných iontů 32.38 mg/l, což je obdobná hodnota jako ty naměřené na profilu C3. Lze tedy předpokládat, že značné množství vody v profilu C3 pochází z odpadní vody. V tab. 16 jsou zaznamenány průtoky objektu C3 i odpadní vody. Z těchto měření je možné odvodit, že průtok v objektu C3 je tvořen přibližně 60 % odpadní vody. Z průtoku měřeného na profilu C3 lze bilancovat množství stopovače NaCl, který protekl tímto profilem v období 22. 11. až 8. 12. 2013. Při úvaze pozadové koncentrace sodíku 25 mg/l profilem C3 protekl do 8. 12. 1 kg NaCl, což odpovídá přibližně 7 % injektovaného stopovače (Bruthans et al., 2013 in Hrkal et al., 2013). Tento výsledek Bruthans et al. (2013 in Hrkal et al., 2013) využil pro výpočet návratnosti stopovače i z předchozí stopovací zkoušky. Za předpokladu průměrného proudění profilem C3 0.08 l/s proteklo při hlavní stopovací zkoušce zhruba 14 % NaCl během 8–12 dnů od injektáže. Podle hodnot zaznamenaných v tab. 17 je patrné, že stopovací látky nebyly zachyceny na žádném jiném z odběrných míst.

Jedním z hlavních důvodů opakování stopovací zkoušky bylo ověření proudění vody z vrtu PR na pozici F, k čemuž bylo opět využito stopovací látky fluoresceinu. Při ověřovací zkoušce se však toto proudění neprokázalo a zachycení fluoresceinu během předchozí zkoušky tak lze považovat za chybné.

Z dat získaných z výsledků měření na vrtu PR, stopovacích zkoušek a z proměrování v terénu byl sestaven hydrogeologický řez oblastí (obr. 8), na kterém jsou zachyceny detaily vrtu včetně litologického profilu, místa odebrání vzorků a měření konduktivity včetně získaných hodnot a naměřených průtoků.



Obr. 8. Hydrogeologický řez oblastí prováděných stopovacích zkoušek. Půdorysná data a výšky terénu byly převzaty z topografické mapy 1:10 000. Geologický profil převzat z vrtů PR (v řezu) a KT (mimo řez). Pohyb vody ve vrtu zaznamenává výsledky podle metody ředění stopovače. Hodnoty konduktivity vody jsou vzaty z měření dne 22. 11. 2013. Doby zdržení a předpokládané směry proudění odpovídají výsledkům stopovacích zkoušek. (Bruthans et al., 2013 in Hrkal et al., 2013)

6. DISKUSE

Na lokalitě Řevničov vzniká dlouhodobým vsakováním odpadních vod kontaminační mrak. Podle Vencelidese (2012 in Hrkal et al., 2012) dochází k většině reakcí na okrajích mraku, tedy v místech mísení znečištěných podzemních vod s pozad'ovou podzemní vodou. V jádře pak pravděpodobně převažují anoxické podmínky s vysokými koncentracemi organického uhlíku, amonných iontů, fosforečnanů, železa atd. Výsledkem nitrifikace amonných iontů v okrajové zóně jsou dusičnanové ionty a vodíkové ionty, které mají za následek snížení pH vody ve vrtu PR. Vencelides (2012 in Hrkal et al., 2012) připisuje pokles celkového dusíku částečné denitrifikaci dusičnanů, ke které může docházet například díky reakci s organickým uhlíkem. Dále podle tvrzení Vencelidese (2012 in Hrkal et al., 2012) při mineralizaci organického uhlíku dochází ke spotřebě oxidantů (kyslík, dusičnany, trojmocné železo atd.). Tato reakce bude produkovat hydrogenuhličitany, které budou následně spotřebovány při srážení kalcitu. Významný úbytek fosforečnanů je dán jejich sorpcí a povrchovou komplexací na pevné fáze horninového prostředí.

Vlivem přirozené atenuace tedy při průchodu horninovým prostředím dochází ke značnému snížení obsahů sledovaných hlavních kontaminantů (hodnoty některých ukazatelů klesají i o 2–3 řády, viz tab. 9). Atenuační vlastnosti horninového prostředí byly sledovány již při prvních průzkumech roku 2007 a s dalšími měřeními se tyto vlastnosti dále potvrzovaly. Na poklesu koncentrací kontaminantů má zřejmě významný vliv také jejich ředění přítoky podzemní vody. Z chemických analýz je však patrné, že odpadní vody nemají na blízký povrchový tok Leontýnského potoka významný negativní vliv.

Metoda ředění označené kapaliny provedená na vrtu PR ve dnech 11. 7. 2013 a 5. 10. 2013 prokázala intenzivní proudění o průměrném objemu 0.2 l/s v úseku vrtu od 10 m pod povrchem, kde byl zaznamenán přítok podzemní vody do hloubky 27 m pod povrchem kde voda vrt opouští. Označená voda aplikovaná do vrtu PR nebyla od injecktáže dne 11. 7. 2013 zastižena na žádné vzorkovací pozici až do ukončení hlavní stopovací zkoušky dne 10. 11. 2013, tedy po dobu 64 dnů. To by při průtoku 0.2 l/s znamenalo, že objem vody v proudové oblasti mezi vrtem PR a přítoky v nivě Leontýnského potoka přesahuje 1100 m³.

Stopovací zkouška prokázala, že více než polovina objemu odpadní vody zřejmě proudí především po povrchu ve směru ukloněného svahu. Z hodnot chemických analýz vyplývá podobnost mezi odpadními vodami a vodami ve vrtu PR, jak můžeme sledovat například u ukazatelů: dusičnany, chloridy, vápník, hořčík aj. Do vrtu PR voda z odpadu tedy patrně proudí, ale neproudí ve významném množství po dobu nejméně 48 dní, což je doba trvání hlavní stopovací zkoušky. Díky velmi pomalému proudění či rozštěpenému přítoku z výpusti odpadní vody však dochází k jistým změnám chemického složení jako je změna pH, kompletní odstranění fekálních bakterií či pokles různých kontaminantů či dalších sloučenin jako jsou fosforečnany, hydrogenuhličitany, organické látky, draslík atd. Průměrná hodnota konduktivity ve vrtu se dlouhodobě pohybuje okolo 300 μS/cm, což je ve srovnání s konduktivitou odpadní vody, která kolísá v rozmezí 575 až téměř 900 μS/cm, celkem nízká hodnota. Výsledky hlavní stopovací zkoušky podpořené velmi stálou konduktivitou ve vrtu ukazují, že střední doba zdržení od místa infiltrace odpadní vody k vrtu musí být dostatečně

dlouhá, aby se mohly vyrovnat kolísající hodnoty konduktivity odpadní vody. Je však také možné, že se v hloubce cca 9 m nachází nepropustná vrstva izolátoru, jelikož podle popisu v kapitole 2.4 byla při hloubení vrtu v této hloubce zastižena napjatá hladina. Tento lokální izolátor neznámých rozměrů by pak mohl odpadní vodu zpomalovat při proudění do vrtu PR. Dále je zde možnost, že v rozpukaném permokarbonu existuje jiná preferenční cesta, která část proudu odpadní vody odklání mimo vrt. Bohužel na lokalitě nebyla provedena žádná geofyzikální měření, která by toto mohla potvrdit nebo vyvrátit.

Vencelides (2012 in Hrkal et al., 2012) se domnívá, že vrt je situován v okrajové zóně mraku, čemuž při daném pH odpovídají nízké koncentrace železa a hliníku, dále srážení Fe a Mn hydroxidů vytváří sorpční kapacitu na záchyt fosforečnanů.

Během tří stopovacích zkoušek, které byly na lokalitě Řevničov provedeny, se však téměř jistě prokázalo proudění odpadní vody do jednoho z levostranných přítoků Leontýnského potoka přes profily O2, O3, C1, C2, C3 a C4. Vzhledem k relativně vysokému průměrnému průtoku u výpusti odpadní vody (0.12 l/s) se stopovací látka NaCl na měřených profilech O2 a O3 objevila již jeden až dva dny po injektáži stopovače. Další postup stopovače byl zaznamenán na profilech C1 a 2 dva až čtyři dny po injektáži. Na pozici C3 byl příchod stopovací látky shodně zaznamenán během hlavní i ověřovací stopovací zkoušky přibližně po 6 dnech od injektáže. Z tab. 16 nejsou na pozici C4 zaznamenány výrazně vyšší hodnoty, nicméně z grafu 13 je patrné mírné zvýšení.

7. ZÁVĚR

Z výsledků měření v Řevničově stejně jako z článků v rešeršní části vyplývá, že horninové prostředí je schopno velmi účinně zachytit značné množství kontaminace. Přesto však je nutné stanovení pravidel, limitů a schvalovacích procesů při povolování zasakování předčištěných odpadních vod do horninového prostředí.

V poslední době se i České republiky stále více dotýká problematika srážkového deficitu. Příčinou tohoto deficitu jsou změny v distribuci srážek, kdy se významnější srážky přesouvají do zimního období (Rozman, 2013), a proto je velká část již tak nízkých srážek během letních měsíců spotřebována zvýšenou evapotranspirací, ke které dochází v důsledku rostoucí teploty vzduchu (Rey, 2007). Vzhledem k těmto důvodům by se mělo zasakování předčištěných odpadních vod do horninového prostředí stát v České republice jedním z nástrojů pro zvyšování hladin podzemních vod. To vše samozřejmě za podpory příslušné legislativy a se zajištěním pravidelného monitoringu konkrétní lokality.

Chemické rozbory z lokality Řevničov dokládají atenuační schopnosti horninového prostředí, čímž je z odpadní vody odstraněna podstatná část kontaminantů. Dochází zde k procesům jako nitrifikace a denitrifikace, mineralizace organického uhlíku, sorpci a následné komplexaci fosforečnanů atd. Díky těmto procesům odpadní voda nemá na blízké toky ani okolní prostředí zásadně negativní vliv.

Lze říci, že stopovací zkoušky prokázaly proudění odpadní vody přes náplavy až k toku Leontýského potoka. Ve vrtu PR však stopovač injektovaný pod výpusť odpadní vody zachycen nebyl a přestože chemické analýzy ukazují prokazatelnou souvislost mezi odpadní vodou a vodou ve vrtu PR, stopovací zkoušky nic takového nepotvrdily. Existuje možnost, že část odpadní vody se vsakuje ještě před výpustí na pozici O1, například kvůli porušenému potrubí, čímž by se odpadní voda vyhnula označení stopovačem. Dalším vysvětlením může být pravděpodobně delší střední doba zdržení mezi místem infiltrace odpadní vody a vrtem PR. Značnou roli také může mít puklinové prostředí permokarbonu, ve kterém morfologie vždy nehraje primární úlohu, a je tedy možné, že je odpadní voda díky podpovrchové tektonice částečně odváděna neznámou preferenční cestou mimo vrt. Proto považují za nedostatek absenci geofyzikálních měření na lokalitě před realizací samotných vrtů.

Pro případné podobné typy studií tedy důrazně doporučuji nejprve provést povrchová geofyzikální měření, která by vymapovala průběh tektonických linií, ze kterých by bylo možné odvodit optimální umístění monitorovacího vrtu. Jak se lze totiž poučit z provedené studie, pokud se geofyzikální měření neuskuteční, můžeme se dostat do situace, kdy přes veškerou snahu nemusí být vrt plně reprezentativní.

8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Asano, T., Cotruvo, J., 2004. Groundwater recharge with reclaimed municipal wastewater: health and regulatory considerations. In: *Water research*. Roč. 38, č. 8, str. 1941–1951.
- Bennani, A. C., Lary, J., Nrhira, A., Razouki, L., Bize, J., Nivault, N., 1992. Wastewater treatment of greater Agadir (Morocco): an original solution for protecting the bay of Agadir by using the dune sands. In: *Water Science and Technology*. Roč. 25, č. 12, str. 239–245. ISSN: 0273-1223.
- Bouwer, H., 1991. Role of groundwater recharge in treatment and storage of waste-water for reuse. In: *Water Science and Technology*. Roč. 24, č. 9, str. 295–302.
- Bouwer, H., 2002. Artificial recharge of groundwater: hydrogeology and engineering. In: *Hydrogeology Journal*. Roč. 10, č. 1, str. 121–142. ISSN: 1431-2174.
- Brissaud, F., Salgot, M., Bancolé, A., Campos, C., Folch, M., 1999. Residence time distribution and disinfection of secondary effluents by infiltration and percolation. In: *Water Science and Technology*. Roč. 40, č. 4-5, str. 215–222.
- Černohouzová, V., 2002. *Zdroje znečištění povrchových vod v povodí Klíčavy*. Přírodovědecká fakulta UK, Praha, 198 str.
- Dostupné online na: [http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/0A3D8338EAD90852C1256F63004112C9/\\$file/pl_zasady.pdf](http://www.mzp.cz/osv/edice.nsf/0A3D8338EAD90852C1256F63004112C9/$file/pl_zasady.pdf)
- Eckhardt, P., 2009. *Přehled konkrétních výsledků procesů vsakování na třech lokalitách*. MS, Výzkumný záměr MŽP 00071101 – Výzkum a ochrana hydrosféry, subprojekt 21 – Vsakování předčištěných odpadních vod a dešťových vod v malých sídlech.
- Eckhardt, P., Kučera, J., 2008. Vsakování odpadních vod – ano, či ne? In: *Vodohospodářské technicko-ekonomické informace, příloha Vodní hospodářství*. Roč. 50 2/2008, č. 4, str. 3–5. ISSN: 0322-8916.
- Hazdrová, M., Daňková, H., Kněžek, M., Kulhánek, V., Štefek, J., Trefná, E., 1983. *Vysvětlivky k základní hydrogeologické mapě ČSSR 1:200 000, list 12 Praha*. Ústřední ústav geologický, Praha, 163 str.
- Heinzmann, B., Sarfert, F., 1995. An integrated water management concept to ensure a safe water supply an high drinking water quality on an ecologically sound basis. In: *Water Science and Technology*. Roč. 31, č. 8, str. 281–291.
- Hofman, D., 1993. *Application of nanofiltration and potassium for reducing salinity in municipal effluents*. Water Comm, Jerusalem, Rep. (in Hebrew).

- Hrazdára, P., 1993. *Hydrogeologická mapa ČR 1:50 000, list 12-14 Rakovník*. Český geologický ústav Praha.
- Hrkal, Z., 2014. Informace o monitorovacích vrtech v lokalitě Řevničov. Ústní sdělení, Zbyněk Hrkal, Zbynek_Hrkal@vuv.cz.
- Hrkal, Z., Bruthans, J., Eckhardt, P., Novotná, E., Rozman, D., 2013. *Etapová zpráva projektu TA01020219 Progresivní technologie ochrany životního prostředí a efektivního hospodaření s vodou v malých povodích*. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i, MS.
- Hrkal, Z., Rozman, D., Novotná, E., Vendelides, Z., 2012. *Etapová zpráva projektu TA01020219 Progresivní technologie ochrany životního prostředí a efektivního hospodaření s vodou v malých povodích*. Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, v.v.i, MS.
- Huntzinger, D., McCray, J., Cuyk, S. van, Siegrist, R., 2001. Mathematical modeling of unsaturated flow in wastewater soil absorption systems with clogging zones. On-site wastewater treatment. Proceedings of the Ninth National Symposium on Individual and Small Community Sewage Systems, The Radisson Plaza, Fort Worth, Texas, USA, 11–14 March, str. 106–115. ISBN: 1-892769-18-2
- Chlupáč, I., Brzobohatý, R., Kovanda, J., Stráník, Z., 2002. *Geologická minulost české republiky*. Academia, Praha, 436 str. ISBN: 80-200-0914-0
- IUCN Světová komise pro chráněná území a Federace EUROPARC s pomocí Světového monitorovacího střediska ochrany přírody, 2000. Zásady pro kategorizaci chráněných území na základě managementu. In: *edice PLANETA 2001*. Roč. IX, č. 5/2001, dostupné online na stránkách ministerstva životního prostředí. ISSN: 1213-3396.
- Kanarek, A., Aharoni, A., Michail, M., Kogan, I., Sheree, D., 1994. *Groundwater recharge with municipal effluent: Recharge basins Soreq, Yavne 1 and Yavne 2*. Dan Region Reclam. Proj., Mekorot Water Co. Ltd., Cent. District, Dan Region Unit. Annu. Rep., 261 str.
- Krásný, J., Kněžek, M., Šubová, A., Daňková, H., Matuška, M., Hanzel, V., 1982. *Odtok podzemní vody na území Československa*. Český hydrometeorologický ústav, Praha, 50 str.
- Ložek, V., Kubíková, J., Špryňar, P. a kol., 2005. *Chráněná území ČR XIII., Střední Čechy*. Agentura ochrany přírody a krajiny ČR, Brno: EkoCentrum, 902 str. ISBN: 80-86064-87-5
- Mareš, S., 1986. *Měření fyzikálních a dynamických parametrů kapalin ve vrtu*. Učební texty posgraduálního studia užití geofyziky 1985–1987. Přírodovědecká fakulta UK, Praha, 56 str.

- McFarlane, J. D., Smith, A., Bekele, E., Simpson, J., Tapsuwan, S., 2007. Using treated wastewater to save flow-through wetlands impacted by climate change. 2nd IWA-ASPIRE Conference and Exhibition Water and Sanitation in the Asia-Pacific Region: Opportunities, Challenges and Technology, Perth, 28 October–1 November 2007.
- Ministerstvo životního prostředí, 1996. Kritéria znečištění zemin, podzemní vody a půdního vzduch. Metodický pokyn ze dne 31. července 1996.
- Mištera, L., Bašovský, O., Demek, J., 1985. *Geografie Československé socialistické republiky*. Státní pedagogické nakladatelství, Praha, 385 str.
- Mohrlok, U., Bücken-Gittel, M., Cata, C., Jirka, G. H., 2004. Assessment of Wastewater Impact on Groundwater by Hydraulic Soil Investigations. In: *Acta hydrochimica et hydrobiologica*. Roč. 32, č. 4–5, str. 328–335.
- Nařízení vlády č. 229/2007 Sb. Kterým se mění nařízení vlády č. 61/2003 Sb., o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech.
- Nařízení vlády č. 416/2010 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění odpadních vod a náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod podzemních.
- Nola, M., Njiné, T., Kemka, N., Togouet, S. H. Z., Menbohan, S. F., Monkiedje, A., Servais, P., Messouli, M., Boutin, C., 2006. Retention of staphylococci and total coliforms during wastewater percolation through equatorial soil in central Africa: The role of the soil column near soil surface and that closely above groundwater table. In: *Water, Air and Soil Pollution*. Roč. 171, č. 1–4, str. 253–271. ISSN: 1573-2932.
- Ongerth, H. J., Ongerth, J. E., 1982. Health Consequences of Wastewater Reuse. In: *Annual Review of Public Health*. Roč. 3, str. 419–444.
- Pačes, T., 2011. *Úvod do hydrochemie*. Technická univerzita v Liberci, Praha – Liberec, 80 str. ISBN: 978-80-7372-748-2.
- Parlament České republiky: Zákon o ochraně přírody a krajiny 114/1992 Sb.
- Parlament České republiky: Zákon o ochraně veřejného zdraví 258/2000 Sb.
- Parlament České republiky: Zákon o vodách 254/2001 Sb.
- Pilařová, M., 1986. *RUDA závěrečná zpráva 851279*. MS Geofond P54973, Praha.
- Pilařová, M., 1987. *LOUŠTÍN závěrečná zpráva 861117*. MS Geofond P55158, Praha.

- Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*. Vysoká škola chemicko-technologická v Praze, Praha, 592 str. ISBN: 978-80-7080-701-9
- Quitt, E., 1971. *Klimatické oblasti Československa*. Academia, Praha, 73 str.
- Rey, F., 2007. *Ressources en eau souterraine dans les chaînons béarnais (Pyrénées-Atlantiques, France)*. Thèse doctorale, l'Université de Bordeaux 1, France, 447 str.
- Rozman, D., Hrkal, Z., Eckhardt, P., Novotná, E., Vencelides, Z., 2013. Zkušenosti se zasakováním odpadních vod na lokalitě Řevničov. In: *Vodohospodářské Technicko-Ekonomické Informace*. Roč. 55, č. 6, str. 6–10, ISSN: 0322-8916.
- Schultz, T. R., Randall, J. H., Wilson, L. G., Davis, S. N., 1976. Tracing Sewage Effluent Recharge – Tucson, Arizona. In: *Groundwater*. Roč. 14, č. 6, str. 463–471. ISSN: 1745-6584.
- Správa chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko, 2012. *Protokol o vypořádání připomínek a schválení plánu péče o Přírodní rezervaci Prameny Klíčavy*. MS, Zbečno, květen 2012, 53 str.
- Šálek, J., 1996. *Vliv závlah odpadními vodami na životní prostředí*. Ústav zemědělských a potravinářských informací, Praha, 51 str.
- Toze, R., Hanna, J., Smith, T., Edmonds, L. a McCrow, A., 2004. Determination of water quality improvements due to the artificial recharge of treated effluent. Wastewater Reuse and Groundwater Quality IAHS Integrated Water Resources Management Conference, HSO4 held during IUGG2003, 2003, Sapporo: IAHS: 53 – 60.
- Valín, F., 1995. *Geologická mapa ČR 1:50 000, list 12-14 Rakovník*. Český geologický ústav Praha.
- Vaughn, J. M., Landry, E. F., Beckwith, C. A., Thomas, M. Z., 1981. Virus removal during groundwater recharge: effects of infiltration rate on adsorption of poliovirus to soil. In: *Applied and Environmental Microbiology*. Roč. 41, č. 1, str. 139–147.
- Vengosh, A., Keren, R., 1996. Chemical modifications of groundwater contaminated by recharge of treated sewage effluent. In: *Journal of Contaminant Hydrology*. Roč. 23, č. 4, str. 347–360.
- Voudouris, K., 2011. Artificial Recharge via Boreholes Using Treated Wastewater: Possibilities and Prospects. In: *Water*. Roč. 3, č. 4, str. 964–975. ISSN: 2073-4441.
- Voudouris, K., Diamantopoulou, P., Giannatos, G., Zannis, P., 2006. Groundwater recharge via deep boreholes in Patras industrial area aquifer system (NW Peloponneses, Greece). In: *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*. Roč. 2006, č. 65, str. 297–308. ISSN: 1435-9537.

Vyhláška Ministerstva zdravotnictví 83/2014 Sb., kterou se mění vyhláška 252/2004 Sb., kterou se stanoví hygienické požadavky na pitnou a teplou vodu a četnost a rozsah kontroly pitné vody, ve znění pozdějších předpisů.

Vyhláška Správy chráněné krajinné oblasti Křivoklátsko ze dne 16. 10. 1995, č. j. 1796/95.

9. INTERNETOVÉ ODKAZY

Association of Hydrogeologist.
(<http://www.iah.org/recharge>)

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. *PR Prameny Klíčavy*.
(http://drusop.nature.cz/ost/chrobjekty/zchru/index.php?frame&SHOW_ONE=1&ID=1824),
24. 4. 2014a

Agentura ochrany přírody a krajiny ČR. Správa CHKO Křivoklátsko, Charakteristika oblasti.
(<http://krivoklatsko.ochranaprirody.cz/charakteristika-oblasti/>), 30. 4. 2014b

Český hydrometeorologický ústav. Údaje o srážkách ve Středočeském kraji.
(http://portal.chmi.cz/portal/dt?action=content&provider=JSPTabContainer&menu=JSPTabContainer/P4_Historicka_data/P4_1_Pocasi/P4_1_5_Uzemni_srazky&nc=1&portal_lang=cs#P4_1_5_Uzemni_srazky) 4. 7. 2014

Geology.cz. Geologická mapa.
(http://www.geology.cz/app/ciselniky/lokalizace/show_map.php?mapa=g50&y=783714&x=1030054&r=7500&s=1&legselect=0) 14. 5. 2014

Geology.cz. Hydrogeologická rajonizace.
(http://mapy.geology.cz/website/hydro_rajony/viewer3.htm) 14. 5. 2014

Mapy.cz. Zobrazení okolí lokality.
(<http://mapy.cz/letecka?x=13.8396424&y=50.1484970&z=14&l=0>) 14. 6. 2014

World Health Organization.
(<http://www.who.int>)