

**UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE**

**Přírodovědecká fakulta**

**Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů**

Studijní program: Geologie

Studijní obor: Geochemie



**Bc. Eva Stará**

Variabilita parametrů kvality vody ve vybraných nádržích Prahy

Variability of water quality parameters in selected reservoirs in Prague

Diplomová práce

Vedoucí závěrečné práce: Doc. RNDr. Vojtěch Ettler, Ph.D.

Praha, 2015

**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 Pardubicích, 25.5.2015

Podpis:

## PODĚKOVÁNÍ

Ráda bych touto formou velice poděkovala svému školiteli Doc. RNDr. Vojtěchu Ettlerovi, Ph.D. za ochotu a přístupnost při řešení problémů hlavně v počátečním stádiu této práce. Poděkování patří také prof. RNDr. Daně Komínkové, Ph.D. za svolení k použití nasbíraných dat. Nemalé díky patří také všem, kteří se mnou strávili čas v terénu. Jmenovitě Mgr. Janu Zachařovi, Ing. Michalu Skalickému a Ing. Lucii Doležalové. Za obrovskou trpělivost při práci v laboratoři děkuji laborantkám Sylvě Novákové a Blance Popelákové. V neposlední řadě děkuji také své rodině a blízkému okolí za vytvoření příjemné pracovní atmosféry.

## ABSTRAKT

Zařazení malých nádrží v městských oblastech má své opodstatnění a nezastupitelnou hodnotu jak z hlediska krajiny tvorby, tak z hlediska tvorby a péče o životní prostředí. Na nádrže v těchto oblastech působí kromě jiných i celá řada škodlivých vlivů, pocházejících právě z činnosti člověka. Tato práce hodnotí a porovnává kvalitu vody na základě vybraných chemických a fyzikálně – chemických ukazatelů kvality vody ve vybraných pražských nádržích (Motol, Stodůlky, Háje) v monitorovacím období od května do listopadu 2013. Vzhledem k umístění nádrží v městských oblastech, kde se dá předpokládat vysoké antropogenní zatížení, byl při vyhodnocování dat kladen důraz především na ukazatele lidskou zátěž částečně mapujících ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , rozpuštěný kyslík, chemická spotřeba kyslíku). Sledovány byly ale i další ukazatele jako (alkalita, acidita, tvrdost vody, pH,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{NO}_2^-$ , konduktivita).

Pro zhodnocení kvality těchto povrchových vod byla použita norma ČSN – EN 75 7221, která dělí vody do pěti kategorií čistoty vody. Nejlépe z hlediska čistoty vody z měření vycházejí vody v oblasti Motola (1. třída jakosti u většiny parametrů), jako málo znečištěné vody se jeví série nádrží ve Stodůlkách a nejvíce znečištěné vody z těchto tří lokalit se nacházejí v Hájích (až 4. třída jakosti u některých parametrů). Byla prokázána statisticky významná korelace mezi alkalitou, tvrdostí vody, CHSK a koncentrací  $\text{Cl}^-$  a  $\text{PO}_4^{3-}$ . Dále bylo zjištěno, že řada parametrů je významně závislá na kumulativních srážkách před vlastním odběrem vzorků ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , rozpuštěný kyslík), naopak jiné parametry překvapivě tuto závislost nevykazují (např. pH).

## SUMMARY

Small water reservoirs in urban areas have important landscape-forming and environmental roles. However, numerous anthropogenic activities can influence the water quality in these urban ponds. This thesis evaluates and compares the water quality in selected ponds in Prague area (Motol, Stodůlky, Háje) by means of regular water monitoring between May and November 2013. Parameters commonly used as indicators of anthropogenic load were monitored ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , dissolved oxygen, chemical oxygen demand) and supplemented with the investigation of other chemical and physico-chemical parameters (alkalinity, acidity, water hardness, pH,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{NO}_2^-$ , specific conductivity).

Data were evaluated using Czech technical norm (ČSN – EN 75 7221), which defines five categories of surface water quality. Our data indicated that surface water from reservoirs in Motol exhibited the best water quality (1<sup>st</sup> category), reservoirs from Stodůlky were slightly polluted and reservoirs from Háje exhibited the poorest water quality (with some parameters exhibiting values corresponding to the 4<sup>th</sup> category). We found statistically significant correlations between the alkalinity, water hardness, COD and concentrations of  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Cl}^-$  and  $\text{PO}_4^{3-}$ . Moreover, numerous parameters are dependent on cumulative precipitation before the date of sampling ( $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NH}_4^+$ ,  $\text{PO}_4^{3-}$ ,  $\text{Cl}^-$ , dissolved oxygen), other indicators were surprisingly not affected by the precipitation (e.g., pH).

## OBSAH

1. ÚVOD A CÍL PRÁCE	1
2. VODNÍ NÁDRŽE	2
<b>2.1 Malé vodní nádrže</b>	<b>2</b>
<b>2.2 Funkce malých vodních nádrží</b>	<b>2</b>
<b>2.3 Problematika malých vodních nádrží</b>	<b>3</b>
2.3.1 Komunální znečištění	3
2.3.2 Průmyslové znečištění	3
2.3.3 Zemědělské znečištění	4
3. LÁTKY ZPŮSOBUJÍCÍ ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD	5
<b>3.1 Problematika dusíku a fosforu ve vodách</b>	<b>5</b>
3.1.1 Eutrofizace	6
<b>3.2 Problematika kyselých dešťů</b>	<b>9</b>
3.2.1 Acidifikace	10
3.2.2 Chloridy ze solení silnic	13
<b>3.3 Znečištění organickými látkami</b>	<b>16</b>
<b>3.4 Kovy a polokovy ve vodách</b>	<b>18</b>
4. METODIKA PRÁCE	20
<b>4.1 Retenční nádrže v Motole</b>	<b>20</b>
<b>4.2 Retenční nádrže ve Stodůlkách</b>	<b>22</b>
<b>4.3 Retenční nádrže v Hájích</b>	<b>24</b>
<b>4.4 Odběr vzorků</b>	<b>26</b>
<b>4.5 Analytické metody</b>	<b>26</b>
4.5.1 Zásadová neutralizační kapacita do pH 8,3	26
4.5.2 Kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5	26
4.5.3 Tvrdost vody	27
4.5.4 Stanovení dusitanů	27
4.5.5 Stanovení dusičnanů	27
4.5.6 Stanovení amonných iontů	27
4.5.7 Stanovení anorganických fosforečnanů	28
4.5.8 Chemická spotřeba kyslíku	28
4.5.9 Chelatometrické stanovení vápníku	29
4.5.10 Argentometrické stanovení chloridů	29
4.5.11 Potenciometrické stanovení pH	29

4.5.12 Měření konduktivity	30
4.5.13 Stanovení rozpuštěného kyslíku	30
<b>4.6 Použité přístroje</b>	<b>30</b>
<b>4.7 Zpracování dat</b>	<b>30</b>
5. VÝSLEDKY	31
6. DISKUZE	36
7. ZÁVĚR	43
8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY	44

## SEZNAM OBRÁZKŮ

<b>Obrázek 1.</b> Vývoj spotřeby průmyslových hnojiv ve 20. století (Judová a Janský, 2005).	7
<b>Obrázek 2.</b> Používání dusíkatých hnojiv v ČR (Kopáček a kol., 2013).	7
<b>Obrázek 3a.</b> Procentuální zastoupení krajinných typů ve studovaných oblastech (zónách) (Bu a kol., 2014).	8
<b>Obrázek 3b.</b> Koncentrace polutantů v různých typech krajiny (1 – 9 zóny s různým zastoupením krajinných typů) (Bu a kol., 2014).	8
<b>Obrázek 4.</b> Koncentrace dusičnanů a dusitanů v toku Kafue, Zambie (P1 – P10 představují odběrové body, vyšší míra osídlení a průmyslu je mezi měřícími body P3 – P5) (Ntengwe, 2006).	9
<b>Obrázek 5.</b> Schématický diagram koloběhu vody v urbánním prostředí (Gessner a kol., 2014).	10
<b>Obrázek 6.</b> Koncentrace kovových iontů ve vodách v závislosti na pH (Švehláková a kol., 2006).	10
<b>Obrázek 7.</b> Schématický obrázek suché a mokré atmosférické depozice (Likens, 2006).	11
<b>Obrázek 8.</b> Histogram pH srážkové vody v urbánní oblasti São Paula (Martins a kol., 2014).	12
<b>Obrázek 9.</b> Změny pH při acidifikaci jezer (Švehláková a kol., 2006).	13
<b>Obrázek 10.</b> Závislost koncentrace zinku a kadmia na změně koncentrace NaCl v povrchové vodě (řeka Ronneby) (Löfgren, 2001).	14
<b>Obrázek 11.</b> Závislost koncentrace sodných a chloridových iontů na období měření (Merrikhpour a Jalali, 2013) (číslování křivek odpovídá odběrným místům: 3,4,5,9,10,12,13,14- vysoká hustota dopravy; 1,2,8,11- střední hustota dopravy; 6,7- obytné oblasti).	15
<b>Obrázek 12.</b> Časová závislost koncentrace chloridů v řece Battle Creek (Novotny a kol., 2008).	15
<b>Obrázek 13.</b> Závislost ukazatelů organického znečištění na srážkových úhrnech a říčním průtoku (Luo a kol., 2009).	17
<b>Obrázek 14.</b> Obecná závislost nasycení vodního toku kyslíkem na vzdálenosti od zdroje znečištění (Švehláková a kol., 2006).	17
<b>Obrázek 15.</b> Obrys Prahy s vyznačenými studovanými lokalitami (Motol, Stodůlky, Háje).	20
<b>Obrázek 16a.</b> Série motolských rybníků s lokalizovanými odběrovými body (MR1 A – MR3 C) (MR – motolský rybník, A – nátok, B – střed rybníku, C – výpusť).	21
<b>Obrázek 16b.</b> Motolské nádrže MR1 a MR3 při jednom z odběrů (27.5. 2013).	21
<b>Obrázek 17a.</b> Série nádrží ve Stodůlkách s lokalizací odběrových bodů (SN1 A – SN3 C) (SN – stodůlecká nádrž, A – nátok, B – střed nádrže, C – výpusť).	23
<b>Obrázek 17b.</b> Série stodůleckých nádrží (SN1, SN2, SN3) při jednom z odběrů (27.5. 2013).	23
<b>Obrázek 18a.</b> Série retenčních nádrží v Hájích s lokalizací odběrových bodů (HR1 A – HR3 C) (HR – hájecká retenční nádrž, A – nátok, B – střed ret. nádrže, C – výpusť).	25
<b>Obrázek 18b.</b> Série hájeckých nádrží (HR1, HR2, HR3) při jednom z odběrů (27.5. 2013).	25



<b>Obrázek 19.</b> Vývoj srážek za monitorované období (27.5. 2013 – 4.11. 2013) z hydrometeorologické stanice Ruzyně (ČHMÚ).	31
<b>Obrázek 20.</b> Vývoj srážek za monitorované období (27.5. 2013 – 4.11. 2013) z hydrometeorologické stanice Libuš (ČHMÚ).	31
<b>Obrázek 21.</b> Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty parametrů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).	34
<b>Obrázek 22.</b> Vybrané významné korelace chemických a fyzikálně – chemických parametrů.	36
<b>Obrázek 23.</b> Závislost koncentrace dusičnanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.	38
<b>Obrázek 24.</b> Závislost koncentrace amonných iontů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.	39
<b>Obrázek 25.</b> Závislost koncentrace fosforečnanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.	40
<b>Obrázek 26.</b> Závislost koncentrace chloridů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.	41
<b>Obrázek 27.</b> Závislost koncentrace rozpuštěného kyslíku na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.	42

## SEZNAM TABULEK

**Tabulka 1.** GPS souřadnice vzorkovaných lokalit (Příloha i).

**Tabulka 2.** Základní informace o vzorkovaných nádržích ([www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz)) (Příloha i).

**Tabulka 3.** Kategorie (třídy) kvality vody podle některých chemických a fyzikálně – chemických ukazatelů a využití vod podle jednotlivých tříd (ČSN – EU 75 7221). 32

**Tabulka 4.** Korelační matice vzájemné závislosti naměřených parametrů (Pearsonovy korelační koeficienty, hladina významnosti  $p < 0,05$ , tučně vyznačené statisticky významné korelace). 36

## SEZNAM PŘÍLOH

**Příloha i.** Tabulky týkající se informací o monitorovaných nádržích.

**Příloha ii.** Příklady fotodokumentace z odběrů vzorku.

**Příloha iii.** Grafy závislostí koncentrací jednotlivých parametrů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

**Příloha iv.** Tabulky všech naměřených parametrů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

**Příloha v.** Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty parametrů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

**Příloha vi.** Korelační závislosti jednotlivých chemických a fyzikálně – chemických ukazatelů.

## 1. ÚVOD A CÍL PRÁCE

Voda spolu se vzduchem (zemskou atmosférou) tvoří základní podmínky pro existenci života na Zemi. S rostoucím celosvětovým zájmem o řešení ekologických problémů je v poslední době věnována velká pozornost problematice jakosti vod (Říha a kol., 2002).

Sledování kvality vody je žádoucí i z toho důvodu, že přes polovinu zdrojů pitné vody v České republice je získáváno z povrchových vod (Žáček, 1993). Kvalita těchto vod se v posledních letech zlepšila díky obnově kanalizačních systémů a omezení zemědělských aktivit. Kvalita malých vodních toků protékajících vesnicemi však zůstává stále na velmi nízké úrovni (Judová a Janský 2005).

Kvalitu vodních zdrojů ohrožuje řada faktorů. Jedná se jednak o přírodní vlivy, jako např. přirozený úhyn vodních organismů, opad listů, eroze dna a břehů, tak o faktory antropogenní, jako je zemědělství, doprava nebo těžba (Svobodová a kol., 1992).

V procesu nově vznikajících a rychle se rozvíjejících stávajících měst a výstavby nových komunikací dochází k rychlému úbytku zeleně. Přibývá betonových hrází, dlážděných koryt a v důsledku toho dochází k napřimování a zkracování přírodních meandrů vodních toků. To vše má za následek ztrátu samočisticí schopnosti vody (Švehláková a kol., 2006). Současně dochází také k hrozbě povodňových situací (Miller a kol., 2014).

Při hodnocení míry znečištění vody je důležité si uvědomit, že i ty nejčistší vody v přírodě obsahují nejrůznější rozpuštěné i nerozpuštěné organické i anorganické látky. Za znečištěné vody ale považujeme takové, jejichž chemické i biologické složení je antropogenním působením ovlivněno natolik, že jejich hospodářská využitelnost je změněna nebo znemožněna (Svobodová a kol., 1992).

Cílem této práce je představit problematiku malých vodních nádrží a zhodnotit kvalitu vody ve vybraných nádržích v Praze. V rámci tohoto výzkumu pak bylo hlavním úkolem zejména zhodnotit vliv vývoje počasí na kvalitu vody ve zkoumaných nádržích v souvislosti s jejich umístěním v urbánním prostředí.

## 2. VODNÍ NÁDRŽE

Vodní nádrž definujeme jako vodní útvar, který vznikl přirozenou nebo umělou akumulací vody. Jedná se o omezený prostor tvořený údolní přehradou nebo zemskou prohlubní, který slouží k hospodaření s vodou (akumulace vody, transformace povodňové vlny, vodní prostředí pro úpravu vlastností vody) (Šálek, 1996).

V této diplomové práci je řešena především problematika malých vodních nádrží, a to převážně s ochrannou (retenční) a krajinnotvornou funkcí.

### 2.1 Malé vodní nádrže

Jako malé vodní nádrže podle české normy definujeme taková zařízení, jejichž objem není větší než 2 mil. m<sup>3</sup> a hloubka u hráze nepřesahuje 9 m. Stoletý průtok u těchto nádrží v profilu hráze pak nepřevyšuje 60 m<sup>3</sup>.s<sup>-1</sup> (ČSN 752410, 1997).

### 2.2 Funkce malých vodních nádrží

Malé vodní nádrže dělíme podle nejrůznějších hledisek (např. podle tvaru a uspořádání, krajinně-ekologické funkce, účelu). Nejčastěji je využíváno dělení z funkčního hlediska. Z tohoto hlediska dělíme nádrže na: zásobní, nádrže upravující vlastnosti vody, rybochovné, hospodářské nádrže, provozní nádrže, asanační, rekreační, krajinnotvorné a urbanistické nádrže a nádrže retenční. Posledním zmiňovaným bude v textu věnována větší pozornost. V podmínkách ČR se často budují nádrže víceúčelové (Šálek, 1996).

Ochranné neboli retenční nádrže se řadí k základním vodohospodářským opatřením určeným na ochranu krajiny, objektů a zařízení před nepříznivými účinky povodní. Retenční nádrže slouží především k zachycení, využití, dočasné akumulaci a neškodnému odvedení dešťových vod. Jejich hlavním úkolem je zachycení vrcholu povodňové vlny a její transformace na přijatelnou hodnotu průtoku v průběhu času (Čistý, 2005). Ochranné nádrže charakteru malých vodních nádrží jsou využívány hlavně v horních částech povodí s malými vodními toky, především ale v urbanizovaných prostředích (Čistý, 2005).

S ohledem na bezpečnost lidí a majetku a urbanistické (např. architektonické) faktory musí především v městských oblastech předcházet vlastnímu návrhu a vodohospodářskému řešení samotných nádrží podrobné průzkumné práce. Patří sem prostudování geodetických podkladů potenciálního místa nádrže, hydrogeologický, hydrogeologický, geologický a půdně mechanický průzkum, průzkum kulturně přírodní a hospodářský. Potřebný je také průzkum jakosti povrchových a podzemních vod. Velice důležitá je znalost meteorologických a klimatických poměrů celého povodí retenční nádrže (Čistý, 2005).

## 2.3 Problematika malých vodních nádrží z pohledu kvality vody

Malé vodní nádrže jsou kontaminovány celou řadou škodlivin. Za znečištění můžeme považovat vše co se dostalo do prostředí prostřednictvím činnosti člověka a v nějakém měřítku překračuje stanovené limity pro daný ekosystém (Oberholster a kol., 2008).

Zhruba 1500 látek je uvedeno na seznamu polutantů v přírodních vodních ekosystémech. Ne všechny polutanty musí být nutně neslučitelné se „zdravým“ ekosystémem. Míra negativního ovlivnění ekosystému záleží na tom, jak dlouho jsou v kontaktu s prostředím a především v jaké koncentraci jsou v prostředí přítomny (Bayram a kol., 2013). Vliv znečišťujících látek na cílové skupiny organismů může být buď akutní nebo chronický. Akutní působení polutantů na organismy je zpravidla snadno měřitelné, často s kritickými následky a zřídka se opakuje (např. havarijný únik chemikálií). Naproti tomu chronický efekt je často objeven až po dlouhém čase expozice, bývá způsoben nižšími koncentracemi polutantů. Dávky toxických látek, které nejsou ještě smrtelné, ale překračují limity koncentrací pro dané prostředí, působí fyziologické změny nebo například změny v chování organismů (pomalý růst, patologicky rychlý růst, znemožnění reprodukce, ...).

Rozsah znečištění se může projevit i na úbytku některých druhů ve prospěch druhých (redukce biodiverzity) (Smith a kol., 1999).

Rozeznáváme tři faktory, na kterých záleží míra znečištění. Jsou jimi: rychlost emise ze zdroje znečištění, rychlost transportu polutantů, rychlost akumulace polutantů v ekosystému (Mason, 1991).

Podle původu lze znečištění vod rozdělit do několika hlavních kategorií uvedených v následujících podkapitolách.

### 2.3.1 Komunální znečištění

Velice významným bodovým zdrojem znečištění jsou odpadní vody ze sídelních útvarů, shromažďované stokovými a kanalizačními sítěmi. V případě komunálního znečištění se jedná o znečištění trvalé a představují ho především tzv. odpadní vody hnilobné (nerozpuštěné látky z dešťové kanalizace, ropné látky a splachy z parkovišť a vozovek). Látky obsažené v těchto vodách snadno podléhají mikrobiálnímu rozkladu, zapáchají a mohou obsahovat i choroboplodné zárodky (Svobodová a kol., 1992)

### 2.3.2 Průmyslové znečištění

Podle charakteru průmyslové výroby bývá odpadní voda z průmyslu znečištěna nejrozličnějšími organickými i anorganickými látkami, v některých případech i látkami toxickými. U průmyslového znečištění se také jedná o znečištění bodové. Voda je v průmyslu využívána hlavně k výrobě energie,

chlazení, oplachu či dopravě. Významným znečišťovatelem je zejména chemický průmysl, který produkuje látky jako jsou např. alkoholy, kyseliny a jejich soli, fenoly apod. Potravinářský průmysl přispívá ke znečišťování vod hlavně produkcí organických látek. I další odvětví průmyslu jako je hutnictví, strojírenství, textilní a ropný průmysl přispívají ke zhoršování kvality povrchových vod. Jedním z největších zdrojů znečištění vod v České republice je průmysl dřevozpracující, jehož hlavní znečišťující složkou jsou zejména sloučeniny organického charakteru (lignin, celulóza, vyšší cukry, pryskyřice a terpeny). A to hlavně z toho důvodu, že je vázán na horní oblasti toků s malými průtoky (Svobodová a kol., 1992).

### 2.3.3 Zemědělské znečištění

Zemědělství je u nás dnes nejvýznamnějším zdrojem znečištění povrchových i podzemních vod. V oblasti rostlinné výroby jsou největšími kontaminanty vod především splachy ornice, průmyslových a organických hnojiv a pesticidních látek z obdělávaných ploch. V případě zemědělství se jedná o plošné a krátkodobé znečištění. Vyvolává eutrofizační pochody, hnilobný rozklad a má toxické účinky. V oblasti živočišné výroby se jedná hlavně o problémy s úniky tekutých odpadů (močůvka, kejda), které obsahují enormně vysoké množství organických látek (Beránková, 1991).

### 3. LÁTKY ZPŮSOBUJÍCÍ ZNEČIŠTĚNÍ POVRCHOVÝCH VOD

Povrchové vodní zdroje a zejména ty, které se nacházejí v zemědělských oblastech nebo v zastavěném území, jsou vystaveny následujícím druhům znečištění.

**Dusík a fosfor** - Voda zemědělských drenážních systémů je vystavena především zatížení v podobě dusičnanového dusíku, pesticidů, herbicidů a suspendovaných látek. Voda kanalizační sítě je znečištěna fosforečnany z čisticích a pracích prostředků (Fučík, 2010).

**Splachy** - Jako problematické se jeví hospodaření s dešťovou vodou. Nejedná se zde o kontaminaci jako takovou, ale dešťová voda je z urbanizovaných území odváděna a shromažďována v nádržích nebo odstraňována. Důsledkem zvýšených průtoků je pak skoková změna chemismu vodního prostředí a znečištění v podobě vypláchnutých splaškových vod (Howitt a kol., 2014). Dalším znečištěním, které je sledováno, jsou chloridové ionty. V podmínkách vyspělých států pocházejí především z posypových materiálů komunikací (Cooper a kol., 2014).

**Organické látky** - Dalším typem kontaminace je zamoření povrchových vod organickými látkami v důsledku výluhů z přilehlých skládek a septických systémů. Lidé dále přispívají ke znečištění organickými látkami produkcí komunálních odpadních vod znečištěných odpady fekálního charakteru (Oberholster a kol., 2008).

**Kovy** - V souvislosti s urbánními nádržemi nelze opomenout znečištění kovy, které se obecně do vodotečí dostávají antropogenní činností různého charakteru (Norton a kol., 2008).

Jednotlivé typy kontaminací jsou dále podrobněji rozebrány v následujících podkapitolách.

#### 3.1 Problematika dusíku a fosforu ve vodách

V povrchových vodách se fosfor vyskytuje nejčastěji ve formě fosforečnanových aniontů ( $\text{PO}_4^{3-}$ ). Dusík se vyskytuje v několika formách včetně dusíku vázaného v suspendovaných částicích (PN). V této práci je pak věnována pozornost hlavně dusíku ve formě dusitanů, dusičnanů a amoniakálního dusíku.

Ve vodě se amoniak nachází ve formě molekulární, tedy jako rozpuštěný plyn ( $\text{NH}_3$ ) a ve formě amonných iontů ( $\text{NH}_4^+$ ). Poměr těchto dvou forem je závislý především na hodnotě pH a na teplotě vody. V malých koncentracích jsou ve všech povrchových vodách obsaženy dusičnany (ve většině případů konečný stupeň rozkladu organických dusíkatých látek v aerobním prostředí). Obě formy dusíku (amoniakální a dusičnanový) jsou doprovázeny dusíkem ve formě dusitanových iontů, které jsou ve vodním prostředí málo stálé, snadno se chemicky i biochemicky oxidují nebo redukují (Svobodová a kol., 1992).



### 3.1.1 Eutrofizace

V souvislosti s malými vodními toky a s problémy týkajícími se fosforu a forem dusíku hovoříme o eutrofizaci. Eutrofizace je soubor přírodních a uměle vyvolaných procesů, při kterých dochází ke zvýšenému obohacení jezer, řek a dalších vodních ploch rostlinnými živinami (Nyenje a kol., 2010).

Eutrofizaci lze rozdělit na přírodní a umělou. Přírodní eutrofizace je způsobena uvolňováním dusíku a fosforu z půdy, sedimentů a odumřelých vodních organismů. Umělá eutrofizace je pak způsobena intenzivní zemědělskou výrobou, některými druhy průmyslových odpadních vod, používáním polyfosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích a zvýšenou produkcí komunálních odpadních vod a odpadů fekálního charakteru (Smith a kol., 1999).

Nejedná se však o lokální problém a eutrofizací není zasažena pouze střední část Evropy. O problému eutrofizace hovoříme již v celosvětovém měřítku. Eutrofizací je zasaženo 54% jezer v Asii, 53% jezer a toků v Evropě, v Severní Americe je to 48%, v Jižní Americe 41% a v Africe 28% všech vodních ploch (Nyenje a kol., 2010).

Jedním z nepříznivých efektů eutrofizace je rychlý růst fytoplanktonních druhů a vodních makrofyt (sinice, řasy - vodní květ), které působí problémy vyšším rostlinám a zapříčiňují jejich úbytek (Oberholster a kol., 2008). Ve svrchních částech toku či nádrže (v blízkosti hladiny) je tvořena bariéra z řas, sinic, ale i z některých druhů vyšších rostlin (v důsledku úhynu jejich přirozených regulátorů), která brání průniku slunečních paprsků do spodních pater a větších hloubek. Dochází k vegetačnímu zabarvení vodní plochy. Méně odolné rostliny ve větších hloubkách hynou. Tato změna biodiverzity pak může způsobit nevratné škody v celém ekosystému (Smith a kol., 1999).

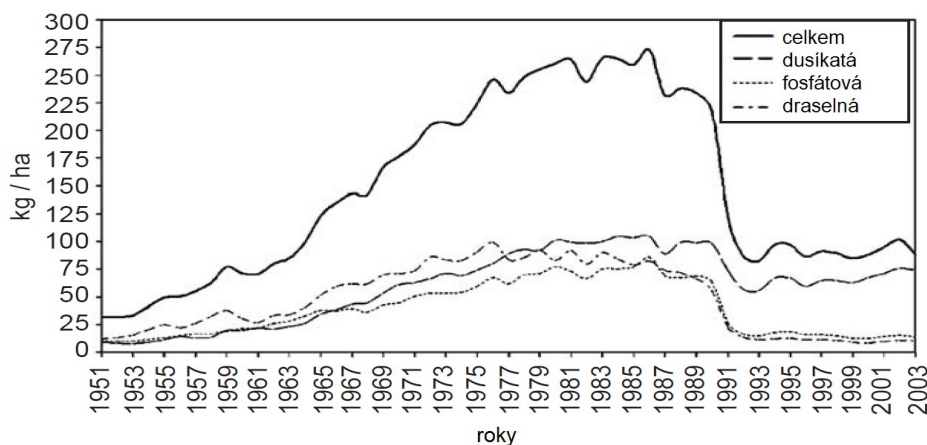
Odolná makrofyta svým nekontrolovatelným růstem způsobují zarůstání toků a například snížení retenční schopnosti nádrží. Bentické (dnové) řasy svojí nadměrnou produkcí biomasy způsobují zarůstání sedimentů a snižují jejich poréznost. V důsledku toho dochází k neschopnosti jezer a řek samostatného čištění (Švehláková a kol., 2006).

Jedním z důvodů, proč je problematika eutrofních vod řešena, je fakt, že vodní květ způsobuje produkci škodlivých sekundárních metabolitů, které mají závažný vliv na zdraví a vitalitu lidí a zvířat (Wiegand a Pflugmacher, 2005). Některé druhy řas a sinic produkují toxické látky. Toxiny přítomné v rekreačních vodách mohou způsobit hlavně u dětí a citlivějších jedinců kožní vyrážky, otoky nebo záněty spojivek. Je sledováno působení toxinů řas a především sinic. Byla prokázána souvislost mezi astmatickým onemocněním lidí, kteří žili v blízkosti eutrofních vodních ploch a přítomností uschlého vodního květu v prostředí. V této souvislosti byly zaznamenány i případy akutní intoxikace (Premazzi a Voltera, 1993).

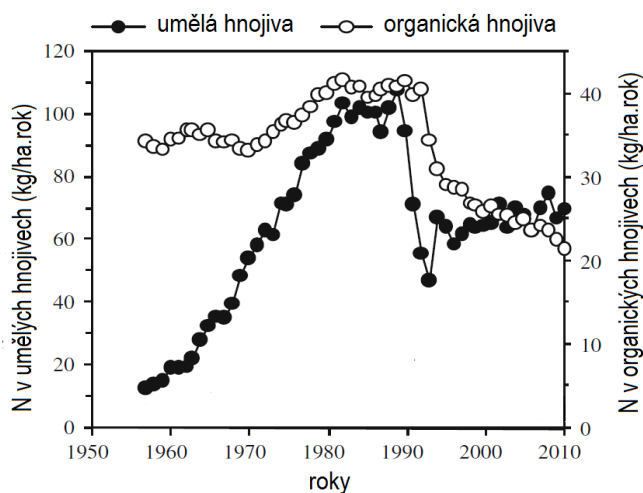
Další z negativních faktorů zvýšeného výskytu řas a sinic je problém s kyslíkovým režimem. Při hladině je zvýšená koncentrace kyslíku a v důsledku toho i vysoké pH. V nočních hodinách kvůli respirační činnosti autotrofního fytoplanktonu dochází k úbytku rozpuštěného kyslíku. Nově vzniklé anoxické prostředí je pak nepříjemné pro jiné organismy (Shaw, 2000). Další úbytek kyslíku je způsoben mikrobiálním rozkladem odumřelých sinic a řas. Odumřelá biomasa je za pomoci bakterií rozkládána u dna. To je příčina vzniku dalších anoxických zón.

O eutrofizaci hovoříme hlavně v letních měsících. Vysoká teplota a sluneční záření tento jev prohlubují.

Největší rozvoj eutrofního jevu nastal ve 20. století, kdy došlo k prudkému růstu zemědělské výroby a začala se ve větší míře a celoplošně používat hnojiva (Obr. 1). V ČR se hnojiva používala nejvíce v 80. letech 20. století (Obr. 2) (Kopáček a kol., 2013). Ke zhoršení situace přispěl i velký nárůst populace v tomto období (Judová a Janský, 2005).



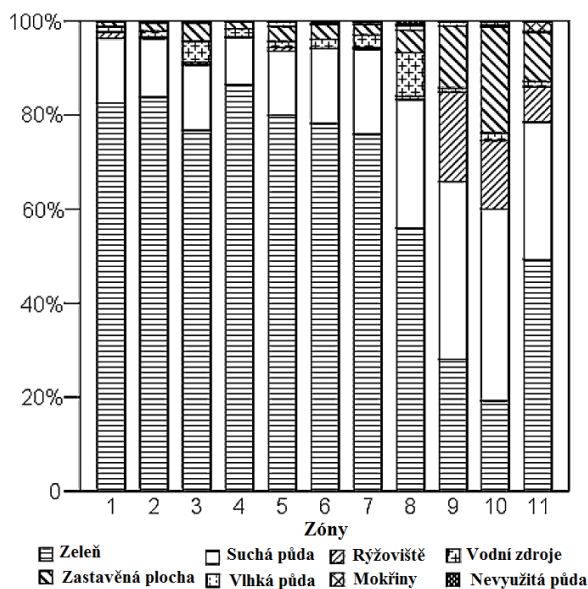
Obrázek 1. Vývoj spotřeby průmyslových hnojiv ve 20. století (Judová a Janský, 2005).



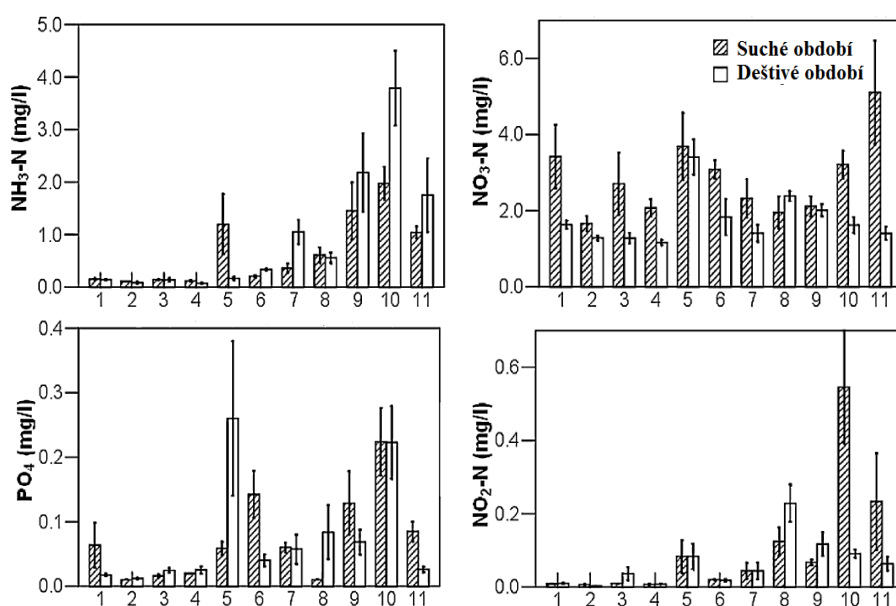
Obrázek 2. Používání dusíkatých hnojiv v ČR (Kopáček a kol., 2013).

Řada studií potvrzuje, že produkce živin v městských oblastech do značné míry souvisí s nakládáním s odpadními vodami, zejména v zemědělských a hustě obydlených oblastech (Kemka a kol., 2006).

Bu a kol. (2014) měřili koncentrace dusičnanů, dusitanů, amonných iontů a fosforečnanů ve vodách oblastí s různým krajinným využitím. Z jejich výsledků je patné, že v hustě zastavěných a zemědělsky využívaných oblastech je koncentrace těchto aniontů výrazně vyšší, než v ostatních krajinných typech (Obr. 3b). Struktura jednotlivých krajinných typů je vysvětlena na Obr. 3a a je patné, že zóny 9 a 10 jsou nejvíce osídlené a zemědělsky využívané.

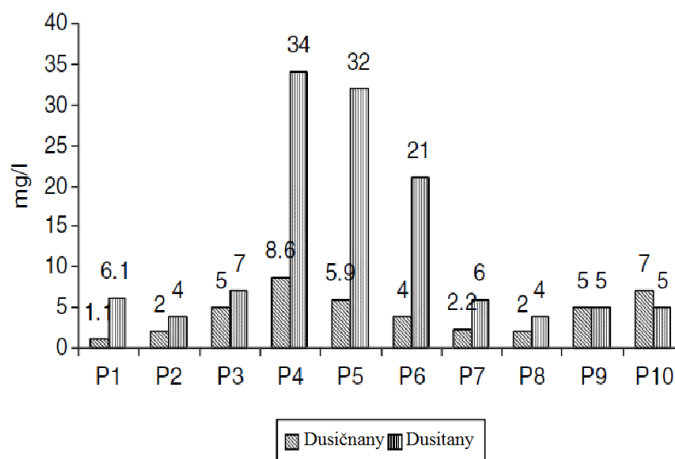


Obrázek 3a. Procentuální zastoupení krajinných typů ve studovaných oblastech (zónách) (Bu a kol., 2014).



Obrázek 3b. Koncentrace polutantů v různých typech krajiny (1 – 9 zóny s různým zastoupením krajinných typů) (Bu a kol., 2014).

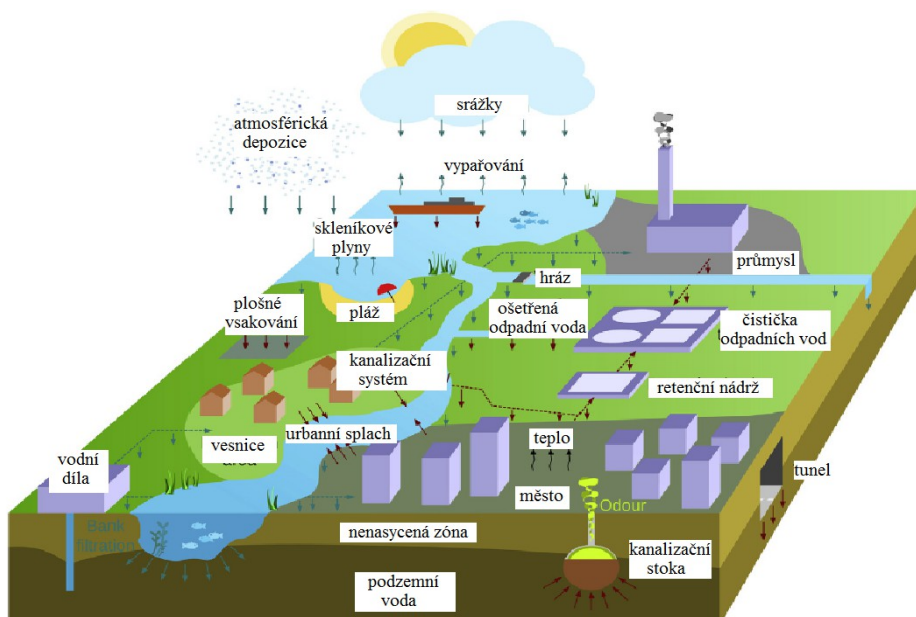
Ntengwe (2006) vyhodnocoval koncentrace dusitanů a dusičnanů v řece Kafue (Zambie). Z měření vyplývá, že koncentrace dusitanů a dusičnanů nejvíce ovlivňují průmyslové zóny podél řeky vyskytující se mezi měřicími body P3 – P5 (Obr. 4). Mezi ostatními měřicími body se vyskytují městské oblasti (např. nákupní zóny, parkoviště, koupaliště) a pole.



Obrázek 4. Koncentrace dusičnanů a dusitanů v toku Kafue, Zambie (P1 – P10 představují odběrové body, vyšší míra osídlení a průmyslu je mezi měřicími body P3 – P5) (Ntengwe, 2006).

### 3.2 Problematika kyselých dešťů a splachů

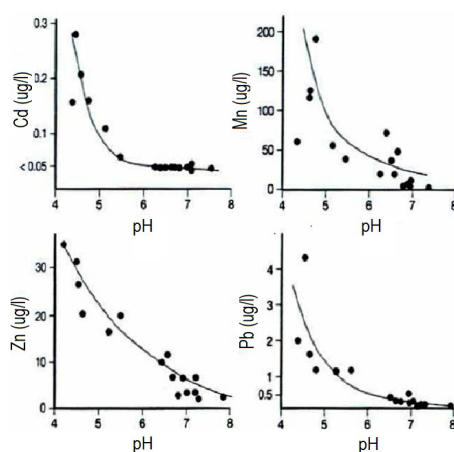
Kvalita splachové vody je ovlivněna mírou urbanizace a typem krajinného využití, ročním obdobím a hustotou dopravy v dané oblasti (Shirasuna a kol., 2006). Dešťová voda obsahuje také produkty spalování emitované do atmosféry, komponenty mající původ v průmyslových emisích a minerální částice ze zemského povrchu (Walna a Kurzyca, 2009). Kvalita dešťové vody může záviset také na formě, ve které se polutanty vyskytují. Důležitou problematikou je ovlivňování povrchových vod změnami pH a kontaminací chloridy z posypů komunikací v zimní sezóně. Koloběh vody v urbánním prostředí znázorňuje Obr. 5.



Obrázek 5. Schématický diagram koloběhu vody v urbánním prostředí (Gessner a kol., 2014).

### 3.2.1 Acidifikace

Acidifikace je soubor procesů, při kterých dochází k okyselování prostředí a v důsledku toho i ke změnám v povrchových vodách. Vyrůstá obsah živin a toxických látek splachem z povrchu a vymýváním z půd. Jsou aktivizovány ionty kovů což dokládají Švehláková a kol. (2006) korelací mezi koncentrací kovů a pH v roztoku (Obr. 6). Navíc dochází k šokovým změnám kyselosti ve vodním prostředí v důsledku přívalových vod (jarní tání).

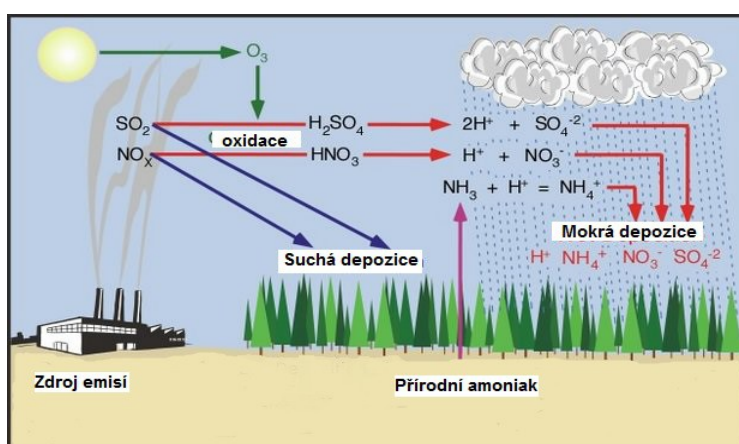


Obrázek 6. Koncentrace kovových iontů ve vodách v závislosti na pH (Švehláková a kol., 2006).

Pačes (1985) uvádí dva typy kyselé atmosférické depozice (suchou a mokrou) ovlivňující také kvalitu vod ve vodotečích a nádržích (Obr. 7). Kyselinotvorné anionty, zejména  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{NO}_3^-$ , které jsou příčinou zvyšování kyselosti povrchových vod, vznikají v atmosféře oxidací oxidu siřičitého a oxidů

dusíku atmosférickým kyslíkem za působení UV záření v prostředí s výskytem atmosférické vlhkosti. Poté ve formě srážek dešťových a sněhových padají na zem. Tomuto procesu se říká mokrá depozice. Proces je velice rychlý, probíhá rychlostí 100% za hodinu v létě a asi 20% za hodinu v zimě (Hruška a Kopáček, 2009).

V případě suché atmosféry komplex fotochemických reakcí způsobuje vznik ozonu, jehož působením dochází k oxidaci částí plyných oxidů dusíku a síry. Vzhledem k malému obsahu vody ve vzduchu je rychlost vzniku kyselin mnohem menší než v případě mokré atmosférické depozice. Směs oxidů síry a dusíku se deponuje na zemský povrch převážně adsorbovaná na prachových částicích. Rychlost procesu této přeměny je asi 16% za den v létě a jen asi 3% za den v zimě. Tomuto procesu se říká suchá depozice (Hůnová, 2007).

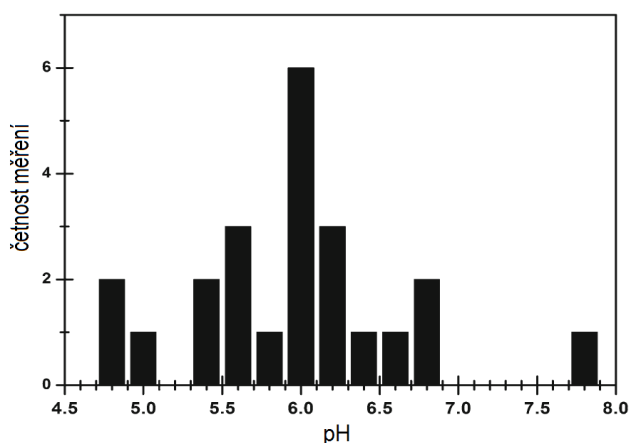


Obrázek 7. Schématický obrázek suché a mokré atmosférické depozice (Likens, 2006).

V současné době je do atmosféry emitováno asi 1.8 milionů tun síry a 0.6 milionů tun dusíku ročně. Zhruba 60% SO<sub>2</sub> pochází z elektráren a 30% pochází z průmyslu. Velké množství emisí SO<sub>2</sub> bylo redukováno od roku 1970 díky nové kontrolní legislativě ve vyspělých zemích (Taylor a kol., 2005).

Naproti tomu znečišťování ovzduší v podobě dusíku nadále stoupalo. Asi 45% mělo svůj původ v emisích z elektráren a 30% pocházelo z výfuků vozidel (Hruška a Cienciala, 2002).

Nekontaminovaná dešťová voda v rovnováze s atmosférickým oxidem uhličitým má pH 5.6. V Británii, středních částech Evropy a v některých oblastech Skandinávie je průměrné pH srážek menší než 4.3. Průměrné pH srážek v ČR se pohybuje okolo 4.4 – 4.6 (Hruška a Kopáček, 2009). Rekordní nejnižší pH bylo naměřeno v Pensylvánii v roce 1978 a jeho hodnota byla pouhých 2.32 (Hůnová a kol., 2004). Oproti tomu Martins a kol. (2014) naměřili překvapivě vysoké hodnoty pH ve srážkových vodách urbánních oblastí Sao Paula s největší četností měření pH 6 (Obr. 8). Tato skutečnost může být způsobena lokálním vymytím polutantů a CO<sub>2</sub> z atmosféry déletrvajícím intenzivním deštěm.

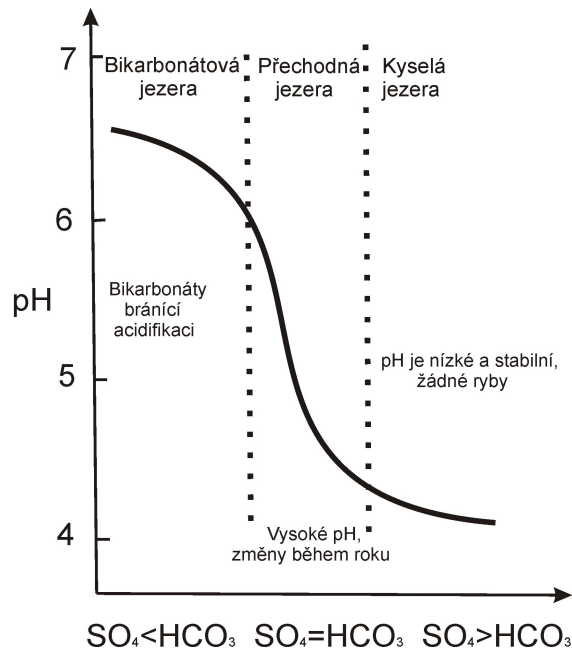


Obrázek 8. Histogram pH srážkové vody v urbánní oblasti São Paula (Martins a kol., 2014).

Vliv kyselých srážek na sladkovodní systémy je závislý na geologickém prostředí a typech a charakteru okolních půd, které určují kapacitu vody pro neutralizaci kyselin (pufrační kapacitu). Oblasti s vápnitým charakterem okolních hornin nejsou citlivé na acidifikaci a i malé množství vápence v drenážním systému zamezí okyselování. Acidifikace nejčastěji působí v oblastech, kde se v podloží nachází granit (Hruška a kol., 2006).

Kyselost povrchových vod je ovlivněna nejen přítokem kyselých složek, ale i schopností původního vodního prostředí eliminovat jejich působení, tedy puфраční kapacitou. Puфраční kapacita vody je zejména určena koncentrací hydrogenuhličitanů a proces acidifikace tak může postupovat ve třech etapách (Obr. 9):

- (i) V první etapě rozpuštěné bikarbonáty vyrovnávají vstup silné kyseliny. Hodnota pH obvykle mírně klesá, společenstva rostlin a živočichů zůstávají stabilní. Koncentrace bikarbonátů se snižuje – snižuje se puфраční kapacita prostředí.
- (ii) Ve druhé etapě se mohou dlouhodobým působením silných kyselin bikarbonátové puфра vyčerpat. pH vody se stává nestabilní, dochází k velkým výkyvům v průběhu roku. Dochází k úhynu citlivých vodních organismů.
- (iii) Ve třetí – konečné etapě je ukončen pokles pH vody (Obr. 9), koncentrace kovů vzrůstají (Hruška a kol., 2006), do puфраční aktivity vstupují huminové kyseliny (Herrmann, 2001). Voda se stává průzračnou, zdánlivě čistou, ale ekosystém je výrazně poškozen. V této etapě pH vody neklesá pod hodnotu 4,5.



Obrázek 9. Změny pH při acidifikaci jezer (Švehlaková a kol., 2006).

### 3.2.2 Chloridy ze solení silnic

Životní prostředí je znečišťováno chloridy jak přírodními pochody tak i lidským působením. Mezi přírodní způsoby vylučování chloridů patří rozpouštění hornin, tvorba mořského aerosolu a jeho rozpouštění, menší množství chloridů se také dostává do vod vymytím produktů vulkanické činnosti nebo popelu z rozsáhlých lesních požárů. Přírodní zdroje chloridů však nepředstavují pro povrchové vody výraznější nebezpečí.

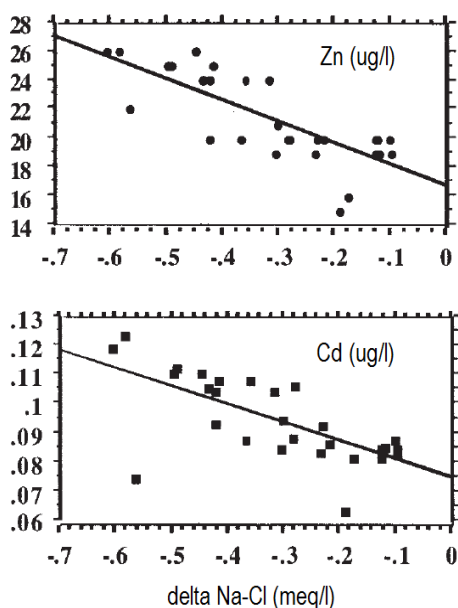
Mnohem zásadnější vliv na povrchové vody má znečištění antropogenními emisemi: spalování uhlí (splachy elektrárenských popílků), průmyslové procesy (metalurgie, galvanizační technologie, elektrotechnika, potravinářství) a zejména také chloridy z posypů silnic. V posledních letech se daří aplikací regulačních opatření eliminovat první dva zmiňované způsoby znečištění. Dominantním zdrojem chloridů ve vodách se v současnosti stává posyp komunikací v zimních měsících (Kim a Koretsky, 2013; Novotny a kol., 2008).

Nejpoužívanějším posypovým rozmrazovacím materiálem je chlorid sodný (NaCl). Některé pokusy, realizované především v Německu a Švýcarsku, ukázaly, že proces solení silnic chloridem sodným není v současné době v plném rozsahu nahraditelný. Testované alternativní látky byly buď příliš drahé, nebo jejich účinek byl nedostatečný. Jediným efektivním opatřením je používání solankového roztoku místo sypané soli. Z dalších materiálů je nejpoužívanější chlorid vápenatý, ten však má podle švédských výzkumů erozní účinky na betonové konstrukce. V mnohem menší míře se používá ještě chlorid hořečnatý. Ostatní látky byly v roce 2001 používány spíše jen v rámci pokusů (Melcher, 2001).



V ČR bylo kupříkladu v zimních měsících sezóny 2000/2001 na posyp vozovek použito 168 000 tun soli. Posyp solí byl proveden na 42% ze silniční sítě. Ze solí se chlorid sodný používal v 98%, zbytek tvořil chlorid vápenatý a jen nepatrné množství chloridu hořečnatého (Melcher, 2001).

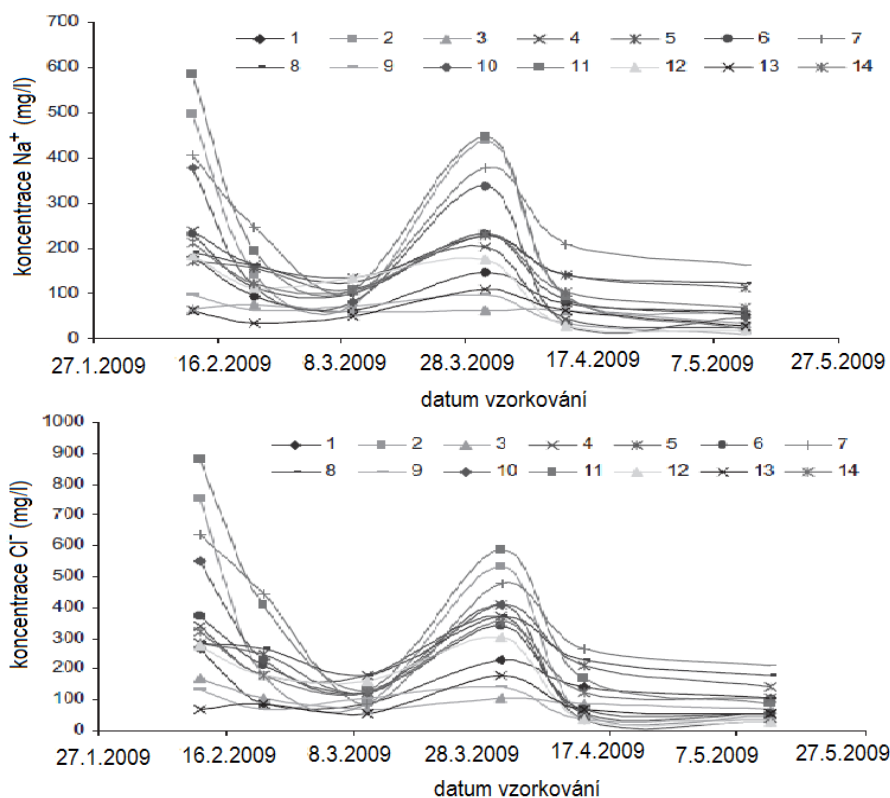
Znečištění vod chloridy je důležitým monitorovaným parametrem. Sůl ze solení silnic a její komponenty mohou nepříznivě ovlivnit zdraví člověka a životní prostředí (Cooper a kol., 2014). Přítomnost chloridů ovlivňuje velké množství ostatních parametrů určujících kvalitu vody. Löfgren (2001) popsal vliv změny koncentrace chloridu sodného na koncentrace zinku a kadmia ve vodách řeky Ronneby (jihovýchodní Švédsko) v důsledku iontové výměny v soli kontaminovaných půdách (Obr.10).



Obrázek 10. Závislost koncentrace zinku a kadmia na změně koncentrace NaCl v povrchové vodě (řeka Ronneby) (Löfgren, 2001).

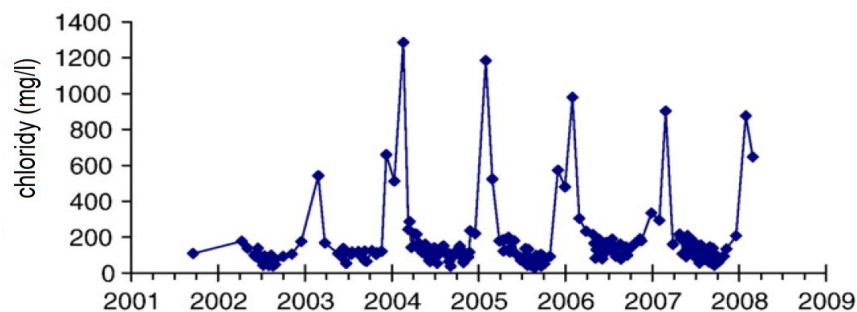
Výsledky Merrikhpoura a Jalaliho (2013), kteří zkoumali vliv posypové soli na kvalitu splachové vody v hustě obydlených oblastech provincie Hamedan (Írán), ukazují, že posypová sůl má zásadní vliv i na koncentraci forforečnanových a dalších iontů v tocích, které se mohou účastnit iontové výměny v půdách a vytěšňovat např. toxické prvky do roztoku.

Vzhledem k dobré rozpustnosti pevných chloridů ve vodě je splach těchto sloučenin do vod silně ovlivněn srážkovými podmínkami. Obrázek 11 ukazuje sezónní závislost koncentrace sodných a chloridových iontů ve splachových vodách (Merrikhpour a Jalali, 2013). Oblasti křivek s nejvyšší naměřenou koncentrací ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$ ) odpovídají obdobím s nejvyššími srážkovými úhrny. Koncentrace sodných a chloridových iontů navíc rychle klesají se vzdáleností od zdroje (Bryson a Barker, 2002).



Obrázek 11. Závislost koncentrace sodných a chloridových iontů na období měření (Merrikhpour a Jalali, 2013) (číslování křivek odpovídá odběrným místům: 3,4,5,9,10,12,13,14- vysoká hustota dopravy; 1,2,8,11- střední hustota dopravy; 6,7- obytné oblasti).

Ionty  $\text{Na}^+$  a  $\text{Cl}^-$  jsou ve zdrojích povrchových vod, kde se předpokládá využití vody jako pitného zdroje, regulovány Nařízením vlády č. 61 z roku 2003. Splachy ze silnic do okolních vodních zdrojů jsou považovány za lineární zdroje znečištění. Sůl ze solení silnic je hodnocena jako dlouhotrvající zdroj znečištění v tocích (Jackson a Jobbagy, 2005), přestože přetrvává v prostředí (v podzemních i povrchových zdrojích vod) po odstranění původce kontaminace pouze několik měsíců (Ostendorf a kol., 2001). Novotny a kol. (2008) dokládají sezónní závislost znečištění chloridy v řece Battle Creek (Minnesota, USA) (Obr. 12).



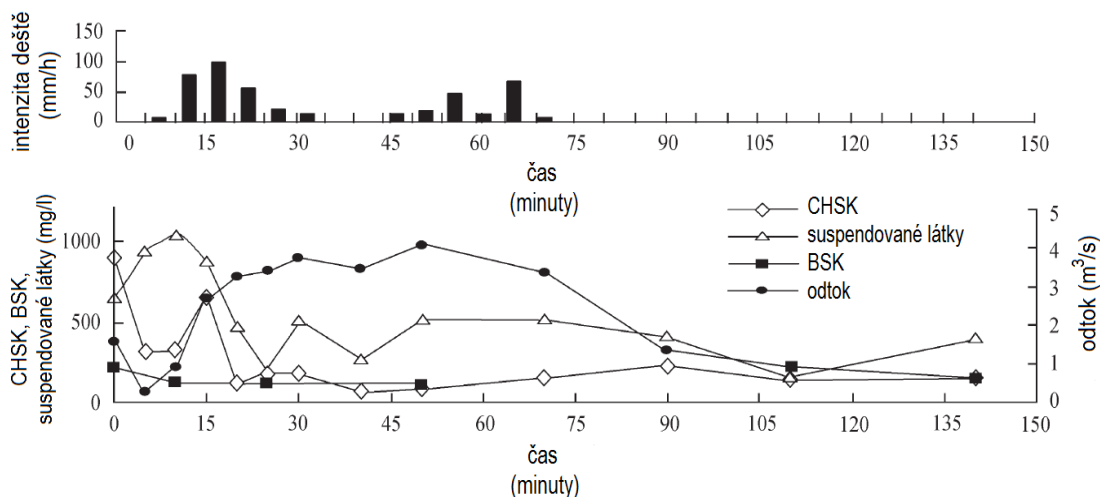
Obrázek 12. Časová závislost koncentrace chloridů v řece Battle Creek (Novotny a kol., 2008).

### 3.3 Znečištění organickými látkami

Organické znečištění povrchových vod je způsobeno přítomností rozpuštěných i suspendovaných organických látek. Jejich rozkladem působením chemických a biochemických procesů je spotřebováván kyslík. Nedostatek kyslíku ve vodě má nepříznivý vliv na vodní ekosystém. Kyslíkový deficit bývá doprovázen produkcí některých toxických látek (dusitany, sirovodík, amoniak) (Svobodová a kol. 1992). Obsah kyslíku je také závislý na teplotě vody, a to nepřímo úměrně (Pitter, 1999). Kromě toho zvýšená turbidita zapříčiněná suspendovanými částicemi způsobuje nedostatek světla pro vyšší vodní rostliny (Mason, 1991).

Zdroje organického znečištění jsou přirozené a antropogenní. Mezi přirozené zdroje patří odumřelá těla organismů vyskytujících se v daném ekosystému a také produkty jejich rozkladu. Pro zatížení přírodních ekosystémů však nebývají přirozené zdroje zpravidla rozhodující. Podstatné pro ekologickou zátěž povrchových vod jsou organické látky antropogenního původu. Patří mezi ně např. ropné produkty, léky, rozpouštědla, herbicidy a insekticidy a čisticí prostředky. Hlavním zdrojem organického znečištění jsou odpady ze zemědělské rostlinné i živočišné výroby (močůvka, prosaky ze siláží a skládek), splaškové vody z obydlených oblastí a průmyslové odpady (převážně potravinářský a dřevozpracující průmysl) (Švehlaková a kol., 2006).

Ukazatelem míry organického znečištění je chemická spotřeba kyslíku (CHSK). Dále se k vyhodnocení organického znečištění ve vodách používá sledování celkového množství suspendovaných látek, celkový obsah fosforu a dusíku a biologická spotřeba kyslíku (BSK). Luo a kol. (2009) pozorovali zmíněné ukazatele kvality vody v řece Futian (Shenzen, Čína) a sledovali souvislost těchto parametrů se srážkovými úhrny v dané oblasti a říčním průtokem (Obr. 13). Chemická a biologická spotřeba kyslíku pozitivně korelují s průtokem, zatímco celkový obsah organických suspendovaných látek vykazuje opačnou tendenci (Luo a kol., 2009). Při mírném zvýšení průtoků dochází k naředění polutantů, ale při lokálních přivalových deštích může dojít ke skokové změně koncentrace škodlivin obohacením vod o suspendovaný materiál a ostatní organické znečištění (splach z polí a výplach z kanalizačních systémů). Přestože lokálním prostředím protéká řádově více vody a dalo by se očekávat, že se polutanty naředí, dochází mnohdy k opačnému jevu (Luo a kol., 2009).



Obrázek 13. Závislost ukazatelů organického znečištění na srážkových úhrnech a říčním průtoku. (Luo a kol., 2009).

Povrchové vody vykazují značnou samočisticí schopnost. Ta však může být narušena znemožněním mikrobiální aktivity přítomností bakteriostatických (omezujících rozmnožování bakterií) a baktericidních (bakterie zabíjejících) látek v odpadních vodách. Takové znečištění by mělo být likvidováno specializovaným průmyslovým způsobem, aby nezpůsobilo nefunkčnost biologických čističek nebo neovlivnilo samočisticí schopnost povrchových vod (Mason, 1991).

Samočisticí schopnost povrchových vod je závislá na schopnosti vodního systému doplňovat spotřebovaný kyslík (deoxygenace). Ta závisí na charakteru vodního ekosystému. Stojaté a pomalu tekoucí vody mají tuto schopnost obecně nižší.

Z obrázku 14 je patrné, že bezprostředně po kontaminaci organickým materiálem je kyslík ve vodě spotřebováván. V závislosti na vzdálenosti od zdroje znečištění a samočisticí schopnosti toku se obsah kyslíku obnovuje.



Obrázek 14. Obecná závislost nasycení vodního toku kyslíkem na vzdálenosti od zdroje znečištění (Švehláková a kol., 2006).

### 3.4 Kovy a polokovy ve vodách

Sledování koncentrace kovů v malých urbánních nádržích není předmětem této práce, ale vzhledem k důležitosti této problematiky je zařazen alespoň tento krátký přehled.

Významnou složkou znečištění povrchových vod jsou kovy a polokovy. Řada z nich (např. Hg, Cd, Pb, As) vykazuje toxické vlastnosti a proto jsou nejčastěji sledovány.

Rtuť se hromadí ve vodním prostředí v redukčních organických sedimentech převážně ve formě sulfidů. Pochází nejčastěji z průmyslových odpadních vod. Vzhledem k vysoké těkavosti je Hg přítomna i v atmosféře v plynném stavu a dochází k její precipitaci na pevných podkladech a následnému splachu atmosférickými srážkami. Velmi snadno vytváří organokovové sloučeniny, které se kumulují v živých organismech (metylrtuť). Největší koncentrace Hg pak vykazují živočichové na vrcholu potravního řetězce (v řádech desetin  $\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$  svaloviny) (Wobeser, 1975).

Kadmium, stejně jako Hg, pochází nejčastěji z průmyslových odpadních vod. Na rozdíl od Hg není v takovém množství přítomno v atmosféře, ale do splachů ze zemědělské půdy se dostává díky své přítomnosti ve fosfátových hnojivech a do splachů z komunikací díky posypovým materiálům s jeho obsahem (Bäckström a kol., 2004). Kadmium v kontaminovaných prostředích bývá doprovázeno zinkem (Löfgren, 2001).

Nejvýznamnějším zdrojem Pb v globálním ekosféru bylo do 90. let 20. století přidávání tetraethylolova do pohonných hmot. Olovo je transportováno v atmosféře na velké vzdálenosti a je tak schopno zatížit oblasti vzdálené i tisíce kilometrů od zdroje znečištění (Braniš a Hůnová, 2009). Do povrchových vod se olovo dostává splachy z atmosférických srážek i průmyslovými odpadními vodami. Olovo se hromadí v sedimentech, kde může dosahovat až o čtyři řády vyšších koncentrací než ve vodě (Svobodová a kol., 1992).

Arsen je toxický polokov jehož významným zdrojem pro povrchové vody je spád popílku z uhelných elektráren a jeho následný splach. Častým bodovým zdrojem znečištění vod bývá únik kalů při zpracování rud a použití arsenových insekticidů (Heslop a Jones, 1976).

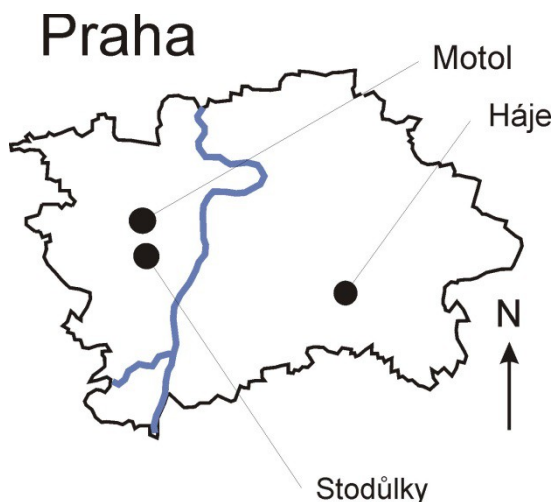
Koncentrace kovů a polokovů v prostředí, pokud nejsou mechanicky odstraněny, se nesnižuje, ale jejich rizikovost může být snížena prostřednictvím vazby do nerozpustných sloučenin. Důležitým faktorem, který ovlivňuje koncentrace kovů a polokovů ve vodě je adsorbce, a to nejčastěji na formy oxyhydroxidů Fe, případně oxyhydroxidů Mn. Kovy ve formě kationtů (Pb, Cd) se se vzrůstajícím pH sorbují lépe než kovy nebo polokovy přítomné v roztoku jako anionty (Cr, As), které se naopak desorbují. Důležitou roli v procesu adsorbce také hraje organická hmota (Deutsch, 1997).

Přípustné koncentrace kovů ve vodních prostředích jsou definovány v Nařízení vlády o ukazatelích a

hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod č.61/2003. Nejvyšší přípustná koncentrace Hg v povrchových vodách je 0,1  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , Cd 1,0  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , Pb 15,0  $\mu\text{g.l}^{-1}$ , As 20,0  $\mu\text{g.l}^{-1}$ .

#### 4. METODIKA PRÁCE

Vzorky vod analyzované v této práci pocházejí ze tří lokalit na území Prahy (Motol, Stodůlky, Háje) (Obr. 15), kde se vyskytují retenční nádrže, které byly studovány. Nádrže se nacházejí v těsné blízkosti městské zástavby. Dá se zde proto očekávat vysoké antropogenní ovlivnění.

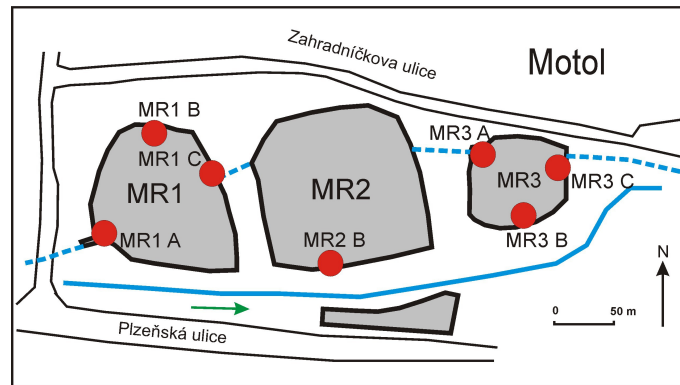


Obrázek 15. Obrys Prahy s vyznačenými studovanými lokalitami (Motol, Stodůlky, Háje).

##### 4.1 Retenční nádrže v Motole

Lokalita Motol se nachází na západě Prahy a motolskou soustavu tvoří tři rybníky (MR1, MR2, MR3) (Obr. 16). Byly postaveny na vlhkých loukách v nivě Motolského potoka v 60. letech minulého století. Rybníky byly vybudovány jako boční. Motolský potok rybníky obtéká po pravém břehu a napájí je napouštěcím zařízením. Motolský potok byl v souvislosti s výstavbou rybníků technicky upraven, byl vydlážděn a narovnan. Bohužel tato úprava již dosluhuje a potok je postupně revitalizován. Všechny tři rybníky mají klasické betonové požeráky (vypouštěcí zařízení) a břehy jsou opevněny betonovými šestibokými tvárnicemi a kamenným záhozem.

Největší prostřední rybník byl postaven jako koupaliště a svou funkci plní doposud. Přírodní koupaliště v Motole mívá celoročně jednu z nejlepších kvalit vody v Praze. Důvodem je i minimalizace množství ryb v rybníce a odbahnění, které bylo provedeno v roce 2011. Horní a spodní rybník jsou rybářsky využívány pro extenzivní chov ryb a každý podzim se zde provádí výlov ([www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz)).



Obrázek 16a. Série motolských rybníků s lokalizovanými odběrovými body (MR1 A – MR3 C) (MR – motolský rybník, A – nátok, B – střed rybníku, C – výpust’).



Obrázek 16b. Motolské nádrže MR1 a MR3 při jednom z odběrů (27.5. 2013).

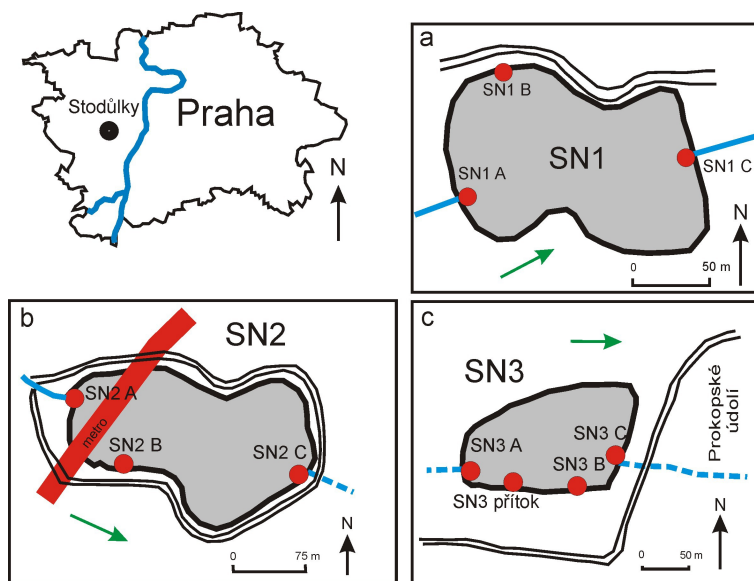


## 4.2 Retenční nádrže ve Stodůlkách

Lokalita Stodůlky se nachází jihozápadně od centra Prahy. Stodůleckou soustavu tvoří tři nádrže (SN1, SN2, SN3) (Obr. 17). Retenční nádrže vznikly v polovině 80. let 20. století. Jejich výstavba souvisela s výstavbou pražských sídlišť Stodůlky sever, Stodůlky jih, Lužiny a Velká Ohrada. Retenční nádrže N1, N2 Stodůlky jsou využívány především k zachycování nárazových srážek na území horní části povodí Prokopského potoka a vod z dešťové kanalizace ze sídliště Stodůlky sever a Stodůlky jih, které jsou do nádrží svedeny přes dešťovou usazovací nádrž.

V současné době jsou tyto kdysi průtočné nádrže závislé na dešťové vodě, která je do nich svedena z okolních sídlišť. Dešťová voda přináší do nádrží po celou dobu jejich existence nejen látky zhoršující kvalitu vody, ale i velké množství sedimentu.

Retenční nádrž N1 Stodůlky nebyla od svého vzniku nikdy čištěna, což mělo za následek postupné ukládání sedimentu na jejím dně. Z toho důvodu byla v roce 2005 provedena její celková revitalizace. Z nádrže bylo odstraněno cca 6 000 m<sup>3</sup> sedimentu. Součástí odbahnění bylo i vytvoření malého ostrůvku v západní části nádrže. Nádrž je využívána Českým rybářským svazem k odchovu ryb ([www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz)). Retenční nádrž N2 Stodůlky byla v roce 2007 revitalizována. Bylo odstraněno cca 3 000 m<sup>3</sup> sedimentu. Betonový vypouštěcí objekt byl zasanován, poškozené betonové opevnění bylo odstraněno a nahrazeno kamenným pohozem. Zbytky opevnění byly použity jako základ pro výstavbu malého ostrova, který slouží jako útočiště vodních ptáků. Nádrž slouží jako rybářský revír č. 401018 Vltava 6 podrevír č. 1 - rybník Nepomucký. Nádrž N3 Stodůlky je napájena vodami z Prokopského potoka a dešťovými vodami svedenými z okolních sídlišť. Slouží zejména k zachycování dešťových srážek. Při deštích je nádrž schopna pojmout až 92 030 m<sup>3</sup> vody a její zatopená plocha se zvětší na 2,66 ha. Vegetační úpravy na retenční nádrži Asuán (N3 Stodůlky) byly započaty v roce 2007. Zajímavostí v okolí nádrže Asuán je Přírodní rezervace Prokopské údolí - Albertův vrch. Nad nádrží se také nachází jedna z mála pražských lokalit, kde Prokopský potok vytváří ještě neupravené, přirozeně meandrující koryto. Rybník slouží také k extenzivnímu chovu ryb ([www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz)).



Obrázek 17a. Série nádrží ve Stodůlkách s lokalizací odběrových bodů (SN1 A – SN3 C) (SN – stodůlecká nádrž, A – nátok, B – střed nádrže, C – výpust').

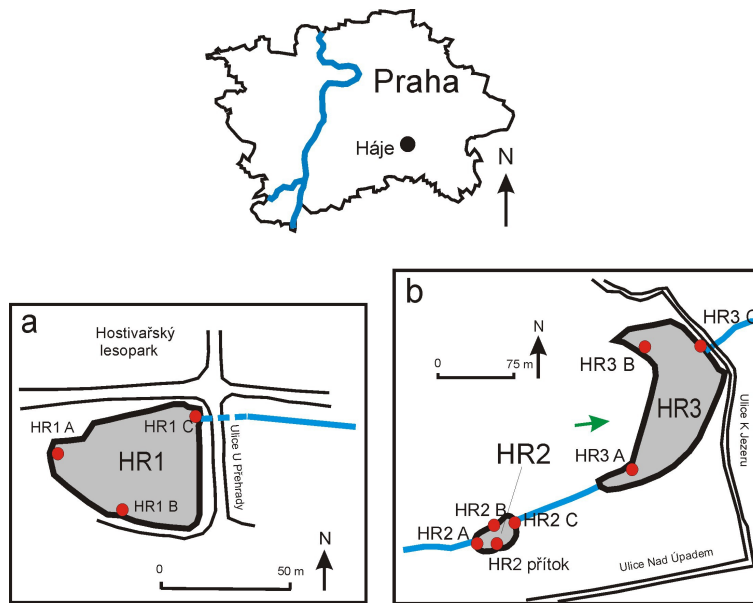


Obrázek 17b. Série stodůleckých nádrží (SN1, SN2, SN3) při jednom z odběrů (27.5. 2013).

### 4.3 Retenční nádrže v Hájích

Hájecká lokalita se nachází na jihovýchodě od centra Prahy. Soustavu nádrží v Hájích tvoří tři retenční nádrže (HR1, HR2, HR3) (Obr. 18). Jedná se o průtočné nádrže napájené vodou z Hájeckého potoka, drenážními vodami z metra a dešťovou kanalizací z Jižního Města.

Povolení na stavbu nádrže R1 Hájecká bylo vydáno v roce 1971 a později, v souvislosti s výstavbou Jižního Města, bylo započato se stavbou. Do provozu byla nádrž uvedena v druhé polovině 70. let. 20. století. V roce 2009 byla provedena celková rekonstrukce nádrže. Cílem revitalizace bylo zlepšení funkce nádrže včetně navýšení provozního objemu a zlepšení retenční a protipovodňové funkce. Dále došlo k vytvoření významného krajinného prvku s ekologickou funkcí. Původní poškozené vypouštěcí zařízení bylo odstraněno a nahrazeno novým kamenným požerákem s bezpečnostním přelivem. Monstrózní betonové nátokové objekty dešťových kanalizací byly zbourány a nahrazeny malým kamenným čelem s balvanitými skluzy. Hráz byla znovu přetěsněna a betonové opevnění bylo nahrazeno kamennou dlažbou. Veškeré nové konstrukce byly vyzděny z křemitého porfyru a pískovcových kamenůřezů, aby co nejlépe zapadly do lokality Hostivařského lesa. V rámci revitalizace bylo provedeno i celkové odbahnění nádrže, ze které bylo vyvezeno cca 300 m<sup>3</sup> sedimentu. Nádrž neslouží k chovu ryb a rybí obsádka je zde udržována v přírodní rovnováze s ostatními živočichy a rostlinami. Nádrž R3 Hájecká (Pod Třešňovkou) byla uvedena do provozu v roce 1984. Vzhledem k tomu, že v době výstavby byl Hájecký potok silně znečištěn, bylo v rámci budování nádrže provedeno odpadní potrubí, které odvádí vody z nádrže až pod Hostivařskou přehradu. Důvodem bylo zajistit nezhoršování kvality vody v Hostivařské nádrži. Pro vylepšení stavu nádrže byla v roce 2011 provedena přestavba koruny hráze. Břehovou linii, kromě hráze, tvoří přirozený břeh. Dno je pevné, tvořené šterkem a pískem. Rybník slouží také k extenzivnímu chovu ryb. Svoji polohou na okraji Hostivařského háje retenční nádrž rovněž zlepšuje estetický vzhled svého okolí ([www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz)).



Obrázek 18a. Série retenčních nádrží v Hájích s lokalizací odběrových bodů (HR1 A – HR3 C) (HR – hájecká retenční nádrž, A – nátok, B – střed ret. nádrže, C – výpust').



Obrázek 18b. Série hájeckých nádrží (HR1, HR2, HR3) při jednom z odběrů (27.5. 2013).

#### 4.4 Odběr vzorků

Vzorky povrchové vody byly odebírány vždy z nátoků do nádrže (A), ze středu nádrže (ze břehu) (B) a z její výpusti (C) vždy u hladiny a vzorkovány byly i všechny zdroje možného znečištění (dešťová kanalizace, přítoky..) ústící do nádrží. Konkrétně byly vzorkovány 3 lokality, 27 odběrových míst. Přesné polohy odběrových míst jsou uvedeny v Příloze i – Tab. 1.

Vzorky byly odebírány do čistých PET lahví o objemu 1,5l. Vzorkování probíhalo od 27.5. 2013 do 4.11.2013 v měsíčním intervalu. Během monitorovaného období bylo celkem odebráno 6 vzorků z každého odběrového místa (MR1 A – HR3 C tj. 27 odběrových míst). Celkově se tedy jednalo o 162 vzorků vody, které byly následně analyticky zpracovány. Základní informace o jednotlivých vzorkovaných nádržích jsou uvedeny v Tabulce 2 (Příloha i).

#### 4.5 Analytické metody

Stanovení probíhalo v laboratoři na Ústavu životního prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy v Praze. Laboratoř používá základní analytické metody pro stanovení jednotlivých fyzikálních a chemických parametrů kvality vody. Všechny metody vycházejí z českých nebo evropských unifikovaných norem (ČSN – EN 75 7221).

U všech vzorků byly měřeny následující parametry: zásadová neutralizační kapacita ( $ZNK_{8,3}$ ), kyselinová neutralizační kapacita ( $KNK_{4,5}$ ), tvrdost vody, dusitany ( $N-NO_2$ ), dusičnany ( $N-NO_3$ ), amonné ionty ( $N-NH_4$ ), chemická spotřeba kyslíku ( $CHSK_{Mn}$ ), vápník ( $Ca^{2+}$ ), chloridy ( $Cl^-$ ), fosforečnany ( $PO_4^{3-}$ ), rozpuštěný kyslík, pH, konduktivita a teplota.

Některé parametry jako pH, teplota, konduktivita a rozpuštěný kyslík byly měřeny přímo v terénu. Ostatní parametry byly stanovovány laboratorně bezprostředně po odběru.

##### 4.5.1 Zásadová neutralizační kapacita do pH 8,3

Zásadová neutralizační kapacita ( $ZNK_{8,3}$ ) byla stanovována titrací vzorku (100 ml) odměrným roztokem NaOH o koncentraci 0,1 mol/l na indikátor fenolftalein (3-5 kapky) do světle růžového zabarvení podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod (Clesceri a kol., 1998).

##### 4.5.2 Kyselinová neutralizační kapacita do pH 4,5

Kyselinová neutralizační kapacita ( $KNK_{4,5}$ ) byla stanovována titrací vzorku (100 ml) odměrným roztokem HCl o koncentraci 0,1 mol/l na směsný indikátor (3 kapky) z modrého odstínu do odstínu cibulové barvy podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod (Clesceri a kol., 1998).

#### 4.5.3 Tvrdost vody

Tvrdost vody byla stanovována titračně podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod. Pro chelatometrickou titraci se používá disodná sůl ethylendiamintetraoctové kyseliny (EDTA; chelaton 3). Chelaton reaguje s kovovými ionty za vzniku komplexních aniontů rozpustných ve vodě, kdy se zároveň uvolňují ionty  $H^+$ . Rovnováhy jsou tedy ovlivňovány koncentrací iontů  $H^+$  a je nutno používat tlumivé roztoky. Jedna molekula chelatotvorného činidla reaguje vždy s jedním kovovým iontem bez ohledu na jeho oxidační číslo. Pro určení bodu ekvivalence chelatometrické titrace se využívá metalochromního indikátoru eriochromové černi T, který v prostředí amoniakálního tlumivého roztoku při pH 10 s vápenatými a hořečnatými ionty tvoří vínově červený komplex. Vápenatý komplex je podstatně méně vybarven (Clesceri a kol., 1998).

Ke vzorku (100 ml) s celkovým obsahem vápníku a hořčíku do 5 mmol/l po stanovení celkové alkality byl přidán tlumivý roztok (5 kapek). Roztok byl promíchán a byla přidána směs tuhého indikátoru eriochromové černi T (do zřetelného vínového zabarvení). Následně proběhla titrace odměrným roztokem 0,05 M chelatonu 3 do jasně modrého zabarvení.

#### 4.5.4 Stanovení dusitanů

Dusitany byly stanovovány spektrofotometricky podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod. Vzorky byly filtrovány přes membránové filtry o velikosti pórů 0,45  $\mu m$ .

Sulfanilová kyselina je diazotována v prostředí kyseliny octové kyselinou dusitou na diazoniovou sůl. Vzniká diazoniová sůl kopulovaná  $\alpha$  – naftylaminem v prostředí upraveném octanovým tlumivým roztokem na hodnotu pH 2 – 2,5, na červenofialové azobarvivo. Intenzita vzniklého zabarvení je úměrná koncentraci dusitanů ve vzorku (Clesceri a kol., 1998).

Bylo napipetováno 50 ml vzorku a přidán 1 ml 0,6 % kyseliny sulfanilové. Po pěti minutách byl přidán 1 ml 0,6 % roztoku  $\alpha$  – naftylaminu. Kolorimetrováno bylo po čtyřiceti minutách proti slepému vzorku při 520 nm ve 4 cm kyvetách.

#### 4.5.5 Stanovení dusičnanů

Dusičnany byly stanovovány spektrofotometricky podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod. Vzorky byly filtrovány přes papírové filtry o propustnosti 0,45  $\mu m$ .

Vzorky byly kolorimetrovány proti destilované vodě při 214 nm (UV) v 1 cm kyvetách.

#### 4.5.6 Stanovení amonných iontů

Amonné ionty byly stanovovány spektrofotometricky podle Standardních metod pro hodnocení vod a

odpadních vod. Vzorky byly filtrovány přes papírové filtry o propustnosti 0,45 µm.

Modrá sloučenina vzniká reakcí amonných iontů se salicylanem a chlornanovými ionty v přítomnosti nitrosopentakynoželezitanu sodného. Chlornanové ionty se tvoří alkalickou hydrolyzou sodné soli N, N-dichlor- 1,3,5- triazin- 2,4,6- trionu (dichlorisokyanuratan sodný). Při pH 12,6 reaguje vznikající chloramin v přítomnosti nitroprusidu sodného se salicylanem sodným. Citronan maskuje rušivé vlivy kationtů, zvláště vápníku a hořčíku (Clesceri a kol., 1998).

Bylo napipetováno 40 ml vzorku, přidány 4 ml vybarvovacího činidla a 4 ml dichlorisokyanuratanu sodného. Vše bylo doplněno destilovanou vodou do 50 ml a promícháno. Po hodině byly vzorky kolorimetrovány proti slepému vzorku při 655 nm v 1 cm kyvetách.

#### 4.5.7 Stanovení anorganických fosforečnanů

Fosforečnany byly stanovovány spektrofotometricky podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod. Vzorky byly filtrovány přes papírové filtry o propustnosti 0,45 µm.

Ortofosforečnany vykazují po reakci s molybdenanem v prostředí kyseliny sírové a po redukci cínatou solí modré zabarvení, jehož intenzita je měřitelná (Clesceri a kol., 1998).

Bylo napipetováno 50 ml vzorku a přidán 1 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného. Po pěti minutách byl přidán chlorid cínatý (0,1 ml). V intervalu 10- 20 minut bylo na spektrofotometru měřeno proti slepému vzorku při vlnové délce 700 nm ve 4 cm kyvetách.

#### 4.5.8 Chemická spotřeba kyslíku

Chemická spotřeba kyslíku se stanovuje manganistanem draselným. Metoda je založena na oxidaci organických látek (ve vzorku) manganistanem draselným v kyselém prostředí kyseliny sírové při desetiminutovém varu. Oxidace musí probíhat za přebytku manganistanu (minimálně 40%). Úbytek manganistanu (tzn. množství spotřebované na oxidaci organických látek) se zjistí odměrným manganometrickým stanovením tak, že po ukončené oxidace se do reakčního roztoku přidá známé množství standardního roztoku kyseliny šťavelové, která se manganistanem draselným zpětně titruje (Clesceri a kol., 1998).

Do vyvařené titrační baňky bylo odměřeno 100 ml vzorku. Následně bylo přidáno 5 ml kyseliny sírové (zředěné v poměru 1:2) a 20 ml 0,01 M odměrného roztoku manganistanu draselného. Směs byla zahřívána tak, aby se do pěti minut uvedla k varu. Var se udržoval 10 minut. K horkému roztoku bylo ihned přidáno 20 ml standardního odměrného roztoku 0,01 M kyseliny šťavelové. Odbarvený horký roztok byl ihned ztitrován odměrným roztokem 0,01 M manganistanu draselného do slabě růžového zabarvení. Teplota vzorku při titraci nesměla klesnout pod 80°C. Spotřeba manganistanu draselného

byla odečtena s přesností na 0,05 ml.

Došlo-li k odbarvení nebo zhnědnutí roztoku za varu, bylo třeba stanovení opakovat se zředěným vzorkem. Stanovení bylo rovněž opakováno, byla-li spotřeba manganistanu větší než 12 ml. U zředěných vzorků nesměla spotřeba klesnout pod 4 ml.

#### 4.5.9 Chelatometrické stanovení vápníku

Vápník byl stanovován titračně podle Standardních metod pro hodnocení vod a odpadních vod.

Titrační stanovení vápníku chelatonem 3 využívá stálosti komplexu vápenatého iontu s chelatonem 3 v silně alkalickém prostředí (pH 12-13), kdy je obdobný komplex hořčíku rozrušen za vyloučení hydroxidu hořečnatého. Tento bezbarvý komplex je podstatně stabilnější než komplex směsného metalochromního indikátoru s vápníkem. Bod ekvivalence je určen změnou zabarvení při uvolnění volného indikátorového aniontu. V nezředěném vzorku může být stanovena minimální koncentrace vápníku na 1 mg/l (Clesceri a kol., 1998).

Ke vzorku (100 ml) s množstvím vápníku nejvýše 20 mg nebo menším množstvím vzorku doplněném destilovanou vodou byly přidány 2 ml 1 N NaOH a promícháno. Následně byl přidán indikátor murexid a titrováno odměrným roztokem chelatonu 3 z růžového do jasně fialového zabarvení.

#### 4.5.10 Argentometrické stanovení chloridů

Chloridy byly stanovovány titračně. Chloridy se titrují odměrným roztokem dusičnanu stříbrného v neutrálním nebo mírně alkalickém prostředí (pH 6,5-10,5) za vzniku málo rozpustného chloridu stříbrného. Konec titrace je indikován chromanem draselným, který tvoří s ionty  $\text{Ag}^+$  jen málo rozpustnou sraženinu chromanu stříbrného (Clesceri a kol., 1998).

Bylo odměřeno 100 ml vzorku (popřípadě zfiltrovaného vzorku) nebo menší množství vzorku doplněné redestilovanou vodou. Ke vzorku byl přidán 1 ml 5 % roztoku chromanu draselného a za stálého míchání bylo titrováno odměrným roztokem 0,02 N dusičnanu stříbrného do prvního trvalého přechodu barvy ze světle žluté do oranžově hnědé. Stejně bylo provedeno slepé stanovení se 100 ml redestilované vody.

#### 4.5.11 Potenciometrické stanovení pH

Podstatou potenciometrického stanovení pH je měření rozdílu potenciálů na jedné kombinované elektrodě ponořené do měřené vody. K referenční části elektrody se stálým a dobře reprodukovatelným potenciálem je vztahován potenciál druhé části elektrody, tzv. měrné.

pH metr byl kalibrován za použití tlumivých roztoků o známém pH v blízkosti očekávaného pH



vzorku postupem obdobným vlastnímu stanovení ve vzorku. Elektroda byla před měřením opláchnuta destilovanou vodou (popřípadě vzorkem) a byla ponořena do vzorku. Podle teploty byla nastavena příslušná teplotní kompenzace. Měřená hodnota pH byla odečítána po ustálení.

#### 4.5.12 Měření konduktivity

Při stanovování vodivosti byl měřen odpor mezi elektrodami vodivostní sondy ponořené do měřené kapaliny. Použité zařízení bylo vybaveno přesným teploměrem. Aby nedocházelo k polarizaci elektrod vodivostní sondy, používá se při měření měrné vodivosti kapalin střídavý elektrický proud. Vodivost roztoku je přímo úměrná koncentraci rozpuštěných látek.

#### 4.5.13 Stanovení rozpuštěného kyslíku

Nejčastěji používaným zařízením pro měření rozpuštěného kyslíku je Clarkovo čidlo. Klasické Clarkovo čidlo je dvouelektrodový systém (pracovní a referenční elektroda) zapouzdřený do plastové trubice. Elektrodový systém je ponořen do vnitřního roztoku (KCl nebo NaHCO<sub>3</sub>), který je od měřeného roztoku oddělen propustnou membránou pro kyslík.

Měření proběhlo při napětí 650 mV. Pracovní elektroda (platinová nebo zlatá) tvoří záporný pól a referenční elektroda (stříbrná nebo olověná) kladný pól. Za nepřítomnosti kyslíku mezi elektrodami neprochází proud. Je-li ve vzorku kyslík, dojde k jeho difúzi přes membránu a na pracovní elektrodě k jeho redukci. Systémem probíhá proud, jehož velikost je úměrná koncentraci kyslíku.

### 4.6 Použité přístroje

Elektrochemická analýza kvality vody prováděná v terénu proběhla za využití pH elektrody, sond na měření rozpuštěného kyslíku a vodivostní sondy od firem WTW a HACH-LANGE.

Spektrofotometrická měření byla provedena pomocí spektrofotometru Unicam SP 1800, PYE. Před stanovováním ve spektrofotometru byly všechny vzorky filtrovány přes membránové filtry o velikosti pórů 0,45 μm značky Filter Dises (Quant.) Grady 390. Veškerá vážení probíhala na digitálních vahách Sartorius CP 2243.

### 4.7 Zpracování dat

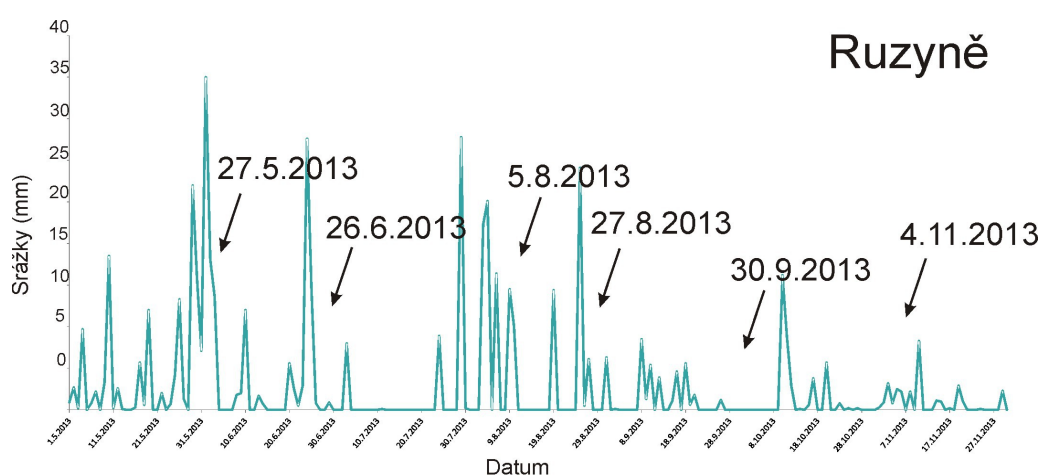
Pro numerické a grafické zpracování dat bylo použito programů MS Excel, Sigma Plot 12 a Corel Draw X3. Statistická analýza získaných výsledků (výpočet Pearsonových korelačních koeficientů) byla provedena pomocí programu NCSS 2007 (Hintze, 2007).

Srážkové úhrny byly získány díky laskavosti RNDr. Němce z nejbližších monitorovaných stanic Českého hydrometeorologického ústavu Libuš a Ruzyně.

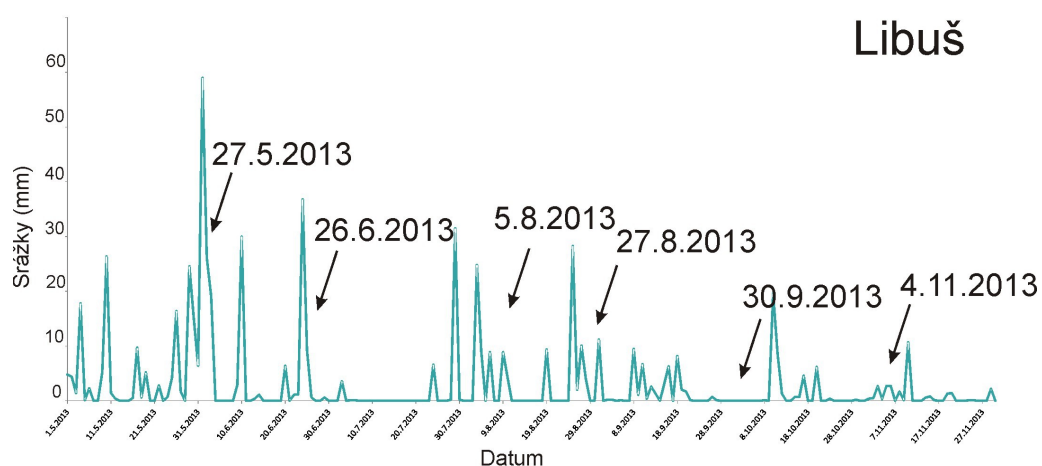
## 5. VÝSLEDKY

V souladu s cíli práce byly sledovány změny vybraných chemických a fyzikálních parametrů kvality vody ve vybraných pražských nádržích. (Jedná se o nádrže a parametry popsané v kapitole 4. Metodika práce). Tyto parametry byly dány do souvislosti se srážkovým vývojem v monitorovaném období (27.5.2013 – 4.11.2013).

Následující grafy zobrazují vývoj srážek v nejbližším okolí sledovaných nádrží. Pro motolskou a stodůleckou sérii nádrží je určující obrázek 19, který zobrazuje vývoj srážek v hydrometeorologické stanici Ruzyně, která je výše zmíněným monitorovaným nádržím nejbližší. Na obrázku 20 jsou zobrazena data z hydrometeorologické stanice v Libuši, která se vztahují k sérii nádrží v Hájích. Největší vzdálenost hydrometeorologické stanice od sledované nádrže nepřesahuje 5 km.



Obrázek 19. Vývoj srážek za monitorované období (27.5. 2013 – 4.11. 2013) z hydrometeorologické stanice Ruzyně (ČHMÚ).



Obrázek 20. Vývoj srážek za monitorované období (27.5. 2013 – 4.11. 2013) z hydrometeorologické stanice Libuš (ČHMÚ).

Na základě některých chemických a fyzikálních parametrů lze povrchovou vodu dělit do pěti kategorií (tříd) jakosti. Toto rozdělení řeší norma ČSN – EN 75 7221. Z této normy jsou uvedeny třídy jakosti vody podle vybraných parametrů (Tab. 3), kterými se zabývá i tato DP. Pro rychlé zhodnocení kvality vody jsou v následujících odstavcích uvedeny minimální, maximální a průměrné hodnoty parametrů čistoty vody pro nádrže v dané oblasti (motolská, stodůlecká, hájecká).

Na základě průměrné hodnoty lze odhadnout, v jaké třídě čistoty se voda v dané oblasti pohybuje.

V této práci byly sledovány i některé další parametry, které nejsou v tabulce tříd čistoty uvedeny.

Tabulka 3. Kategorie (třídy) kvality vody podle některých chemických a fyzikálně - chemických ukazatelů a využití vod podle jednotlivých tříd (ČSN – EN 75 7221).

UKAZATEL	JEDNOTKA	TŘÍDA				
		I.	II.	III.	IV.	V.
Konduktivita	mS/cm	< 40	< 70	< 110	< 160	≥ 160
Rozpuštěný kyslík	mg/l	> 7,5	> 6,5	> 5	> 3	≤ 3
Chem. Spotřeba kyslíku	mg/l	< 15	< 25	< 45	< 60	≥ 60
Amonné ionty	mg/l	< 0,3	< 0,7	< 2	< 4	≥ 4
Dusičnany	mg/l	< 3	< 6	< 10	< 13	≥ 13
Chloridy	mg/l	< 100	< 200	< 300	< 450	≥ 450
Fosforečnany	mg/l	< 0,05	< 0,15	< 0,4	< 1	≥ 1
Vápník	mg/l	< 150	< 200	< 300	< 400	≥ 400

I. - velmi čistá voda	(vhodná pro vodárenské účely, potravinářský průmysl, koupaliště, chov lososovitých ryb, má velkou krajinnou funkci)
II. - čistá voda	(vhodná pro vodárenské účely, chov ryb, vodní sporty, zásobování průmyslu, krajinná funkce)
III. - znečištěná voda	(jen pro zásobování průmyslu, pro vodárenství podmíněné, není-li vhodnější zdroj, má krajinnou hodnotu)
IV. - silně znečištěná voda	(obvykle jen pro omezené účely)
V. - velmi nečistá voda	(obvykle se nehodí pro žádný účel)

Zásadová neutralizační kapacita ( $ZNK_{8,3}$ ) v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 0,19 – 1,33 (průměrná hodnota 0,56) mmol/l, ve stodůleckých nádržích v rozmezí 0,19 – 1,04 (průměrná hodnota 0,45) mmol/l, v hájeckých nádržích v rozmezí 0,10 – 1,23 (průměrná hodnota 0,48) mmol/l (Obr. 21).

Kyselinová neutralizační kapacita ( $KNK_{4,5}$ ) v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 2,71 – 5,21 (průměrná hodnota 3,46) mmol/l, ve stodůleckých nádržích v rozmezí 1,56 – 4,58 (průměrná hodnota 2,64) mmol/l, v hájeckých nádržích v rozmezí 1,66 – 5,21 (průměrná hodnota 2,74) mmol/l (Obr. 21).

Tvrdost vody v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 1,51 – 6,32 (průměrná hodnota 3,84) mmol/l, ve stodůleckých nádržích v rozmezí 1,41 – 4,41 (průměrná hodnota 2,31) mmol/l, v hájeckých nádržích v rozmezí 1,07 – 4,12 (průměrná hodnota 2,07) mmol/l (Obr. 21).

Koncentrace dusitanů v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 0,03 – 0,23 (průměrná hodnota 0,12) mg/l, ve stodůleckých nádržích v rozmezí 0,02 – 1,15 (průměrná hodnota 0,22) mg/l, v hájeckých nádržích v rozmezí 0,01 – 0,54 (průměrná hodnota 0,16) mg/l (Obr. 21).

Koncentrace dusičnanů v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 0,56 – 17,9 (průměrná hodnota 4,95 mg/l – 2. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 2,24 – 19,0 (průměrná hodnota 8,74 mg/l – 3. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 1,12 – 27,4 (průměrná hodnota 10,7 mg/l – 4. třída čistoty) (Obr. 21).

Koncentrace amonných iontů v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 0,17 – 1,10 (průměrná hodnota 0,44 mg/l – 2. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 0,17 – 3,03 (průměrná hodnota 0,64 mg/l – 2. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 0,19 – 4,55 (průměrná hodnota 0,58 mg/l – 2. třída čistoty) (Obr. 21).

Chemická spotřeba kyslíku v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 3,12 – 6,72 (průměrná hodnota 4,62 mg/l – 1. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 2,00– 6,72 (průměrná hodnota 4,64 mg/l – 1. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 1,04 – 14,1 (průměrná hodnota 4,14 mg/l – 1. třída čistoty) (Obr. 21).

Koncentrace vápníku v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 5,87 – 108 (průměrná hodnota 26,6 mg/l – 1. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 3,91 – 96,3 (průměrná hodnota 24,1 mg/l – 1. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 11,7 – 76,6 (průměrná hodnota 36,4 mg/l – 1. třída čistoty) (Obr. 21).

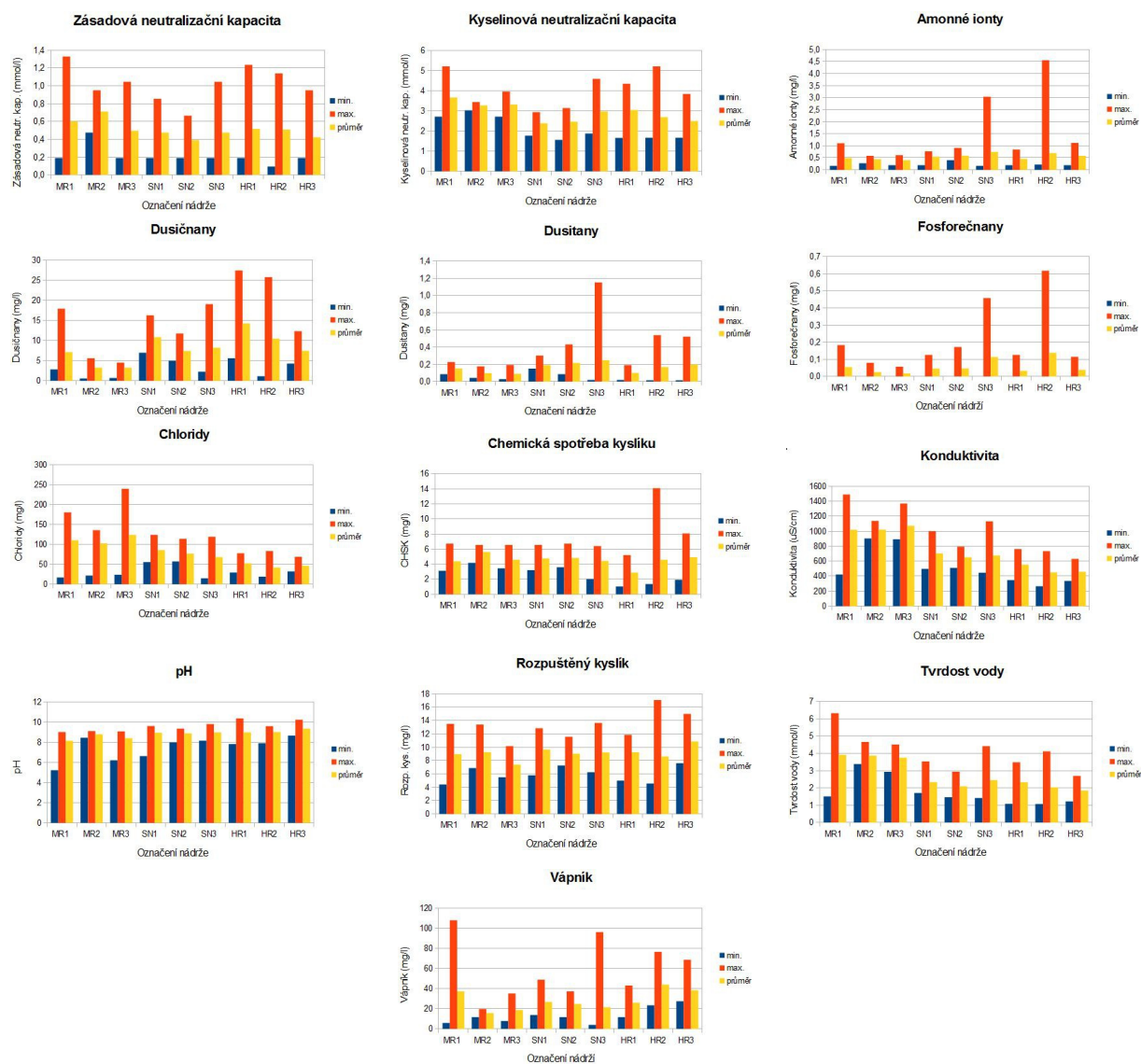
Koncentrace chloridů v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 16,7 – 239 (průměrná hodnota 115 mg/l – 2. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 14,6 – 124 (průměrná hodnota 75,8 mg/l – 1. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 18,7 – 83,2 (průměrná hodnota 46,5 mg/l – 1. třída čistoty) (Obr. 21).

Koncentrace fosforečnanů v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí <DL (detekční limit) – 0,18 (průměrná hodnota 0,04 mg/l – 1. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí <DL – 0,46 (průměrná hodnota 0,07 mg/l – 2. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí <DL – 0,62 (průměrná hodnota 0,07 mg/l – 2. třída čistoty) (Obr. 21).

Koncentrace rozpuštěného kyslíku v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 4,40 – 13,5 (průměrná hodnota 8,30 mg/l – 1. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 5,80 – 13,6 (průměrná hodnota 9,29 mg/l – 1. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 4,55 – 17,1 (průměrná hodnota 9,54 mg/l – 1. třída čistoty) (Obr. 21).

Hodnota pH v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 5,22 – 9,10 (průměrná hodnota 8,33), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 6,63 – 9,80 (průměrná hodnota 8,94), v hájeckých nádržích v rozmezí 7,81 – 10,4 (průměrná hodnota 9,10) (Obr. 21).

Konduktivita v motolských nádržích se za monitorované období pohybovala v rozmezí 0,42 – 1,49 (průměrná hodnota 1,04 mS/cm – 1. třída čistoty), ve stodůleckých nádržích v rozmezí 0,45 – 1,13 (průměrná hodnota 0,68 mS/cm – 1. třída čistoty), v hájeckých nádržích v rozmezí 0,27 – 0,76 (průměrná hodnota 0,49 mS/cm – 1. třída čistoty) (Obr. 21).



Obrázek 21. Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty parametrů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

Ze zařazení vod do tříd jakosti je patrné, že pro většinu parametrů jsou nádrže v překvapivě dobrém

stavu (1. třída jakosti vody), s výjimkou koncentrace dusičnanů (v hájecké oblasti až 4. třída jakosti). Mírně vyšší koncentrace, stále však v kategorii čisté vody, vykazují i amonné ionty a fosforečnany (2. třída jakosti vody).

Z obrázku 21 je zřejmé, že pro parametry jako jsou dusitany, amonné ionty, chem. spotřeba kyslíku a fosforečnany vykazují některé nádrže extrémní hodnoty koncentrací. Jedná se zejména o nádrže SN3 a HR2. Extrémní hodnoty v těchto nádržích byly naměřeny v odběrových bodech SN3 – přítok a HR2 – přítok (viz Příloha iv. Tabulky koncentrací jednotlivých polutantů v průběhu monitorovaného období (27.5. 2013 – 4.11. 2013)). Uvedené odběrové body jsou ústími kanalizace (SN3 – přítok je ústím dešťové kanalizace z přilehlých sídlišť, HR2 – přítok je ústím dešťové kanalizace a drenážních vod z metra).

Kompletní soubor naměřených dat je uveden v Příloze iv. s názvem Tabulky koncentrací jednotlivých polutantů v průběhu monitorovaného období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

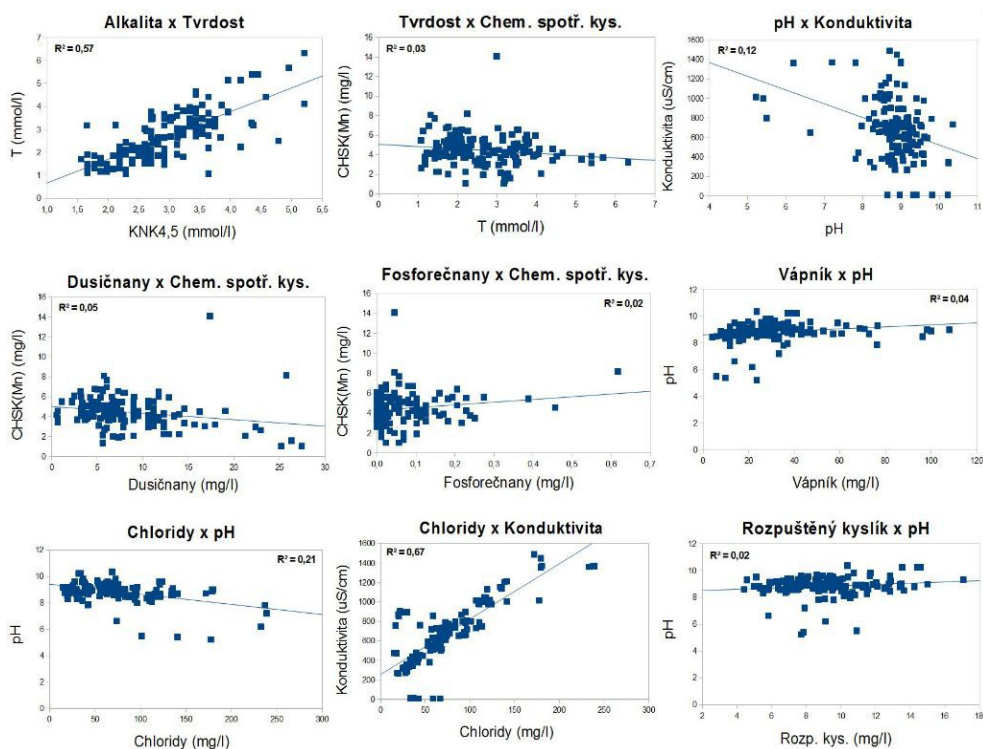
## 6. DISKUZE

Ze všech parametrů měřených ve vodách byla vytvořena korelační matice za účelem zjištění jejich vzájemných korelací na hladině významnosti  $p < 0,05$ . Podle této matice byly poté vytvořeny grafy vzájemné závislosti měřených parametrů v případě statistické významnosti (tučně zvýrazněné korelační koeficienty Tab. 4).

Tabulka 4. Korelační matice vzájemné závislosti naměřených parametrů (Pearsonovy korelační koeficienty, hladina významnosti  $p < 0,05$ , tučně vyznačené statisticky významné korelace).

	Alkalita	Tvrдост	Dusitany	Amonné ionty	Dusičnany	Fosforečnany	Chem. sp. kyslíku	Vápník	Chloridy	Rozpuštěný kyslík	pH	Konduktivita	Teplota
Acidita	<b>0,35</b>	<b>0,38</b>	-0,16	-0,07	-0,09	0,11	0,02	<b>0,20</b>	<b>0,20</b>	-0,06	0,14	<b>0,27</b>	0,12
Alkalita		<b>0,77</b>	-0,08	0,04	0,04	-0,03	-0,15	<b>0,21</b>	<b>0,46</b>	-0,03	-0,03	<b>0,65</b>	<b>-0,39</b>
Tvrдост			-0,13	0,15	-0,12	-0,14	<b>-0,17</b>	<b>0,22</b>	<b>0,74</b>	0,05	-0,11	<b>0,87</b>	<b>-0,45</b>
Dusitany				<b>0,25</b>	-0,02	<b>0,21</b>	0,06	-0,10	-0,05	-0,06	-0,03	-0,06	-0,02
Amonné ionty					<b>0,25</b>	<b>0,69</b>	<b>0,25</b>	-0,01	-0,05	-0,14	<b>-0,17</b>	-0,09	0,05
Dusičnany						<b>0,20</b>	<b>-0,21</b>	0,05	-0,03	<b>0,37</b>	-0,13	-0,09	-0,16
Fosforečnany							<b>0,16</b>	0,10	-0,12	<b>-0,20</b>	-0,06	-0,10	<b>0,16</b>
Chem. sp. kyslíku								<b>-0,16</b>	-0,10	0,06	0,15	-0,10	<b>0,36</b>
Vápník									0,15	<b>0,19</b>	<b>0,17</b>	0,07	<b>-0,27</b>
Chloridy										<b>0,23</b>	<b>-0,24</b>	<b>0,81</b>	<b>-0,41</b>
Rozpuštěný kyslík											<b>0,19</b>	0,00	<b>-0,30</b>
pH												<b>-0,25</b>	0,04
Konduktivita													<b>-0,38</b>

Všechny vytvořené grafy jsou uvedeny v Příloze vi. Korelační závislosti jednotlivých chemických a fyzikálně – chemických ukazatelů. Nejvýznamnější korelace jsou pak zobrazeny na Obr. 22.



Obrázek 22. Vybrané významné korelace chemických a fyzikálně – chemických parametrů.

Tvrdost vody je významně závislá na koncentraci vápenatých a hořečnatých iontů. Tyto ionty zároveň zvyšují alkalitu vody, lze tedy očekávat korelaci těchto veličin. Se vzrůstající tvrdostí vody statisticky významně klesá chemická spotřeba kyslíku. Velmi výraznou pozitivní korelaci vykazuje vztah konduktivity a tvrdosti vody. Méně významnou zápornou korelaci lze pozorovat na závislosti chemické spotřeby kyslíku na koncentraci dusičnanů, na rozdíl od závislosti chemické spotřeby kyslíku na koncentraci fosforečnanových iontů, která vykazuje slabou kladnou korelaci. pH ve zkoumaných nádržích je poměrně stabilní, proto grafy závislostí ostatních parametrů vod na pH vykazují téměř konstantní hodnotu. Podle očekávání vykazuje velmi silnou kladnou korelaci vztah konduktivity a koncentrace chloridových iontů, vzhledem k jejich vysoké pohyblivosti a hlavní roli v množství rozpuštěných látek ve vodách (viz. Tab. 4, Obr. 22).

Hlavním cílem této práce bylo hodnocení vlivu atmosférických srážek na kvalitu vody ve sledovaných nádržích. Z tohoto důvodu byly vytvořeny grafy, které dávají do souvislosti naměřené veličiny, odběrná místa v nádržích a pětidenní kumulativní srážkové úhrny pro jednotlivé oblasti (Motol, Stodůlky, Háje). Pětidenní interval srážkových úhrnů byl zvolen *ad hoc* a vychází z odhadu, že bezprostřední působení srážek se neprojeví ve větší míře v delším časovém intervalu, i když lze předpokládat, že v deštivých obdobích budou koncentrace polutantů jiné než v období suchých (Castanho a Artaxo, 2001; Martins a kol., 2014).

Z těchto grafů je v některých případech možno vysledovat souvislost vývoje počasí a koncentrace polutantů, v některých případech je tato souvislost neprůkazná. Následující grafy zachycují některé významné ukazatele znečištění urbánních nádrží, jako jsou dusičnany, dusitany, fosforečnany, chloridy a rozpuštěný kyslík. Někde je patrná spíše sezónní závislost, nebo nebyla zjištěna závislost žádná. Ostatní grafy, které nejsou uvedeny v této kapitole, jsou součástí Přílohy iii. s názvem Grafy závislostí naměřených veličin, odběrných míst v nádržích a pětidenních kumulativních srážkových úhrnů.

Z obrázku 23 je evidentní, že pro malé srážkové úhrny ve všech devíti sledovaných nádržích (MR1, MR2, MR3, SN1, SN2, SN3, HR1, HR2, HR3) koncentrace dusičnanů roste, a to především na vtoku nebo přítoku do systému nádrží.

Motolské nádrže jsou protékány Motolským potokem v pořadí MR1, MR2, MR3. K největšímu nárůstu koncentrace dusičnanů v motolských nádržích při nízkých srážkových úhrnech dochází v odběrovém bodě MR1 a což je vtok Motolského potoka do série nádrží. Kapacita nádrží způsobuje zmírnění koncentračního šoku podél systému nádrží, proto v následujících odběrných bodech podél průtoku dochází k postupnému snižování koncentrace dusičnanů.

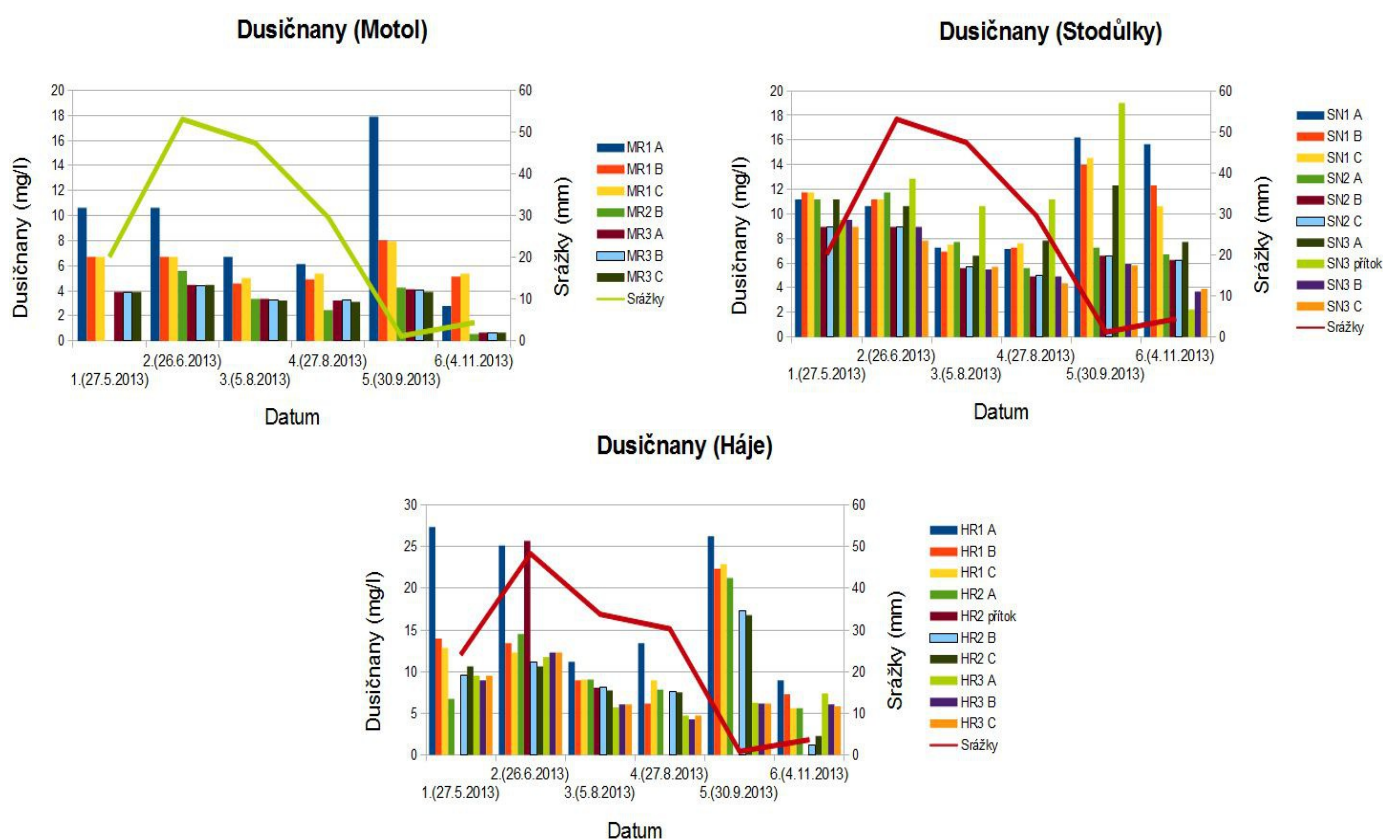
Obdobné závěry je možno vyvodit z části obrázku pro stodůlecké nádrže. Nádrže jsou protékány Prokopským potokem v pořadí SN1, SN2 a SN3. Kromě toho do nádrže SN3 ustí přítok srážkové



kanalizace (SN3 – přítok) u které je nárůst koncentrace dusičnanů způsobený menším naředěním vody zvláště markantní. Podobný trend pozorovali Bayram a kol. (2013) na řece Harsit znečištěné odpadními vodami z města Gumushane, Turecko.

Série hájeckých nádrží je protékána Hájeckým potokem v pořadí HR1, HR2, HR3. Do nádrže HR2 ústí navíc přítok dešťové sídlištní kanalizace a drenážní vody z metra (HR2 - přítok). Z měření 26.6. 2013 je patrná vysoká koncentrace dusičnanů na odběrových bodech HR1 A a HR2 – přítok, přestože pětidenní srážkový úhrn vykazuje vysokou hodnotu (Obr. 23). Z obrázku 20 vývoje srážek je možno vyčíst, že pětidenní srážkový úhrn (48,4 mm) je významně ovlivněn prudkým deštěm, kdy v průběhu krátkého času napršelo okolo 37 mm. Lze tedy předpokládat, že došlo například k výplachu kanalizačního systému. Obdobný vliv přívalových dešťů ve své práci popisují Flint a Davis (2007).

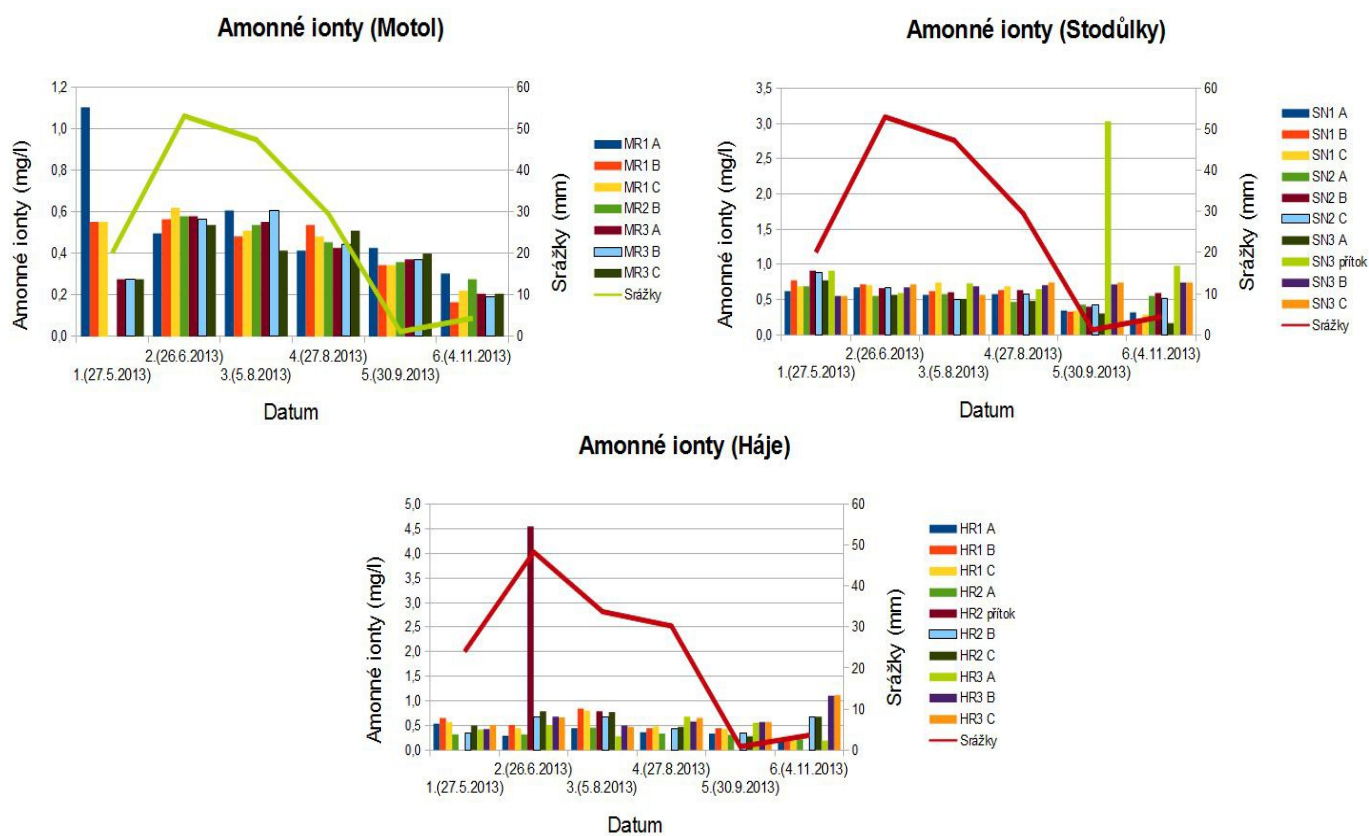
Z velkých koncentračních výkyvů (až pětinasobných) na přítocích do systému nádrží je zjevné, jakou důležitost mají urbánní nádrže pro stabilizaci vodního ekosystému.



Obrázek 23. Závislost koncentrace dusičnanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

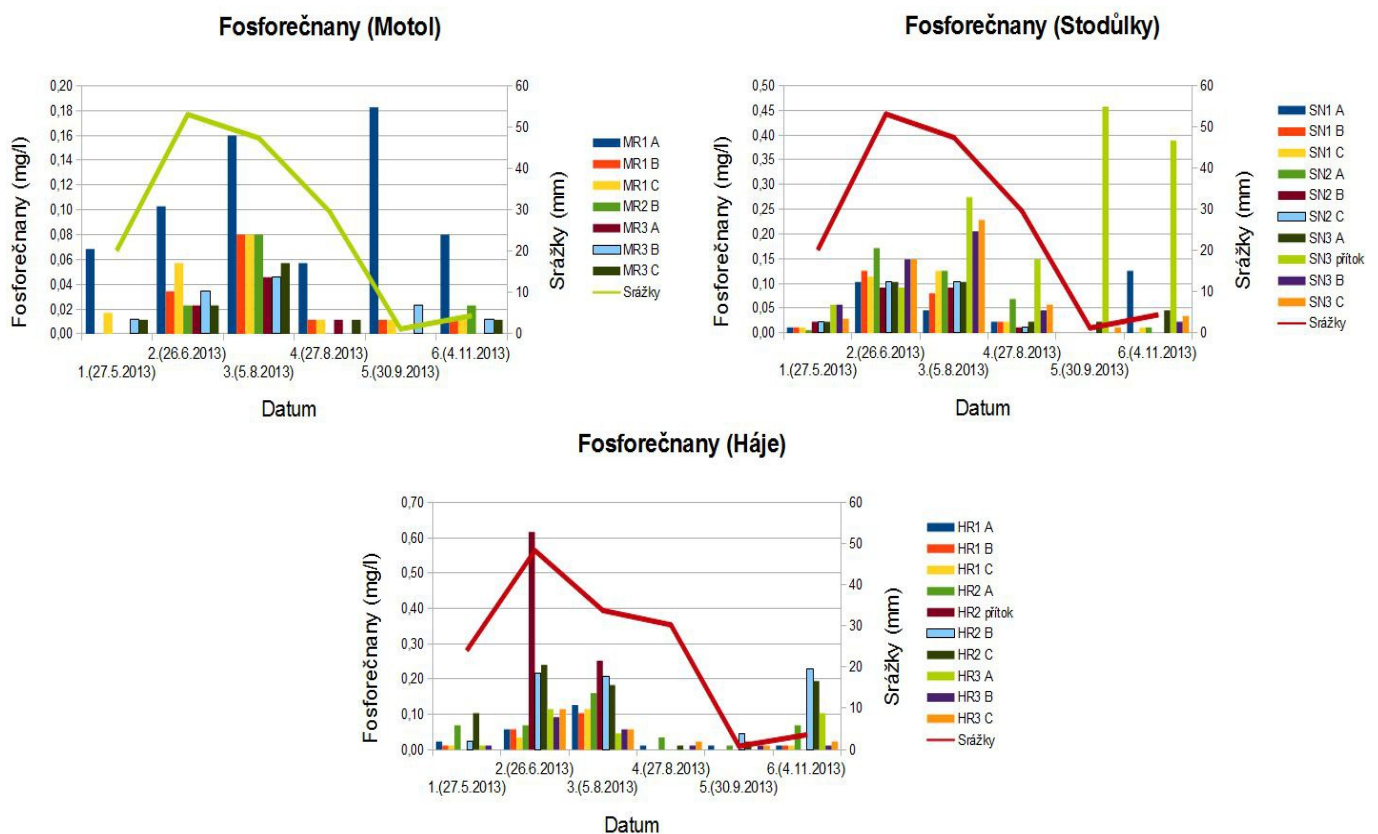
Obrázek 24 ukazuje, že závislost koncentrace amonných iontů na srážkové situaci není příliš silná (s výjimkou přítoků). To je možné vysvětlit vysokým obsahem rozpuštěného kyslíku ve vodách, což může vést k rychlé oxidaci amonných iontů. V tomto případě je vidět důležitost koncentrace rozpuštěného kyslíku pro samočisticí schopnost povrchových vod. Vysoké pH v měřených nádržích by totiž mohlo posunout rovnováhu mezi koncentrací amonných iontů a nedisociovaným čpavkem směrem k vyšším koncentracím čpavku (Heslop a Jones, 1976), což by mohlo mít fatální vliv na vodní faunu a flóru.

Koncentrace polutantů na měřících bodech HR2 – přítok a SN3 – přítok se ve většině případů vymyká trendům.



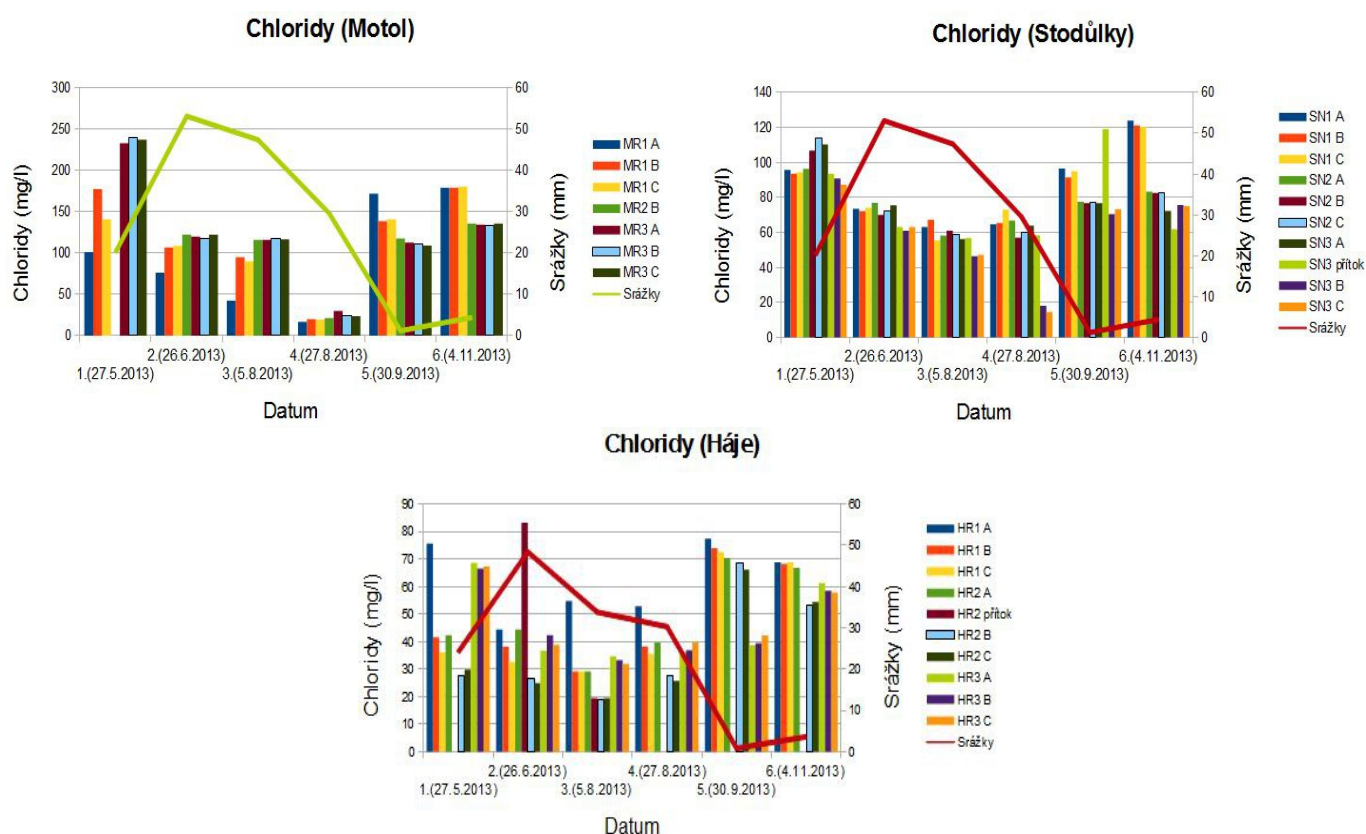
Obrázek 24. Závislost koncentrace amonných iontů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

Koncentrace fosforečnanů ve sledovaných nádržích byla ve většině případů velice nízká (1. třída jakosti). Přesto se v závislosti na srážkových úhrnech měnila až několikanásobně. Pro vyšší srážkové úhrny obecně koncentrace fosforečnanů stoupala. Tento jev je s nejvyšší pravděpodobností opět způsoben výplachem stokových systémů. Nejvýznamnější je tento jev u měřicího bodu HR2 – přítok v hájeckých nádržích, kde koncentrace fosforečnanů dosahuje až 4. třídy jakosti vody. Výjimku z této závislosti lze pozorovat u odběrových míst MR1 A a SN3 – přítok. Vzhledem k charakteru odběrného místa lze předpokládat i jiné vlivy. Okolí odběrného místa MR1 A je silně znečištěno fekáliemi, SN3 – přítok je ústí kanalizace, kde nejsme schopni plně zhodnotit okamžité změny ke kterým v ní dochází. Vysoká koncentrace fosforečnanů se dá v tomto případě očekávat vzhledem k obsahu fosforečnanů v pracích a čisticích prostředcích. O tom, že odběrové místo má velký vliv na koncentrace svědčí i fakt, že ostatní odběrová místa nevykazují tak významné výkyvy.



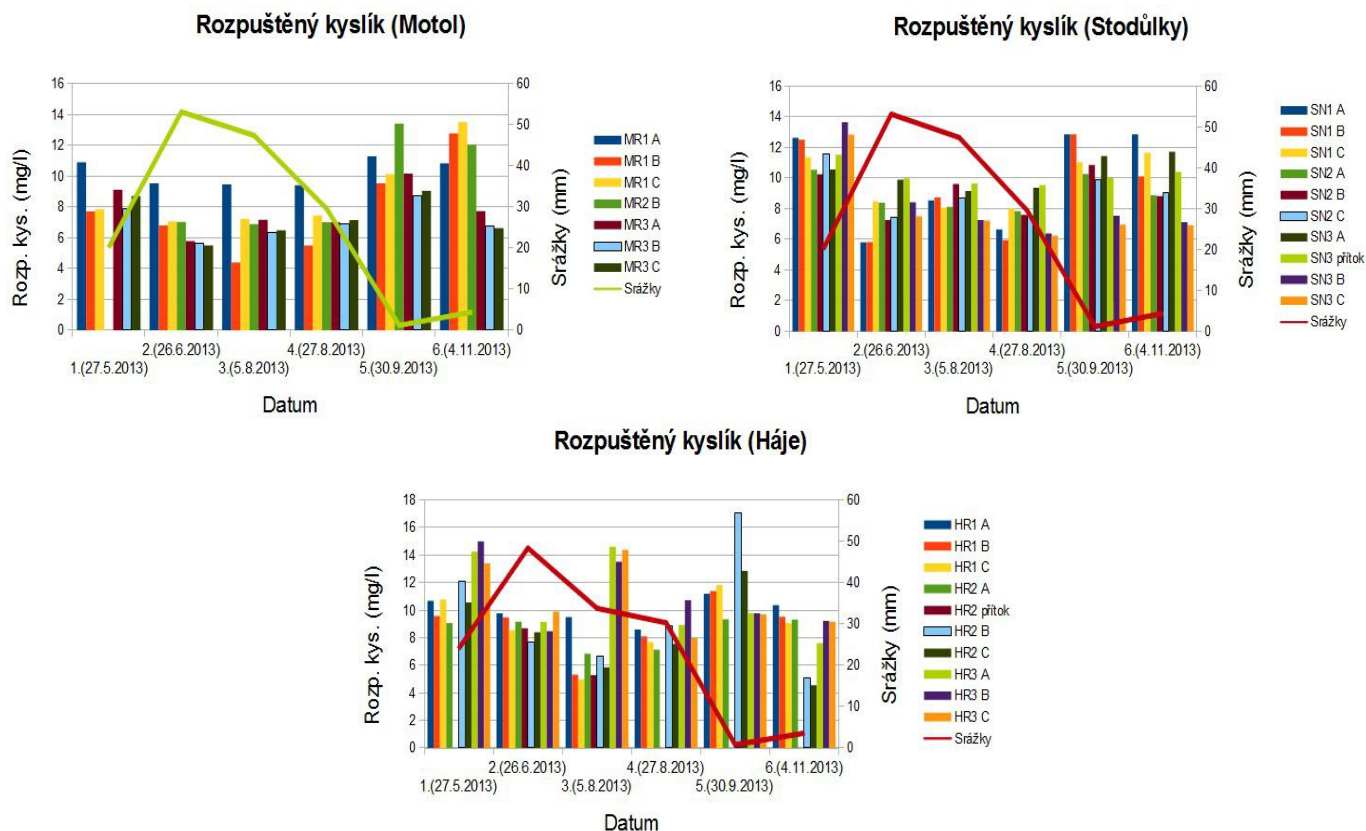
Obrázek 25. Závislost koncentrace fosforečnanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

U chloridových iontů je patrné, že větší srážkové úhrny zpravidla znamenají snížení jejich koncentrace pravděpodobně díky naředění (Obr. 26). Data jsou shromážděna v období, kdy nedochází k zimnímu posypu komunikací. Autoři Merrikhpour a Jalali (2013) uvádějí podobná měření pro splachové vody. Z jejich výsledků vyplývá, že se vzrůstajícími srážkami koncentrace chloridových iontů stoupá. Naše výsledky však vykazují opačnou závislost. Merrikhpour a Jalali (2013) však naměřili řádově vyšší koncentrace chloridů a lze předpokládat, že nasycenost půdy v jimi studované oblasti byla mnohem vyšší, než v našem případě, a vzhledem k vysoké mobilitě chloridů se tyto anionty rychle vymývaly. Naše měření vykazují zhruba desetkrát nižší koncentrace a zřejmě převládá vliv ředění chloridů dešťovou vodou.



Obrázek 26. Závislost koncentrace chloridů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

Rozpuštěný kyslík bývá vhodným indikátorem organického znečištění povrchových vod (Švehláková a kol., 2006). Obrázek 27 naznačuje, že pro malé srážkové úhrny se mírně zvyšuje jeho koncentrace, i když tento trend není příliš významný. Možné vysvětlení může být takové, že se uplatňují dvě protichůdné závislosti. Obecně lze očekávat, že s vysokým srážkovým úhrnem poroste koncentrace rozpuštěného kyslíku a naopak. Zároveň však dochází k tomu, že s nízkými srážkovými úhrny klesá koncentrace fosforečnanových iontů, jak je uvedeno v předcházející diskusi, což indikuje menší míru organického znečištění a tedy vyšší koncentraci rozpuštěného kyslíku.



Obrázek 27. Závislost koncentrace rozpuštěného kyslíku na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

## 7. ZÁVĚR

Předmětem této práce bylo představit problematiku nádrží v urbánních prostředích, zhodnotit kvalitu vody v nich a posoudit případný vliv vývoje počasí (zejména srážek) na geochemické pochody probíhající v těchto nádržích.

Pro zhodnocení kvality těchto povrchových vod námi zkoumané oblasti, tedy série retenčních nádrží v Motole, Stodůlkách a Hájích, byla použita norma ČSN – EN 75 7221. V této normě je uvedena klasifikace povrchových vod do pěti tříd jakosti vody. Studované lokality spadají ve většině zkoumaných parametrů do 1. třídy jakosti vody (velmi čisté vody). Výjimku tvoří amonné ionty (2. třída jakosti vody ve všech pozorovaných nádržích), fosforečnany (2. třída jakosti vody pro oblast Stodůlky a Háje) a chloridy (2. třída jakosti pro sérii nádrží v Motole). Jako nejsilnější polutanty námi zkoumaných oblastí se jeví dusičnany (2. třída jakosti pro Motol, 3. třída jakosti (znečištěná voda) pro Stodůlky, 4. třída jakosti (velmi znečištěná voda) pro Háje). Z provedeného monitoringu lze vyvodit, že nejlépe z hlediska čistoty vody z měření vycházejí vody v oblasti Motola, jako málo znečištěné vody se jeví série nádrží ve Stodůlkách a nejvíce znečištěné vody z těchto tří lokalit se nacházejí v Hájích. Nutno však poznamenat, že u většiny hodnocených parametrů třída kvality vody nepřesáhne hranici 2. třídy jakosti, tedy kategorii pro čisté vody.

Jednotlivé typy polutantů nelze zkoumat odděleně neboť tvoří vzájemně propojený a komplikovaný systém. Byla prokázána statisticky významná korelace mezi alkalitou, tvrdostí vody, CHSK a koncentrací dusičnanových, vápenatých, chloridových a fosforečnanových iontů. Zároveň bylo zjištěno, že některé z parametrů jsou závislé na kumulativních srážkových úhrnech (dusičnany, amonné ionty, fosforečnany, chloridy, rozpuštěný kyslík) a naopak jiné parametry překvapivě výraznou závislost na srážkách nevykazují (např. pH).

Z měření na kanalizačních přítocích vyplývá, že kritické pro kvalitu vody v urbánních nádržích mohou být přívalové deště, které způsobují skokové mnohonásobné zvýšení koncentrace polutantů (např. amonných iontů, fosforečnanů, dusičnanů).

Práce potvrzuje, že zařazení vodních nádrží do městského prostředí má své opodstatnění jak z hlediska krajinyotvorného, tak z hlediska ochrany a tvorby životního prostředí, nicméně dlouhodobý monitoring kvality vody je nutnou podmínkou pro kontrolu možných zdrojů kontaminace, které mohou tyto urbánní ekosystémy poškozovat.

## 8. SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

- Bayram A., Onsoy H., Bulut V. N., Akinci G., 2013. Influences of urban wastewaters on the stream water quality: a case study from Gumushane Province, Turkey. *Environ. Monit. Assess.*, 185: 1285-1303.
- Bäckström M., Karlsson S., Bäckman L., Folkesson L., Lind B., 2004. Mobilisation of heavy metals by deicing salt in a roadside environment. *Water Res.*, 38: 720-732.
- Beránková D., 1991. *Vliv zemědělského znečištění na jakost vody ve vybraných nádržích povodí Moravy*. Závěrečná zpráva, Brno, VÚV, 66 str.
- Braniš M., Hůnová I., 2009. *Atmosféra a klima, aktuální otázky ochrany ovzduší*. Karolinum, 352 str. ISBN: 978-80-246-1598-1.
- Bryson G. M., Barker A. V., 2002. Sodium accumulation in soils and plants along Massachusetts roadsides. *Commun. Soil Sci. Plan Anal.*, 33: 67-78.
- Bu H., Meng W., Zhang Y., Wan J., 2014. Relationship between land use patterns and water quality in the Taizi River basin, China. *Ecol. Ind.*, 41: 187- 197.
- Castanho A. D. A., Artaxo P., 2001. Wintertime and summertime São Paulo aerosol source apportionment study. *Atmos. Environ.*, 35: 4889- 4902.
- Cooper C. A., Mayer P. M., Faulker B. R., 2014. Effects of road salt on groundwater and surface water dynamics of sodium and chloride in an urban restored stream. *Biogeochemistry*, 121: 149-166.
- Clesceri L. S., Eaton A. D., Greenberg A. E., 1998. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*. American Public Health Association, 1220 str. ISBN: 0875532357.
- Čistý M., 2005. *Rybníky a malé vodní nádrže II*. Slovenská technická univerzita, Bratislava, 93 str. ISBN: 80-227-2294-4.
- Česká Technická norma (ČSN – EN 752410), *Malé vodní nádrže*, 1997. Český normalizační institut.
- Deutsch W. J., 1997. *Groundwater geochemistry, Fundamentals and applications to contamination*. CRC Press., 232 str.
- Flin K. R., Davis A. P., 2007. Pollutant mass flushing characterization of highway stormwater runoff from an ultra- urban area. *J. Environ. Eng.*, 133: 616- 626.
- Fučík P., 2010. *Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků*. VÚMOP, v.v.i, Praha,

ISBN: 978-80-87361-00-9.

- Gessner M. O., Hinkelmann R., Nützman G., Jekel M., Singer G., Lewandowski J., Nehls T., Barjenbruch M., 2014. Urban water interfaces. *J. Hydrol.*, 514: 226-232.
- Herrmann J., 2001. Aluminium is Harmful to Benthic Invertebrates in Acidified Waters, but at What Threshold(s). *Water, Air and Soil Pollut.*, 130: 837-842.
- Heslop R. B., Jones K., 1976. *Inorganic Chemistry A Guide to Advanced Study*. Elsevier Scientific Publishing Company, Amsterdam, 836 str. ISBN: 0444414266.
- Hintze J., 2007. *NCSS 2007 statistical software*. NCSS, LLC, Kaysville, U.S.A.
- Howitt J. A., Mondon J., Mitchel B. D., Kidd T., Eshelman B., 2014. Urban stormwater inputs to an adapted coastal wetland: Role in water treatment and impacts on wetland biota. *Sci. Total Environ.*, 485-486: 534-544.
- Hruška J., Cienciala E., 2002. *Dlouhodobá acidifikace a nutriční degradace lesních půd - limitující faktor současného lesnictví*. Ministerstvo životního prostředí, Praha, 159 str. ISBN: 80-7212-190-1.
- Hruška J., Majer V., Fottová D., 2006. Vliv kyselé depozice na chemismus povrchových vod v Krkonoších. *Opera Corcontica*, 43: 95-110.
- Hruška J., Kopáček J., 2009. Účinky kyselého deště na lesní a vodní ekosystémy. *Živa*, 2: 93-96.
- Hůnová I., Šantroch J., Ostatnická J., 2004. Ambient Air Quality and Deposition Trends at Rural Station in the Czech Republic during 1993-2001. *Atmos. Environ.*, 38: 887-898.
- Hůnová I., 2007. Znečištění ovzduší v oblasti Los Angeles. *Meteorologické zprávy*, 60: 43-48.
- Jackson R. B., Jobbagy E. G., 2005. From icy roads to salty streams. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, 102: 14487-14488.
- Judová P., Janský B., 2005. Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment. *Limnologica*, 35: 160-168.
- Kemka N., Njiné T., Touquet S. H. Z., Menbohan S. F., Nola M., Monkiedje A., 2006. Eutrophication of lakes in urbanized area: the case of Yaounde Municipal Lake in Cameroon, Central Africa. *Lakes Reserv. Res. and Manage.*, 11: 47-55.
- Kim S., Koretsky C., 2013. Effects of road salt deicers on sediment biochemistry. *Biogeochemistry*, 112: 343-358.



- Kopáček J., Hejzlar J., Posch M., 2013. Quantifying nitrogen leaching from diffuse agricultural and forest sources in a large heterogeneous catchment. *Biogeochemistry*, 115: 149-165.
- Löfgren S., 2001. The chemical effects of deicing salt on soil and stream water of five catchments in Southeast Sweden. *Water, Air, Soil Pollut.*, 130: 863-868.
- Luo H., Luo L., Huang G., Liu P., Li J., Hu S., Wang F., Xu R., Huang X., 2009. Total pollution effect of urban surface runoff. *J. Environ. Sci.*, 21: 1186-1193.
- Martins R. S. L., Abessa D. M. S., Fornaro A., Borrelly S. I., 2014. Rainwater toxicity and contamination study from Sao Paulo Metropolitan Region, Brazil. *Environ. Monit. Assess.*, 186: 1183-1194.
- Mason C. F., 1991. *Biology of freshwater pollution*. Longman Scientific and Technical, 351 str.
- Melcher K., 2001. Posypové materiály pro zimní údržbu komunikací v ČR a v zemích EU, *Ekolist.cz*, 3. 12. 2001.
- Merrikhpour H., Jalali M., 2013. The effects of road salt application on the accumulation and speciation of cations and anions in an urban environment. *Water Environ. J.*, 27: 524-534.
- Miller J. D., Kim H., Kjeldsen T. R., Packman J., Grebby S., Dearden R., 2014. Assessing the impact of urbanization on storm runoff in a peri-urban catchment using historical change in impervious cover. *J. Hydrol.*, 515: 59-70.
- Nařízení vlády 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 č.61/2003 Sb.
- Norton S. A., Coolidge K., Amirbahman A., Bouchard R., Kopáček J., Reinhardt R., 2008. Speciation of Al, Fe, and P in recent sediment from three lakes in Maine, USA. *Sci. Total Environ.*, 404: 276- 283.
- Novotny E. V., Murphy D., Stefan H. G., 2008. Increase of urban lake salinity by road deicing salt. *Sci. Total Environ.*, 406: 131-144.
- Ntengwe F. W., 2006. Pollutant loads and water quality in streams of heavily populated and industrialised towns. *Phys. Chem. Earth*, 31: 832-839.
- Nyenje P. M., Foppen J. W., Uhlenbrook S., Kulabako R., Muwanga A., 2010. Eutrophication and nutrient release in urban areas of sub-Saharan Africa – A review. *Sci. Total Environ.*, 408: 447-455.

- Oberholster P. J., Botha A. M., Cloete T. E., 2008. Biological and chemical evaluation of sewage water pollution in the Rietvlei nature reserve wetland area, South Africa. *Environ. Pollut.*, 156: 184-192.
- Ostendorf D. W., Peeling D. C., Mitchell T. J., Pollock S. J., 2001. Chloride persistence in a deiced access road drainage system. *J Environ. Qual.*, 30: 1756-1770.
- Pačes T., 1985. Sources of acidification in Central Europe estimated from elemental budgets in small basin. *Nature*, 315: 31-36.
- Pitter P., 1999. *Hydrochemie*. Vydavatelství VŠCHT, Praha, 568 str. ISBN 80-03-00525-62.
- Premazzi G., Voltera L., 1993. *Microphyte toxins: A Manual for Toxin Detection, Environmental monitoring and therapies to counteract intoxications*. Commission of the European Communities, Directorate-General XIII, Information Technologies and Industries, and Telecommunications, 336 str. ISBN: 9282627314.
- Říha J., Doležal P., Jandora J., Ošlejšková J., Ryl T., 2002. *Jakost vody v povrchových vodních tocích a její matematické modelování*. NOEL 2000, 269 str.
- Shaw R., 2000. *Gulf zone a deadly pool of distant sources*. Environmental News network, 19. 2. 2000.
- Shirasuna H., Fukushima T., Matsushige K., Imai A., Ozaki N., 2006. Runoff and loads of nutrients and heavy metals from an urbanized area. *Water Sci. Technol.*, 53: 203-213.
- Smith V. H., Tilman G. D., Nekola J. C., 1999. Eutrophication: Impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environ. Pollut.*, 100: 179-196.
- Svobodová Z., Máchová J., Vykusová B., 1992. *Havarijní a dlouhodobé znečištění povrchových vod*. Výzkumný ústav rybářský a hydrobiologický, Vodňany, Ministerstvo životního prostředí ČR, Praha, 180 str. ISBN: 8090108717.
- Šálek J., 1996. *Malé vodní nádrže v životním prostředí*. Vysoká škola báňská – Technická univerzita, Ostrava, 141 str. ISBN: 80-7078-370-2.
- Švehlák H., Nováková J., Melčáková I., 2006. *Ekologické aspekty technické hydrobiologie, Multimediální výukový text*, VŠB – Technická univerzita Ostrava
- Taylor M. R., Rubin E. S., Hounshell D. A., 2005. Control of SO<sub>2</sub> emissions from power plants: A case of induced technological innovation in the U.S. *Technol. Forecast. Soc.*, 72: 697-718.
- Walna B., Kurzyca I., 2009. Tendencies of changes in the chemical composition of precipitation in the Wielkopolski National Park. *J. Water Land Dev.*, 13: 53-69.

Wiegand C., Pflugmacher S., 2005. Ecological effect of selected cyanobacterial secondary metabolites a short review. *Toxicol. Appl. Pharmacol.*, 203: 201-18.

Wobeser G., 1975. Acute toxicity of methyl mercury chloride and mercuric chloride for rainbow trout (*Salmo gairdneri*) fry and fingerlings. *J. Fish. Res. Bd. Can.*, 32: 2005-2013.

Žáček L., 1993. *Úprava eutrofizovaných vod*. IN: SB. SEM. Aktuální otázky vodárenské biologie, ČVTVS Praha, 1-10.

Likens G., 2006. <http://muayad57.blogspot.cz/2011/01/acid-rain.html> 25.5. 2015

[www.hyperbola.cz](http://www.hyperbola.cz) (server o životním stylu) 25. 5. 2015

[www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz) (Lesy hlavního města Prahy) 25.5. 2015

## Příloha i

Tabulky týkající se informací o monitorovaných nádržích.

Tabulka 1. Souřadnice vzorkovaných lokalit.

Retenční nádrž	Zkratky	Severní šířka	Východní délka
<i>R 1 Motol (nátok)</i>	MR1 A	50,0683483°s.š.	14,3362831°v.d.
<i>R 1 Motol (střed)</i>	MR1 B	50,0691786°s.š.	14,3365492°v.d.
<i>R 1 Motol (výpust)</i>	MR1 C	50,0688339°s.š.	14,3372264°v.d.
<i>R 2 Motol (střed)</i>	MR2 B	50,0684022°s.š.	14,3386297°v.d.
<i>R 3 Motol (nátok)</i>	MR3 A	50,0692644°s.š.	14,3399733°v.d.
<i>R 3 Motol (střed)</i>	MR3 B	50,0688014°s.š.	14,3407903°v. d
<i>R 3 Motol (výpust)</i>	MR3 C	50,0694689°s.š.	14,3413294°v.d.
<i>N 1 Stodůlky (nátok)</i>	SN1 A	50,0475014°s.š.	14,3263744°v.d.
<i>N 1 Stodůlky (střed)</i>	SN1 B	50,0482114°s.š.	14,3270139°v.d.
<i>N 1 Stodůlky (výpust)</i>	SN1 C	50,0473803°s.š.	14,3287156°v.d.
<i>N 2 Stodůlky (nátok)</i>	SN2 A	50,0478750°s.š.	14,3365725°v.d.
<i>N 2 Stodůlky (střed)</i>	SN2 B	50,0473492°s.š.	14,3373897°v.d.
<i>N 2 Stodůlky (výpust)</i>	SN2 C	50,0474383°s.š.	14,3396233°v.d.
<i>N 3 Stodůlky (nátok)</i>	SN3 A	50,0437986°s.š.	14,3488981°v.d.
<i>N 3 Stodůlky (střed)</i>	SN3 B	50,0437797°s.š.	14,3503367°v.d.
<i>N 3 Stodůlky (výpust)</i>	SN3 C	50,0440986°s.š.	14,3511006°v.d.
<i>N 3 Stodůlky (přítok)</i>	SN3 přítok	50,0436936°s.š.	14,3494300°v.d.
<i>R 1 Háje (nátok)</i>	HR1 A	50,0371008°s.š.	14,5245944°v.d.
<i>R 1 Háje (střed)</i>	HR1 B	50,0369308°s.š.	14,5250919°v.d.
<i>R 1 Háje (výpust)</i>	HR1 C	50,0372925°s.š.	14,5253258°v.d.
<i>R 2 Háje (nátok)</i>	HR2 A	50,0378797°s.š.	14,5292597°v.d.
<i>R 2 Háje (střed)</i>	HR2 B	50,0380247°s.š.	14,5295497°v.d.
<i>R 2 Háje (výpust)</i>	HR2 C	50,0379458°s.š.	14,5297425°v.d.
<i>R 2 Háje (přítok)</i>	HR2 přítok	50,0378172°s.š.	14,5293772°v.d.
<i>R 3 Háje (nátok)</i>	HR3 A	50,0387083°s.š.	14,5317706°v.d.
<i>R 3 Háje (střed)</i>	HR3 B	50,0397569°s.š.	14,5314233°v.d.
<i>R 3 Háje (výpust)</i>	HR3 C	50,0395969°s.š.	14,5324217°v.d.

Tabulka 2. Základní informace o vzorkovaných nádržích ([www.lhmp.cz](http://www.lhmp.cz)).

Retenční nádrže	Katastrální území	Vodní tok	Typ nádrže	Účel nádrže	Plocha hladiny (m <sup>2</sup> )	Objem nádrže (m <sup>3</sup> )	Typ vzdouvací stavby	Vlastník	Správa
Motolský rybník R1	Praha 5 – Motol	Motolský potok	boční	chov ryb, krajinnotvorý	10018	10514	zemní sypaná hráz	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
Motolský rybník R2	Praha 5 – Motol	Motolský potok	boční	chov ryb, krajinnotvorý, rekreační	14984	19263	zemní sypaná hráz	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
Motolský rybník R3	Praha 5 – Motol	Motolský potok	boční	chov ryb, krajinnotvorý	5005	5394	zemní sypaná hráz	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
RN N1 Stodůlky	Praha 13 – Stodůlky	Prokopský potok	průtočná	zmírnění průchodu přívalových vod, krajinnotvorý, chov ryb	17130	23550	zemní sypaná hráz (3,3m)	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
RN N2 Stodůlky – Nepomucký rybník	Praha 13 – Stodůlky	Prokopský potok	průtočná	retenční, akumulační – odběry vody, krajinnotvorý, chov ryb	219500	40220	zemní sypaná hráz (1,6m)	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
RN N3 Stodůlky – Asuán	Praha 13 – Jinonice	Prokopský potok	průtočná	retenční, krajinnotvorý, chov ryb	16120	25750	zemní sypaná hráz (9,6m)	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
RN R1 Hájecká	Praha 11 – Háje	Hájecký potok	průtočná	retenční, krajinnotvorý, chov ryb	1905	1108	zemní sypaná hráz (4,3m)	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy
RN R3 Hájecká	Praha 15 – Hostivař	Hájecký potok	průtočná	retenční, krajinnotvorý, chov ryb	7800	16000	zemní sypaná hráz (8,5m)	Hlavní město Praha	Lesy hl. m. Prahy

## Příloha ii

Příklady fotodokumentace z odběrů vzorku.



Odběr vzorku na odběrném bodě MR3 C (27.5. 2013).



Měření pH, konduktivity, rozpuštěného kyslíku a teploty na odběrném bodě MR3 C (27.5. 2013).



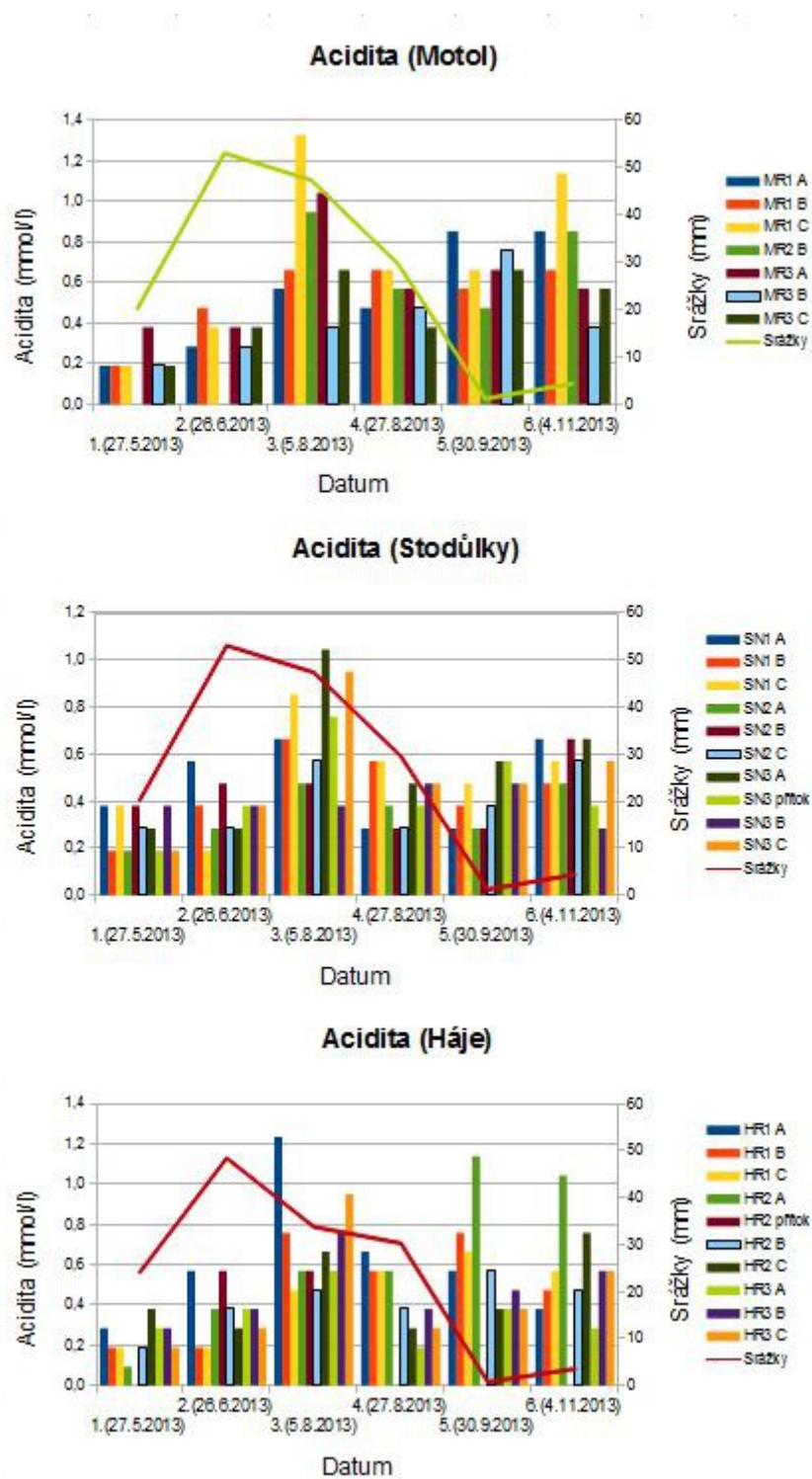
Odběr vzorku na odběrném bodě SN1 B (27.5. 2013).



Odběr vzorku na odběrném bodě HR1 A (27.5. 2013).

### Příloha iii

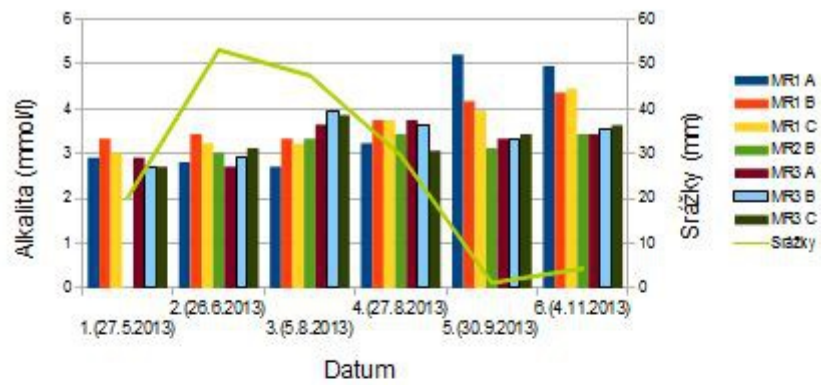
Grafy závislosti koncentrací jednotlivých parametrů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.



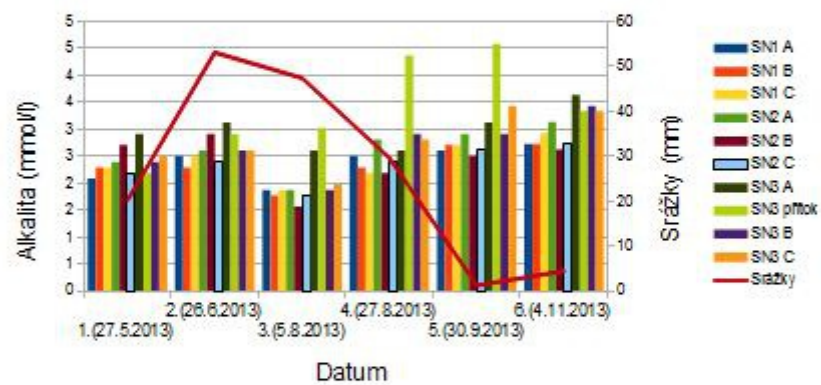
Graf závislosti acidity na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.



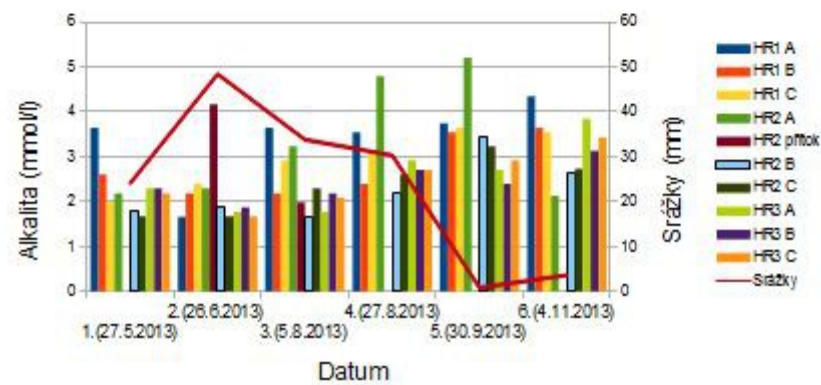
### Alkalita (Motol)



### Alkalita (Stodůlky)

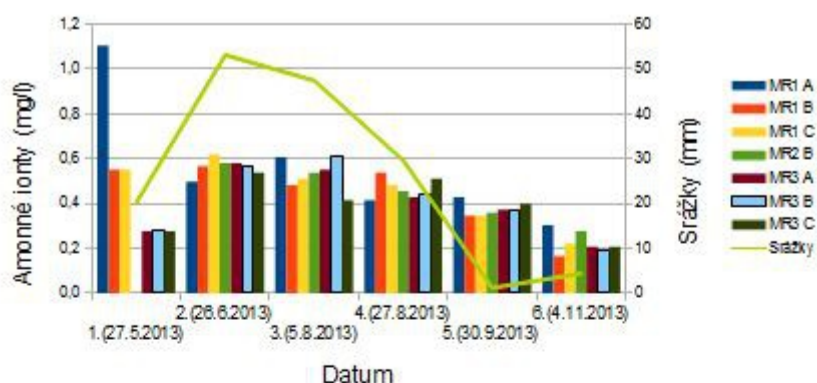


### Alkalita (Háje)

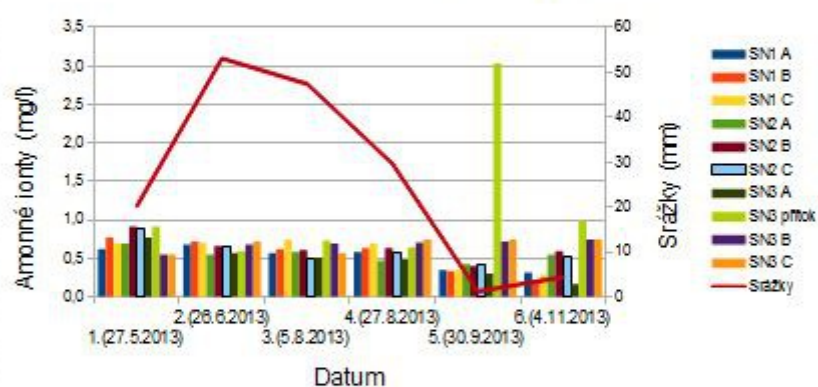


Graf závislosti alkality na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

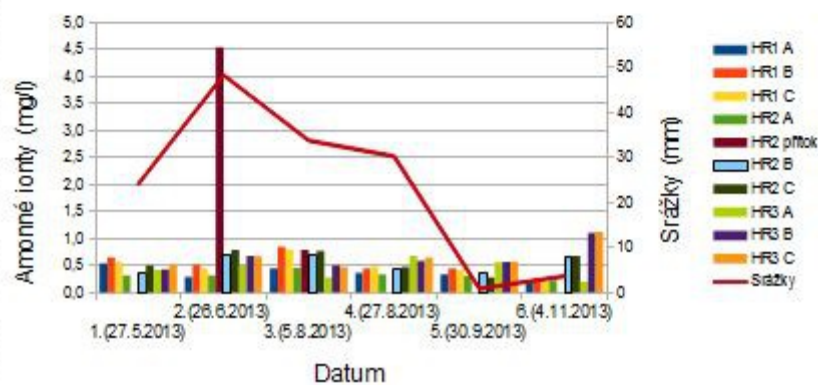
### Amonné ionty (Motol)



### Amonné ionty (Stodůlky)

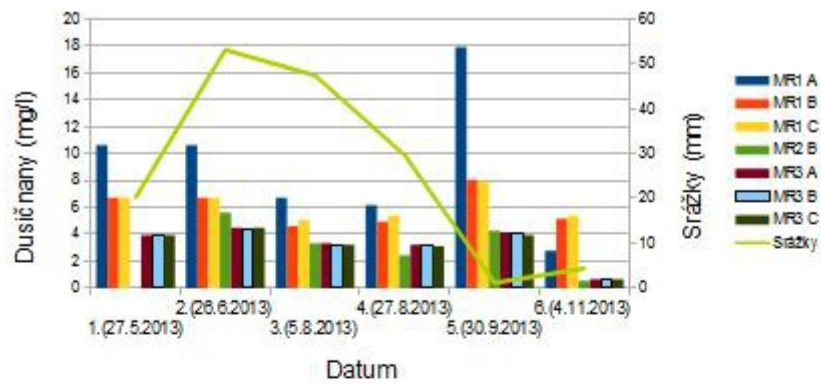


### Amonné ionty (Háje)

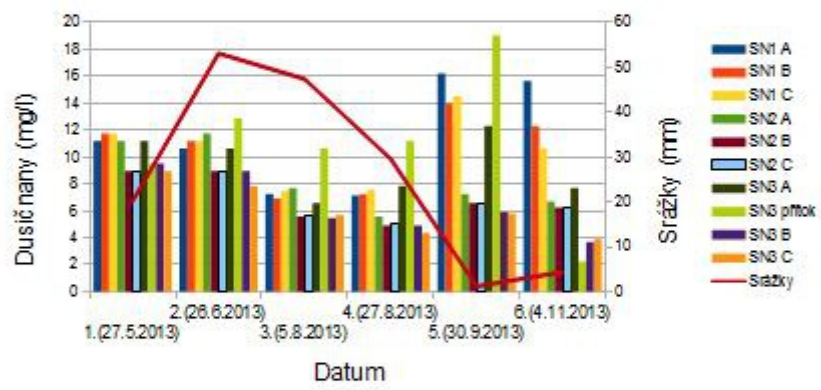


Graf závislosti koncentrace amonných iontů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

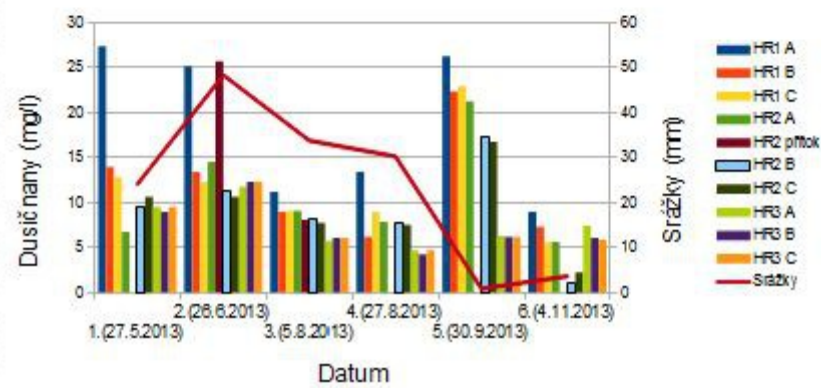
### Dusičnany (MotoI)



### Dusičnany (Stodůlky)

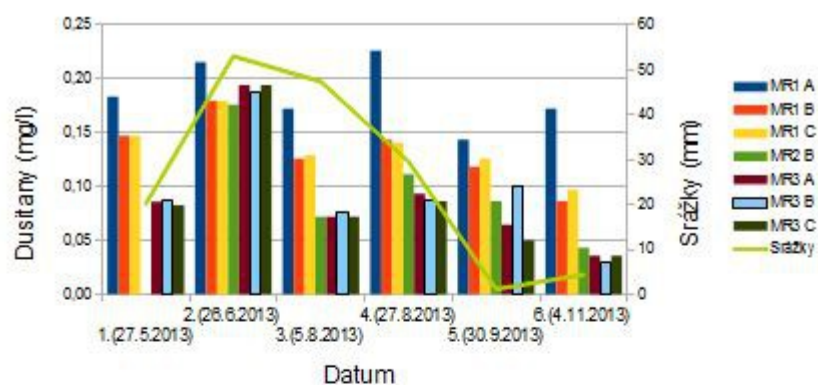


### Dusičnany (Háje)

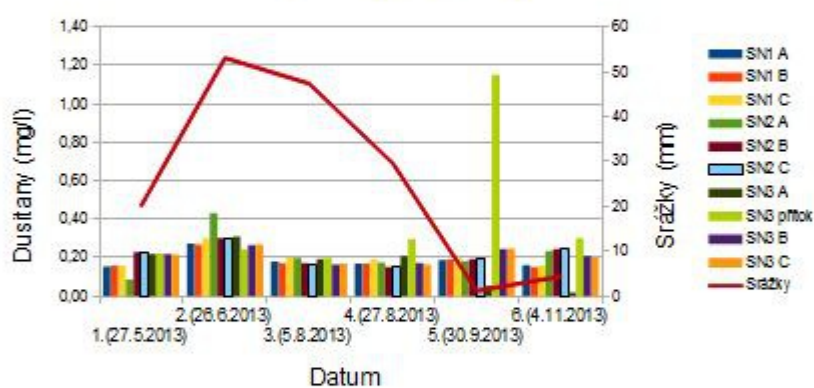


Graf závislosti koncentrace dusičnanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

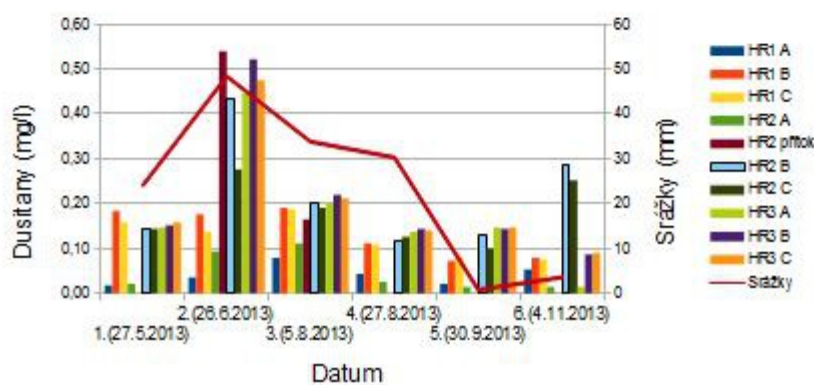
### Dusitany (Motol)



### Dusitany (Stodůlky)

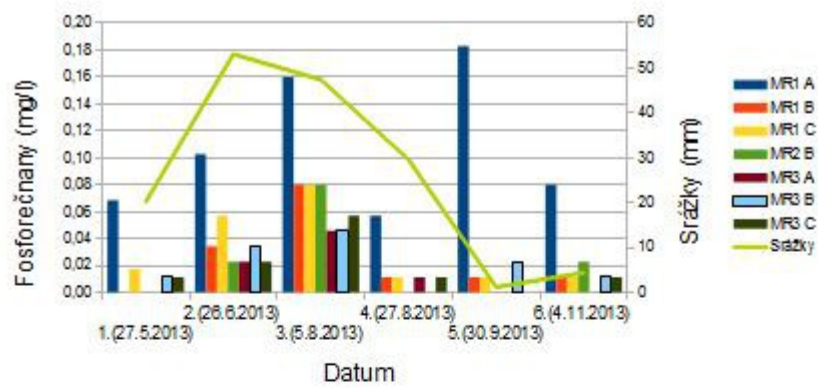


### Dusitany (Háje)

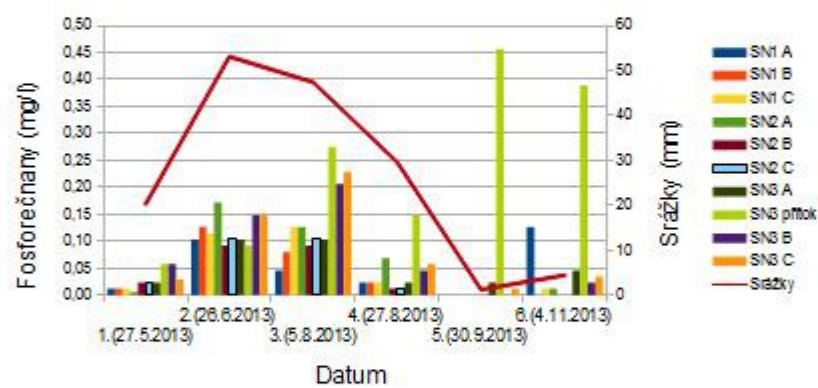


Graf závislosti koncentrace dusitanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

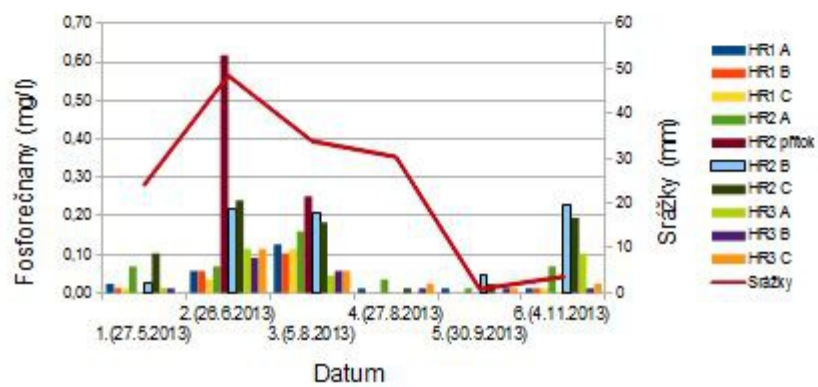
### Fosforečnany (Motol)



### Fosforečnany (Stodůlky)

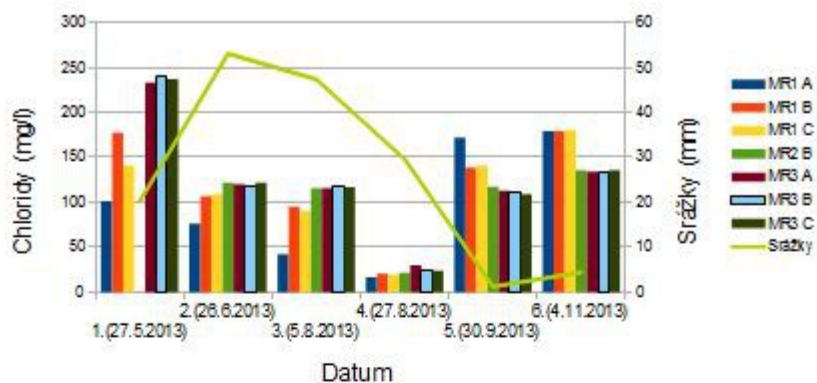


### Fosforečnany (Háje)

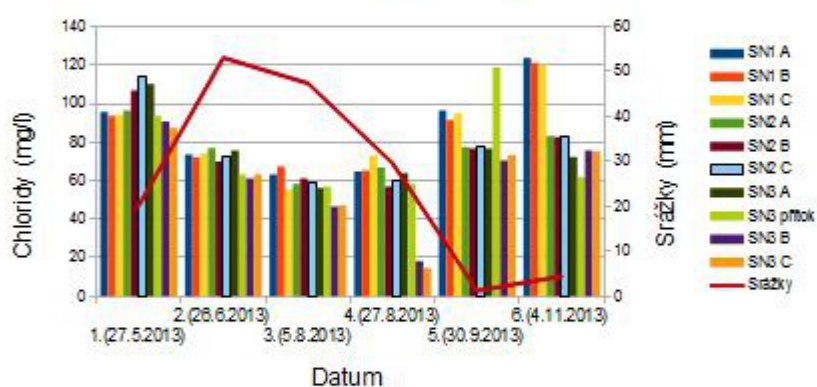


Graf závislosti koncentrace fosforečnanů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

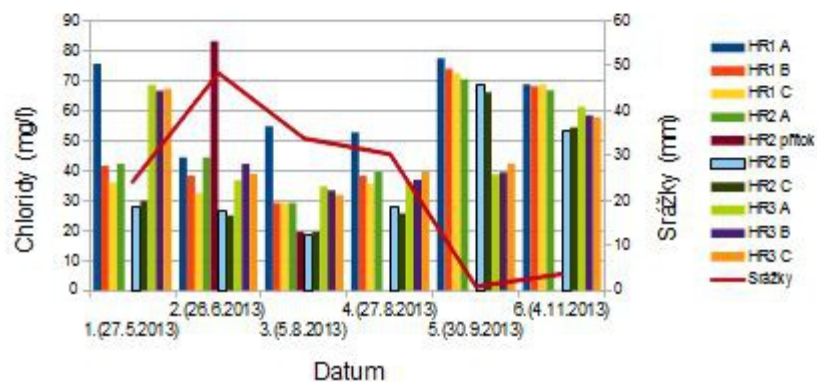
### Chloridy (Motol)



### Chloridy (Stodůlky)

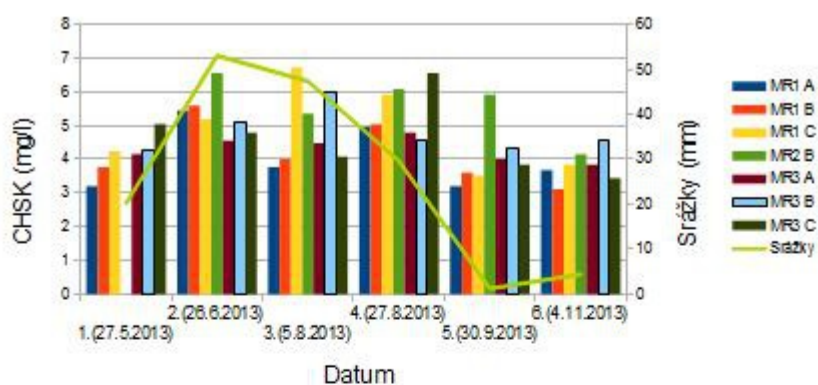


### Chloridy (Háje)

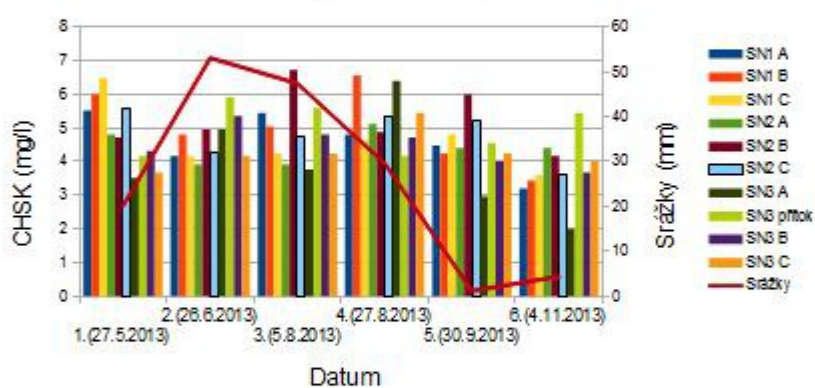


Graf závislosti koncentrace chloridů na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

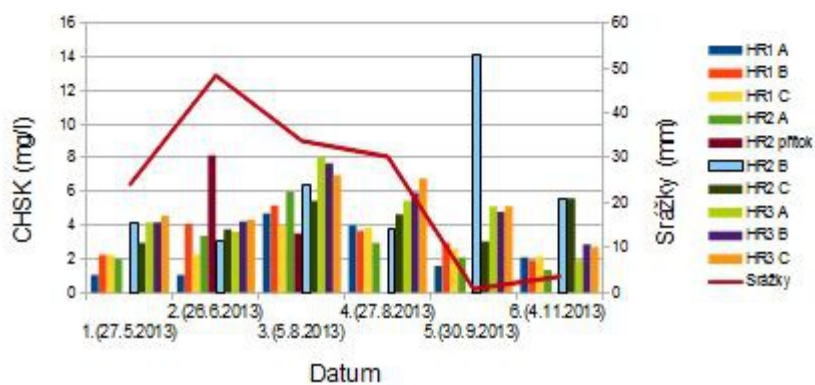
### Chemická spotřeba kyslíku (Motol)



### Chemická spotřeba kyslíku (Stodůlky)

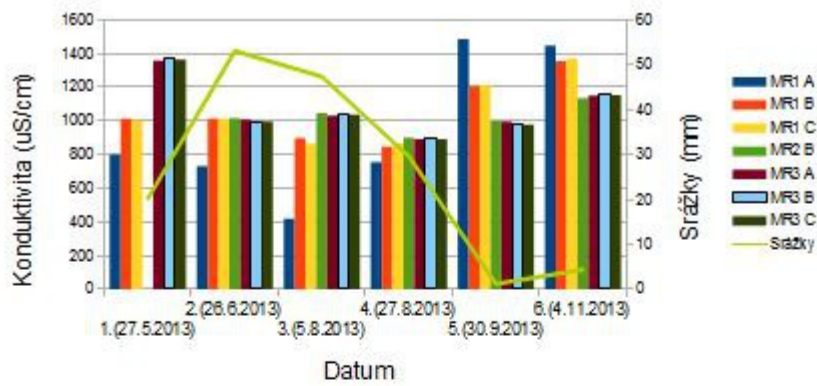


### Chemická spotřeba kyslíku (Háje)

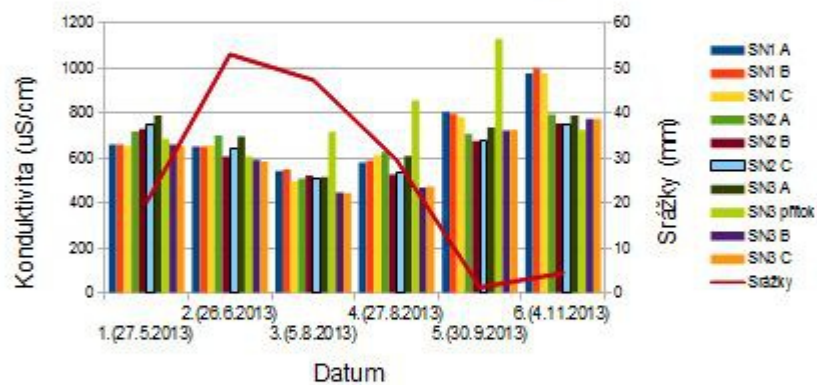


Graf závislosti chemické spotřeby kyslíku na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

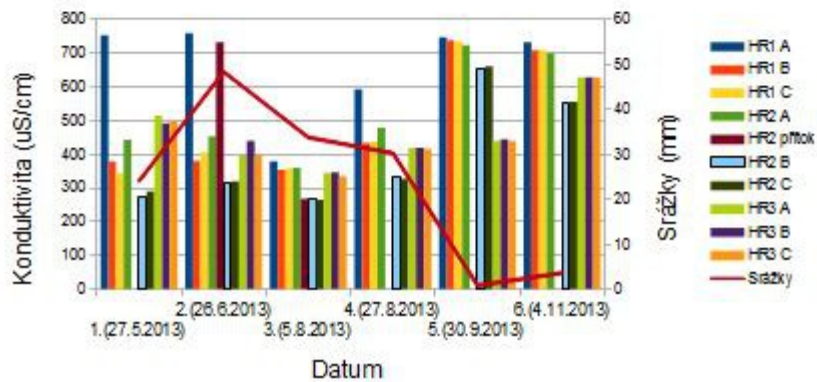
### Konduktivita (MotoI)



### Konduktivita (Stodůlky)



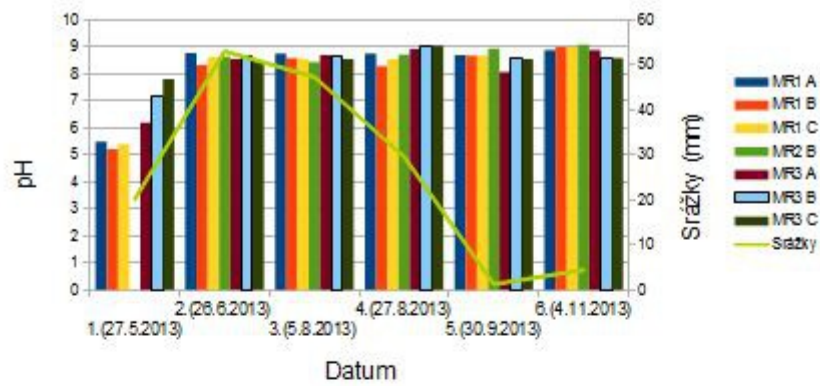
### Konduktivita (Háje)



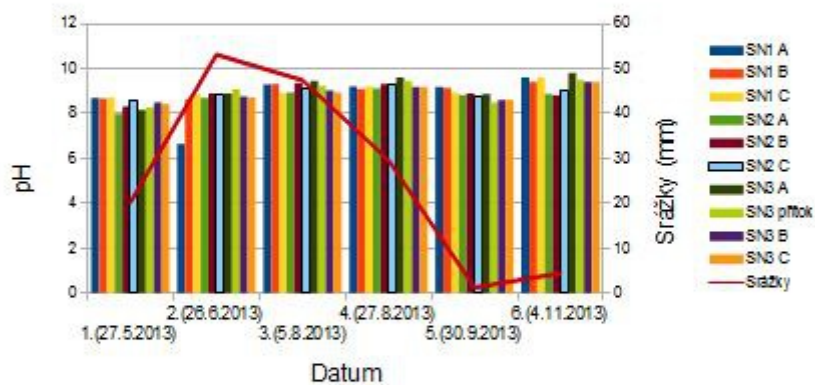
Graf závislosti konduktivity na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.



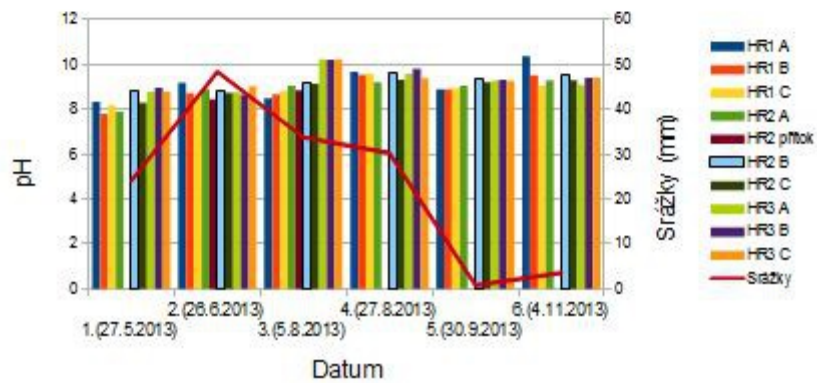
### pH (Motol)



### pH (Stodůlky)

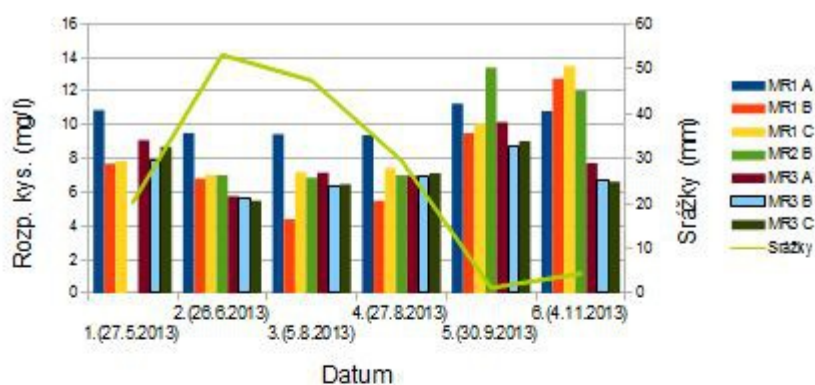


### pH (Háje)

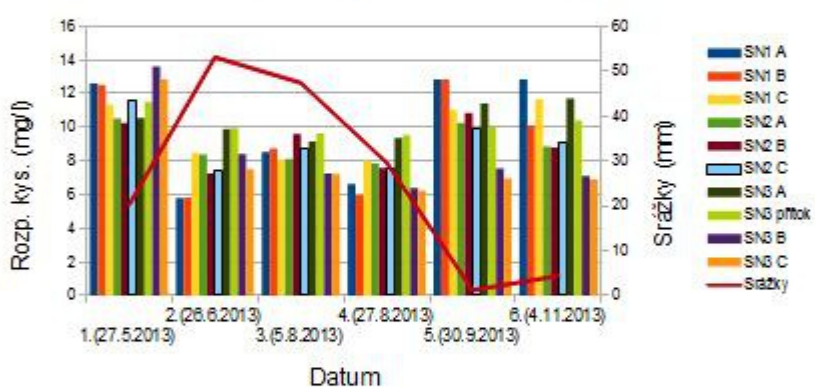


Graf závislosti pH na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

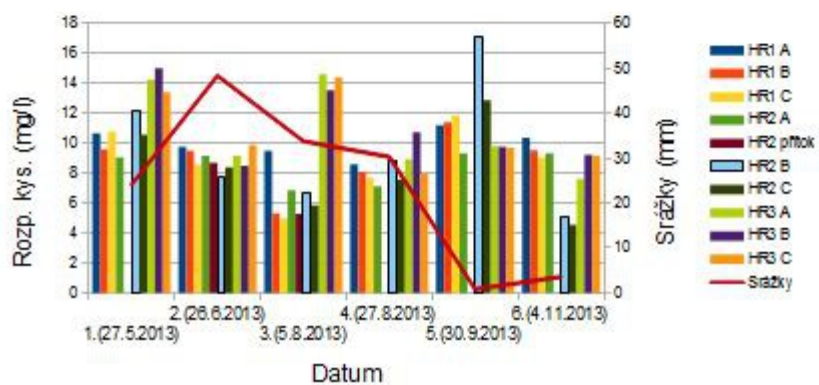
### Rozpuštěný kyslík (Motol)



### Rozpuštěný kyslík (Stodůlky)

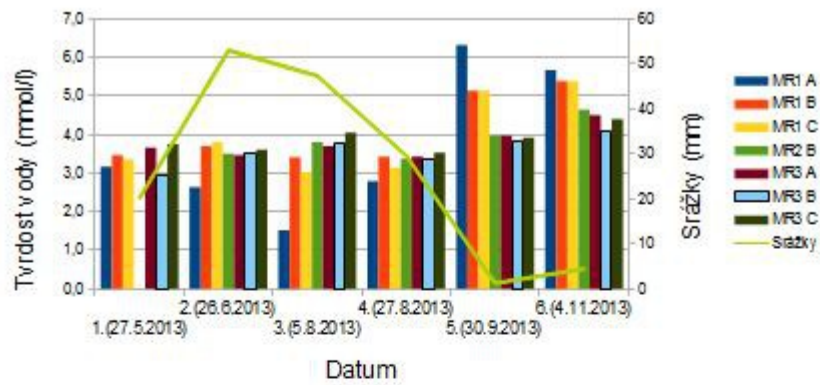


### Rozpuštěný kyslík (Háje)

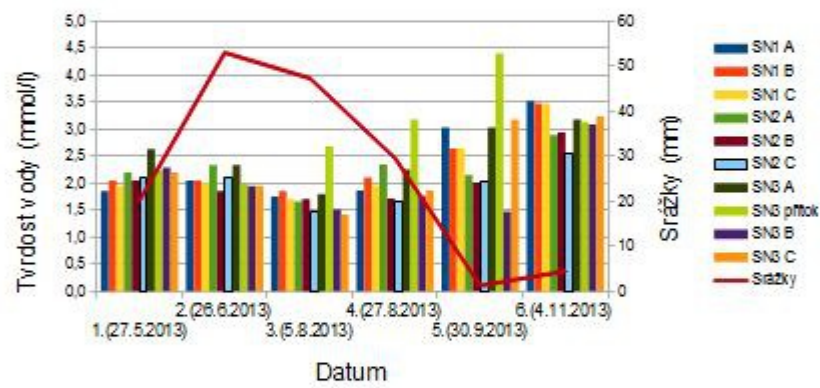


Graf závislosti rozpuštěného kyslíku na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

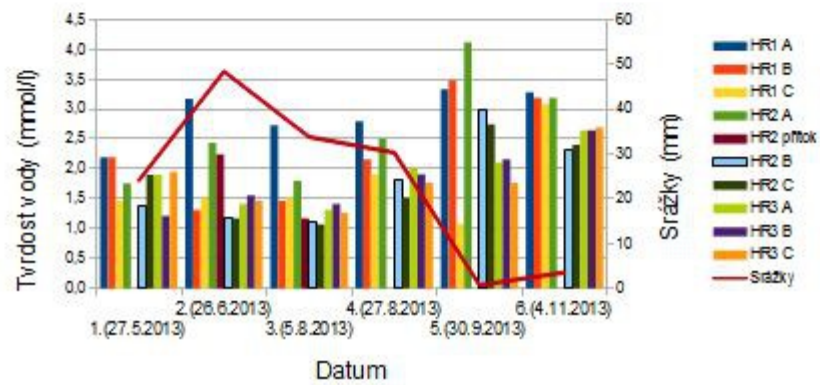
### Tvrdość vody (Motol)



### Tvrdość vody (Stodůlky)

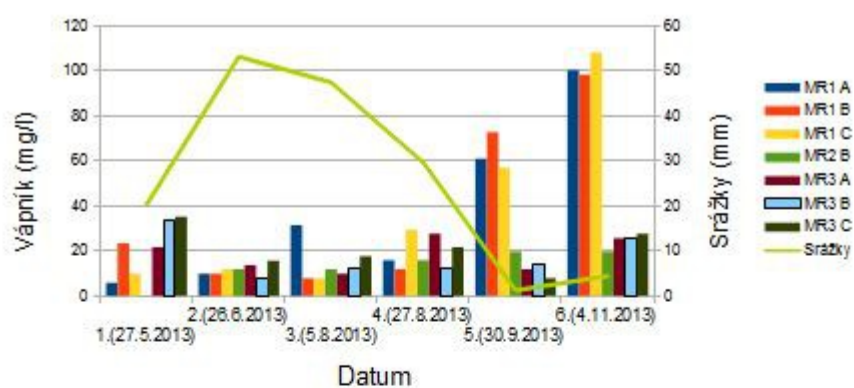


### Tvrdość vody (Háje)

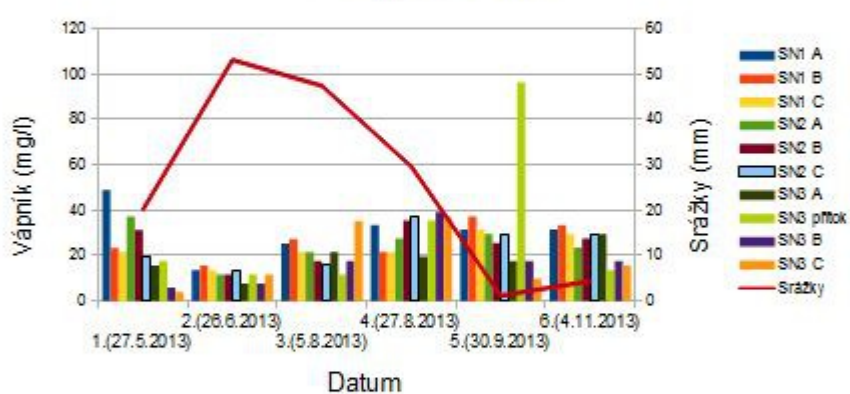


Graf závislosti tvrdosti vody na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

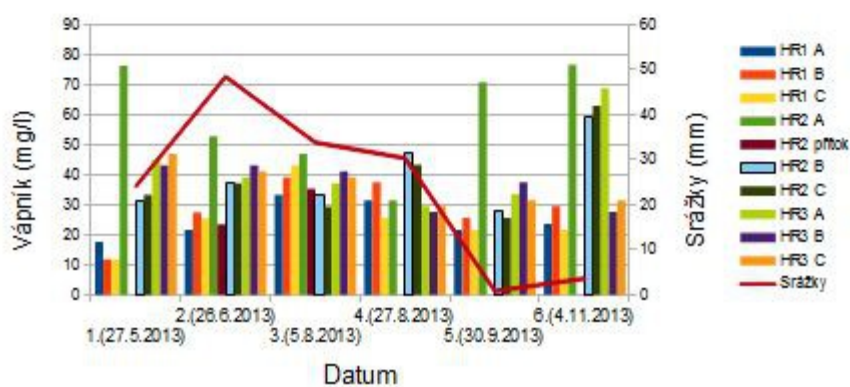
### Vápník (Motol)



### Vápník (Stodůlky)



### Vápník (Háje)



Graf závislosti koncentrace vápníku na místě, datu odběru a pětidenním kumulativním srážkovém úhrnu.

## Příloha iv

Tabulky všech naměřených parametrů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

Acidita							
ZNK <sub>8,3</sub> =	(mmol/l)	1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
Motol	MR1 A	0,1899	0,2849	0,5698	0,4748	0,8546	0,8546
	MR1 B	0,1899	0,4748	0,6647	0,6647	0,5698	0,6647
	MR1 C	0,1899	0,3798	1,3294	0,6647	0,6647	1,1395
	MR2 B	-	-	0,9496	0,5698	0,4748	0,8546
	MR3 A	0,3798	0,3798	1,0446	0,5698	0,6647	0,5698
	MR3 B	0,1899	0,2849	0,3798	0,4748	0,7597	0,3798
	MR3 C	0,1899	0,3798	0,6647	0,3798	0,6647	0,5698
Stodůlky	SN1 A	0,3798	0,5698	0,6647	0,2849	0,2849	0,6647
	SN1 B	0,1899	0,3798	0,6647	0,5698	0,3798	0,4748
	SN1 C	0,3798	0,1899	0,8546	0,5698	0,4748	0,5698
	SN2 A	0,1899	0,2849	0,4748	0,3798	0,2849	0,4748
	SN2 B	0,3799	0,4748	0,4748	0,2849	0,2849	0,6647
	SN2 C	0,2849	0,2849	0,5698	0,2849	0,3798	0,5698
	SN3 A	0,2849	0,2849	1,0446	0,4748	0,5698	0,6647
	SN3 přítok	0,1899	0,3798	0,7597	0,3798	0,5698	0,3798
	SN3 B	0,3798	0,3798	0,3798	0,4748	0,4748	0,2849
SN3 C	0,1899	0,3798	0,9496	0,4748	0,4748	0,5698	
Háje	HR1 A	0,2849	0,5698	1,2345	0,6647	0,5698	0,3798
	HR1 B	0,1899	0,1899	0,7597	0,5698	0,7597	0,4748
	HR1 C	0,1899	0,1899	0,4748	0,5698	0,6647	0,5698
	HR2 A	0,0950	0,3798	0,5698	0,5698	1,1395	1,0446
	HR2 přítok	-	0,5698	0,5698	-	-	-
	HR2 B	0,1899	0,3798	0,4748	0,3798	0,5698	0,4748
	HR2 C	0,3798	0,2849	0,6647	0,2849	0,3798	0,7597
	HR3 A	0,2849	0,3798	0,5698	0,1899	0,3798	0,2849
	HR3 B	0,2849	0,3798	0,7597	0,3798	0,4748	0,5698
HR3 C	0,1899	0,2849	0,9496	0,2849	0,3798	0,5698	
Alkalita							
ZNK <sub>4,5</sub> =	(mmol/l)	1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
Motol	MR1 A	2,9154	2,8112	2,7071	3,2277	5,2060	4,9524
	MR1 B	3,3318	3,4360	3,3318	3,7483	4,1648	4,3567
	MR1 C	3,0195	3,2277	3,2270	3,7483	3,9566	4,4471
	MR2 B	-	3,0195	3,3318	3,4360	3,1236	3,4364
	MR3 A	2,9154	2,7071	3,6442	3,7483	3,3318	3,4364
	MR3 B	2,7071	2,9154	3,9566	3,6442	3,3318	3,5375
	MR3 C	2,7071	3,1236	3,8524	3,0607	3,4366	3,6385
Stodůlky	SN1 A	2,0824	2,4989	1,8742	2,4989	2,6030	2,7289
	SN1 B	2,2906	2,2906	1,7700	2,2906	2,7071	2,7289
	SN1 C	2,2906	2,4989	1,8742	2,1865	2,7071	2,9310
	SN2 A	2,3948	2,6030	1,8742	2,8112	2,9154	3,1332
	SN2 B	2,7071	2,9154	1,5618	2,1865	2,4989	2,6278
	SN2 C	2,1865	2,3948	1,7700	2,3948	2,6030	2,7289
	SN3 A	2,9154	3,1236	2,6030	2,6030	3,1236	3,6385
	SN3 přítok	2,1865	2,9154	3,0195	4,3730	4,5813	3,3353
	SN3 B	2,3948	2,6030	1,8742	2,9154	2,9154	3,4364
SN3 C	2,4989	2,6030	1,9783	2,8112	3,4360	3,3353	
Háje	HR1 A	3,6442	1,6559	3,6442	3,5401	3,7483	4,3460
	HR1 B	2,6030	2,1865	2,1865	2,3948	3,5401	3,6385
	HR1 C	1,9783	2,3948	2,9154	3,1236	3,6442	3,5375
	HR2 A	2,1865	2,2906	3,2277	4,7895	5,2060	2,1225
	HR2 přítok	-	4,1648	1,9783	-	-	-
	HR2 B	1,7700	1,8742	1,6659	2,1865	3,4360	2,6278
	HR2 C	1,6659	1,6659	2,2906	2,6030	3,2277	2,7289
	HR3 A	2,2906	1,7700	1,7700	2,9154	2,7071	3,8407
	HR3 B	2,2906	1,8742	2,1865	2,7071	2,3948	3,1332
HR3 C	2,1865	1,6659	2,0824	2,7071	2,9154	3,4364	

<b>Tvrđost vody</b>							
<b>T=</b>	<b>(mmol/l)</b>	<b>1.(27.5.2013)</b>	<b>2.(26.6.2013)</b>	<b>3.(5.8.2013)</b>	<b>4.(27.8.2013)</b>	<b>5.(30.9.2013)</b>	<b>6.(4.11.2013)</b>
Motol	MR1 A	3,1707	2,6341	1,5122	2,7941	6,3236	5,6863
	MR1 B	3,4634	3,7073	3,4146	3,4314	5,1471	5,3922
	MR1 C	3,3658	3,8048	3,0244	3,1373	5,1471	5,3922
	MR2 B	-	3,5122	3,8048	3,3824	3,9706	4,6569
	MR3 A	3,6585	3,4634	3,7073	3,4314	3,9706	4,5098
	MR3 B	2,9268	3,5122	3,7561	3,3334	3,8236	4,0687
	MR3 C	3,7561	3,6097	4,0487	3,5294	3,9216	4,4118
Stodůlky	SN1 A	1,8536	2,0488	1,7561	1,8628	3,0392	3,5294
	SN1 B	2,0488	2,0488	1,8536	2,1079	2,6471	3,4804
	SN1 C	1,9512	2,0000	1,7073	1,9608	2,6471	3,4804
	SN2 A	2,1951	2,3414	1,6585	2,3530	2,1569	2,8922
	SN2 B	2,0488	1,8536	1,7073	1,7157	2,0098	2,9412
	SN2 C	2,0975	2,0975	1,4634	1,6667	2,0098	2,5490
	SN3 A	2,6341	2,3414	1,8049	2,2549	3,0392	3,1863
	SN3 přítok	2,2439	2,0000	2,6829	3,1863	4,4118	3,1373
	SN3 B	2,2927	1,9512	1,5122	1,7647	1,4706	3,0883
	SN3 C	2,1951	1,9512	1,4146	1,8628	3,1863	3,2353
Háje	HR1 A	2,1951	3,1707	2,7317	2,7941	3,3334	3,2843
	HR1 B	2,1951	1,3171	1,4634	2,1569	3,4804	3,1863
	HR1 C	1,4634	1,5122	1,5122	1,9118	1,0784	3,0883
	HR2 A	1,7561	2,4390	1,8049	2,5000	4,1177	3,1863
	HR2 přítok	-	2,2439	1,1707	-	-	-
	HR2 B	1,3658	1,1707	1,1219	1,8137	2,9902	2,3039
	HR2 C	1,9024	1,1707	1,0732	1,5196	2,7451	2,4020
	HR3 A	1,9024	1,4146	1,3171	2,0098	2,1079	2,6471
	HR3 B	1,2195	1,5610	1,4146	1,9118	2,1569	2,6471
	HR3 C	1,9512	1,4634	1,2683	1,7647	1,7647	2,6961
<b>Dusitany</b>							
<b>c(NO<sub>2</sub>)=</b>	<b>(mg/l)</b>	<b>1.(27.5.2013)</b>	<b>2.(26.6.2013)</b>	<b>3.(5.8.2013)</b>	<b>4.(27.8.2013)</b>	<b>5.(30.9.2013)</b>	<b>6.(4.11.2013)</b>
Motol	MR1 A	0,1834	0,2158	0,1727	0,2266	0,1439	0,1727
	MR1 B	0,1475	0,1799	0,1259	0,1439	0,1187	0,0863
	MR1 C	0,1475	0,1799	0,1295	0,1403	0,1259	0,0971
	MR2 B	-	0,1763	0,0719	0,1115	0,0863	0,0432
	MR3 A	0,0863	0,1942	0,0719	0,0935	0,0647	0,0360
	MR3 B	0,0863	0,1870	0,0755	0,0863	0,1007	0,0288
	MR3 C	0,0827	0,1942	0,0719	0,0863	0,0504	0,0360
Stodůlky	SN1 A	0,1547	0,2734	0,1799	0,1691	0,1870	0,1619
	SN1 B	0,1583	0,2698	0,1727	0,1691	0,1906	0,1511
	SN1 C	0,1583	0,3021	0,2014	0,1906	0,1978	0,1583
	SN2 A	0,0863	0,4316	0,1978	0,1763	0,1834	0,2338
	SN2 B	0,2302	0,3021	0,1727	0,1511	0,1942	0,2446
	SN2 C	0,2302	0,2950	0,1655	0,1583	0,1978	0,2482
	SN3 A	0,2194	0,3093	0,1942	0,2086	0,0540	0,0180
	SN3 přítok	0,2230	0,2446	0,1978	0,2986	1,1510	0,3021
	SN3 B	0,2194	0,2662	0,1655	0,1727	0,2446	0,2086
	SN3 C	0,2158	0,2698	0,1691	0,1655	0,2482	0,2014
Háje	HR1 A	0,0180	0,0360	0,0791	0,0432	0,0216	0,0540
	HR1 B	0,1834	0,1763	0,1906	0,1115	0,0719	0,0791
	HR1 C	0,1583	0,1367	0,1870	0,1079	0,0827	0,0755
	HR2 A	0,0216	0,0935	0,1115	0,0252	0,0144	0,0144
	HR2 přítok	-	0,5396	0,1655	-	-	-
	HR2 B	0,1439	0,4316	0,2014	0,1151	0,1295	0,2878
	HR2 C	0,1439	0,2770	0,1906	0,1259	0,1007	0,2518
	HR3 A	0,1475	0,4460	0,2014	0,1367	0,1475	0,0144
	HR3 B	0,1511	0,5216	0,2194	0,1439	0,1439	0,0863
	HR3 C	0,1583	0,4748	0,2122	0,1403	0,1475	0,0899

Dusičnany							
c(NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )=	(mg/l)	1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
Motol	MR1 A	10,6294	10,6294	6,7133	6,1538	17,9021	2,7972
	MR1 B	6,7133	6,7133	4,5874	4,9231	8,0559	5,1468
	MR1 C	6,7133	6,7133	5,0350	5,3706	7,9440	5,3706
	MR2 B	-	5,5944	3,3566	2,4615	4,2517	0,5594
	MR3 A	3,9161	4,4755	3,3566	3,2448	4,1399	0,6713
	MR3 B	3,9161	4,3636	3,2448	3,2448	4,0280	0,6713
	MR3 C	3,9161	4,4755	3,2448	3,1329	3,9161	0,6713
Stodůlky	SN1 A	11,1888	10,6294	7,2727	7,1608	16,2238	15,6643
	SN1 B	11,7482	11,1888	6,9371	7,2727	13,9860	12,3077
	SN1 C	11,7482	11,1888	7,4965	7,6084	14,5454	10,6294
	SN2 A	11,1888	11,7482	7,7203	5,5944	7,2727	6,7133
	SN2 B	8,9510	8,9510	5,5944	4,9231	6,6014	6,2657
	SN2 C	8,9510	8,9510	5,7063	5,0350	6,6014	6,2657
	SN3 A	11,1888	10,6294	6,6014	7,8322	12,3077	7,7203
	SN3 přítok	9,5105	12,8671	10,6294	11,1888	19,0210	2,2378
	SN3 B	9,5105	8,9510	5,4825	4,9231	5,9301	3,6923
	SN3 C	8,9510	7,8322	5,7063	4,3636	5,8182	3,9161
Háje	HR1 A	27,4126	25,1748	11,1888	13,4266	26,2937	8,9510
	HR1 B	13,9860	13,4266	8,9510	6,1538	22,3776	7,2727
	HR1 C	12,8671	12,3077	9,0629	8,9510	22,9370	5,5944
	HR2 A	6,7133	14,5454	9,0629	7,8322	21,2587	5,5944
	HR2 přítok	-	25,7342	8,0559	-	-	-
	HR2 B	9,5105	11,1888	8,0559	7,6084	17,3426	1,1189
	HR2 C	10,6294	10,6294	7,7203	7,4965	16,7832	2,2378
	HR3 A	9,5105	11,7482	5,7063	4,6993	6,2657	7,3846
	HR3 B	8,9510	12,3077	6,0420	4,2517	6,1538	6,0420
HR3 C	9,5105	12,3077	6,0420	4,6993	6,1538	5,8182	
Amonné ionty							
c(NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> )=	(mg/l)	1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
Motol	MR1 A	1,1034	0,4965	0,6069	0,4138	0,4276	0,3034
	MR1 B	0,5517	0,5655	0,4828	0,5379	0,3448	0,1655
	MR1 C	0,5517	0,6207	0,5103	0,4828	0,3448	0,2207
	MR2 B	-	0,5793	0,5379	0,4552	0,3586	0,2759
	MR3 A	0,2759	0,5793	0,5517	0,4276	0,3724	0,2069
	MR3 B	0,2759	0,5655	0,6069	0,4414	0,3724	0,1931
	MR3 C	0,2759	0,5379	0,4138	0,5103	0,4000	0,2069
Stodůlky	SN1 A	0,6207	0,6759	0,5655	0,5793	0,3448	0,3172
	SN1 B	0,7724	0,7172	0,6207	0,6345	0,3310	0,1931
	SN1 C	0,6897	0,7034	0,7448	0,6897	0,3448	0,2897
	SN2 A	0,6897	0,5517	0,5793	0,4690	0,4276	0,5517
	SN2 B	0,9103	0,6621	0,6069	0,6345	0,4000	0,5931
	SN2 C	0,8828	0,6621	0,4965	0,5793	0,4276	0,5103
	SN3 A	0,7724	0,5655	0,5103	0,4828	0,3034	0,1655
	SN3 přítok	0,9103	0,5931	0,7310	0,6483	3,0345	0,9793
	SN3 B	0,5517	0,6759	0,6897	0,7034	0,7172	0,7448
SN3 C	0,5517	0,7172	0,5655	0,7448	0,7448	0,7448	
Háje	HR1 A	0,5379	0,2897	0,4414	0,3586	0,3310	0,2207
	HR1 B	0,6483	0,5103	0,8414	0,4414	0,4414	0,1931
	HR1 C	0,5655	0,4414	0,8000	0,4828	0,4276	0,1931
	HR2 A	0,3172	0,3172	0,4552	0,3310	0,3034	0,2207
	HR2 přítok	-	4,5517	0,7862	-	-	-
	HR2 B	0,3448	0,6759	0,6759	0,4276	0,3448	0,6621
	HR2 C	0,4965	0,7862	0,7724	0,4690	0,2759	0,6759
	HR3 A	0,4138	0,5103	0,2759	0,6759	0,5517	0,1931
	HR3 B	0,4276	0,6759	0,4965	0,5793	0,5655	1,1034
HR3 C	0,5103	0,6621	0,4690	0,6483	0,5655	1,1172	

Chemická spotřeba kyslíku		1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
CHSK(Mn)=	(mg/l)						
Motol	MR1 A	3,2000	5,4400	3,7600	4,9600	3,2000	3,6800
	MR1 B	3,7600	5,6000	4,0000	5,0400	3,6000	3,1200
	MR1 C	4,2400	5,2000	6,7200	5,9200	3,5200	3,8400
	MR2 B	-	6,5600	5,3600	6,0800	5,9200	4,1600
	MR3 A	4,1600	4,5600	4,4800	4,8000	4,0000	3,8400
	MR3 B	4,2400	5,1200	6,0000	4,5600	4,3200	4,5600
	MR3 C	5,0400	4,8000	4,0800	6,5600	3,8400	3,4400
Stodůlky	SN1 A	5,5200	4,1600	5,4400	4,8000	4,4800	3,2000
	SN1 B	6,0000	4,8000	5,0400	6,5600	4,2400	3,4400
	SN1 C	6,4800	4,1600	4,2400	4,6400	4,8000	3,6000
	SN2 A	4,8000	3,9200	3,9200	5,1200	4,4000	4,4000
	SN2 B	4,7200	4,9600	6,7200	4,8800	6,0000	4,1600
	SN2 C	5,6000	4,2400	4,7200	5,3600	5,2000	3,6000
	SN3 A	3,5200	4,9600	3,7600	6,4000	2,9600	2,0000
	SN3 přítok	4,1600	5,9200	5,6000	4,1600	4,5600	5,4400
	SN3 B	4,3200	5,3600	4,8000	4,7200	4,0000	3,6800
SN3 C	3,6800	4,1600	4,2400	5,4400	4,2400	4,0000	
Háje	HR1 A	1,0400	1,0400	4,7200	4,0000	1,6000	2,0800
	HR1 B	2,2400	4,0800	5,2000	3,6800	2,9600	1,9200
	HR1 C	2,2400	2,2400	4,0000	3,8400	2,6400	2,1600
	HR2 A	2,0000	3,3600	6,0000	2,9600	2,0800	1,3600
	HR2 přítok	-	8,1600	3,5200	-	-	-
	HR2 B	4,0800	3,0400	6,4000	3,7600	14,0800	5,5200
	HR2 C	2,9600	3,7600	5,4400	4,6400	3,0400	5,6000
	HR3 A	4,1600	3,6000	8,0800	5,4400	5,1200	1,9200
	HR3 B	4,1600	4,2400	7,6800	5,9200	4,8000	2,8800
HR3 C	4,5600	4,3200	6,9600	6,8000	5,1200	2,7200	

Vápník		1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
c(Ca <sup>2+</sup> )=	(mg/l)						
Motol	MR1 A	5,8653	9,7755	31,2816	15,7178	60,9064	100,2008
	MR1 B	23,4612	9,7755	7,8204	11,7883	72,6947	98,2361
	MR1 C	9,7755	11,7306	7,8204	29,4708	56,9769	108,0597
	MR2 B	-	11,7306	11,7306	15,7178	19,6472	19,6472
	MR3 A	21,5061	13,6857	9,7755	27,5061	11,7883	25,5414
	MR3 B	33,2367	7,8204	11,7306	11,7883	13,7531	25,5414
	MR3 C	35,1918	15,6408	17,5959	21,6119	7,8589	27,5061
Stodůlky	SN1 A	48,8776	13,6857	25,4163	33,4003	31,4355	31,4355
	SN1 B	23,4612	15,6408	27,3714	21,6119	37,3297	33,4003
	SN1 C	21,5061	13,6857	21,5061	21,6119	31,4355	29,4708
	SN2 A	37,1469	11,7306	21,5061	27,5061	29,4708	23,5767
	SN2 B	31,2816	11,7306	17,5959	35,3650	25,5414	27,5061
	SN2 C	19,5510	13,6857	15,6408	37,3297	29,4708	29,4708
	SN3 A	15,6408	7,8204	21,5061	19,6472	17,6825	29,4708
	SN3 přítok	17,5959	11,7306	11,7306	35,3650	96,2714	13,7531
	SN3 B	5,8653	7,8204	17,5959	39,2944	17,6825	17,6825
SN3 C	3,9102	11,7306	35,1918	37,3297	9,8236	15,7178	
Háje	HR1 A	17,5959	21,5061	33,2367	31,4355	21,6119	23,5767
	HR1 B	11,7306	27,3714	39,1020	37,3297	25,5414	29,4708
	HR1 C	11,7306	25,4163	43,0123	25,5414	21,6119	21,6119
	HR2 A	76,2490	52,7878	46,9225	31,4355	70,7300	76,6241
	HR2 přítok	-	23,4612	35,1918	-	-	-
	HR2 B	31,2816	37,1469	33,2367	47,1533	27,5061	58,9416
	HR2 C	33,2367	37,1469	29,3265	43,2239	25,5414	62,8711
	HR3 A	44,9674	39,1020	37,1469	29,4708	33,4003	68,7653
	HR3 B	43,0123	43,0123	41,0572	27,5061	37,3297	27,5061
HR3 C	46,9225	41,0572	39,1020	29,4708	31,4355	31,4355	



<b>Chloridy</b>							
<b>c(Cl<sup>-</sup>)=</b>	<b>(mg/l)</b>	<b>1.(27.5.2013)</b>	<b>2.(26.6.2013)</b>	<b>3.(5.8.2013)</b>	<b>4.(27.8.2013)</b>	<b>5.(30.9.2013)</b>	<b>6.(4.11.2013)</b>
Motol	MR1 A	101,2367	76,2742	42,2975	16,6825	171,7850	178,9757
	MR1 B	177,5109	106,7839	94,9961	20,1580	138,6953	178,9757
	MR1 C	140,7606	108,8641	90,1423	19,4629	140,8074	180,3524
	MR2 B	-	122,0388	115,7981	21,5482	117,5742	135,6085
	MR3 A	232,9831	119,9585	115,7981	29,8895	112,6459	134,2318
	MR3 B	239,2237	117,8783	117,8783	23,6335	110,5338	133,5434
	MR3 C	237,1435	122,0388	116,4915	23,6335	109,1257	135,6085
Stodůlky	SN1 A	95,6895	73,5006	63,0996	64,6446	96,4531	123,9063
	SN1 B	93,6093	72,1138	67,2600	65,3397	91,5248	121,1528
	SN1 C	94,3027	74,1940	55,4722	72,9859	95,0450	120,4644
	SN2 A	96,3829	76,9676	58,2458	66,7299	77,4441	83,2925
	SN2 B	106,7839	70,0336	61,0194	56,9985	76,7400	82,6042
	SN2 C	113,7179	72,1138	58,9392	59,7789	77,4441	82,6042
	SN3 A	110,2509	75,5808	56,1656	63,9495	76,7400	72,2787
	SN3 přítok	93,6093	63,0996	56,8590	58,3887	118,9823	61,9531
	SN3 B	90,8357	61,0194	46,4579	18,0727	70,4037	75,7205
	SN3 C	87,3687	63,0996	47,1513	14,5972	73,2198	75,0321
Háje	HR1 A	75,5808	44,3777	54,7788	52,8279	77,4441	68,8368
	HR1 B	41,6041	38,1371	29,1229	38,2307	73,9239	68,1484
	HR1 C	36,0569	32,5899	29,1229	35,4503	72,5158	68,8368
	HR2 A	42,2975	44,3777	29,1229	39,6209	70,4037	66,7717
	HR2 přítok	-	83,2082	19,4153	-	-	-
	HR2 B	27,7361	26,3493	18,7219	27,8041	68,2916	53,0043
	HR2 C	29,8163	24,9625	19,4153	25,7188	66,1795	54,3811
	HR3 A	68,6468	36,7503	34,6701	36,1454	38,7220	61,2648
	HR3 B	66,5666	42,2975	33,2833	36,8405	39,4261	58,5113
	HR3 C	67,2600	38,8305	31,8965	39,6209	42,2422	57,8229

<b>Fosforečnany</b>							
<b>c(PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>)=</b>	<b>(mg/l)</b>	<b>1.(27.5.2013)</b>	<b>2.(26.6.2013)</b>	<b>3.(5.8.2013)</b>	<b>4.(27.8.2013)</b>	<b>5.(30.9.2013)</b>	<b>6.(4.11.2013)</b>
Motol	MR1 A	0,0686	0,1029	0,1600	0,0571	0,1829	0,0800
	MR1 B	0,0000	0,0343	0,0800	0,0114	0,0114	0,0114
	MR1 C	0,0171	0,0571	0,0800	0,0114	0,0114	0,0114
	MR2 B	-	0,0229	0,0800	0,0000	0,0000	0,0229
	MR3 A	0,0000	0,0229	0,0457	0,0114	0,0000	0,0000
	MR3 B	0,0114	0,0343	0,0457	0,0000	0,0229	0,0114
	MR3 C	0,0114	0,0229	0,0571	0,0114	0,0000	0,0114
Stodůlky	SN1 A	0,0114	0,1029	0,0457	0,0229	0,0000	0,1257
	SN1 B	0,0114	0,1257	0,0800	0,0229	0,0000	0,0000
	SN1 C	0,0114	0,1143	0,1257	0,0229	0,0000	0,0114
	SN2 A	0,0057	0,1714	0,1257	0,0686	0,0000	0,0114
	SN2 B	0,0229	0,0914	0,0914	0,0114	0,0000	0,0000
	SN2 C	0,0229	0,1029	0,1029	0,0114	0,0000	0,0000
	SN3 A	0,0229	0,1029	0,1029	0,0229	0,0229	0,0457
	SN3 přítok	0,0571	0,0914	0,2743	0,1486	0,4572	0,3886
	SN3 B	0,0571	0,1486	0,2057	0,0457	0,0000	0,0229
	SN3 C	0,0286	0,1486	0,2286	0,0571	0,0114	0,0343
Háje	HR1 A	0,0229	0,0571	0,1257	0,0114	0,0114	0,0114
	HR1 B	0,0114	0,0571	0,1029	0,0000	0,0000	0,0114
	HR1 C	0,0114	0,0343	0,1143	0,0000	0,0000	0,0114
	HR2 A	0,0686	0,0686	0,1600	0,0343	0,0114	0,0686
	HR2 přítok	-	0,6172	0,2514	-	-	-
	HR2 B	0,0229	0,2172	0,2057	0,0000	0,0457	0,2286
	HR2 C	0,1029	0,2400	0,1829	0,0114	0,0229	0,1943
	HR3 A	0,0114	0,1143	0,0457	0,0000	0,0000	0,1029
	HR3 B	0,0114	0,0914	0,0571	0,0114	0,0114	0,0114
	HR3 C	0,0000	0,1143	0,0571	0,0229	0,0114	0,0229

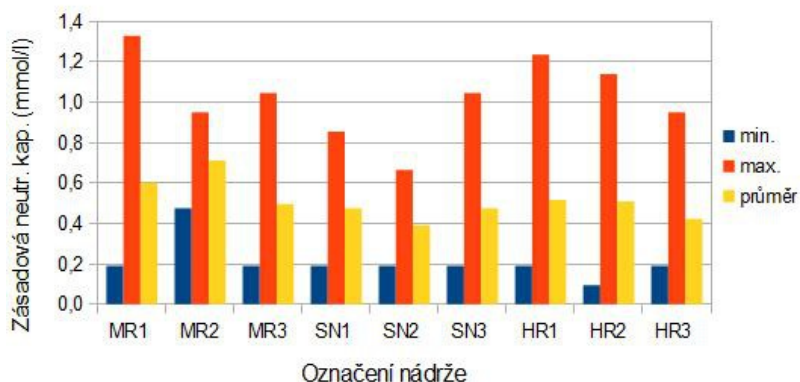
Rozpuštěný kyslík							
(mg/l)		1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
Motol	MR1 A	10,89	9,52	9,46	9,40	11,28	10,82
	MR1 B	7,70	6,80	4,40	5,50	9,52	12,77
	MR1 C	7,85	7,06	7,21	7,45	10,12	13,50
	MR2 B	-	7,02	6,88	7,01	13,40	12,04
	MR3 A	9,11	5,78	7,16	7,00	10,16	7,72
	MR3 B	7,89	5,61	6,35	6,90	8,74	6,75
	MR3 C	8,70	5,50	6,48	7,15	9,03	6,63
Stodůlky	SN1 A	12,62	5,80	8,54	6,64	12,84	12,85
	SN1 B	12,50	5,82	8,73	5,94	12,85	10,10
	SN1 C	11,36	8,47	8,07	8,02	11,03	11,66
	SN2 A	10,53	8,38	8,12	7,84	10,26	8,87
	SN2 B	10,24	7,26	9,61	7,59	10,85	8,81
	SN2 C	11,57	7,41	8,71	7,53	9,90	9,03
	SN3 A	10,55	9,89	9,16	9,37	11,43	11,70
	SN3 přítok	11,51	9,97	9,64	9,54	10,03	10,40
	SN3 B	13,63	8,42	7,26	6,39	7,54	7,11
	SN3 C	12,83	7,51	7,22	6,25	6,96	6,90
Háje	HR1 A	10,68	9,77	9,50	8,59	11,20	10,36
	HR1 B	9,58	9,48	5,33	8,10	11,40	9,53
	HR1 C	10,79	8,56	4,98	7,69	11,84	9,06
	HR2 A	9,06	9,17	6,84	7,13	9,34	9,32
	HR2 přítok	-	8,70	5,28	-	-	-
	HR2 B	12,10	7,68	6,66	8,83	17,06	5,09
	HR2 C	10,57	8,39	5,85	7,54	12,86	4,55
	HR3 A	14,25	9,15	14,60	8,93	9,80	7,61
	HR3 B	15,00	8,48	13,53	10,73	9,77	9,23
	HR3 C	13,40	9,90	14,39	7,96	9,69	9,16
pH							
		1.(27.5.2013)	2.(26.6.2013)	3.(5.8.2013)	4.(27.8.2013)	5.(30.9.2013)	6.(4.11.2013)
Motol	MR1 A	5,50	8,78	8,76	8,77	8,71	8,90
	MR1 B	5,22	8,33	8,60	8,30	8,69	9,00
	MR1 C	5,40	8,63	8,56	8,56	8,69	9,00
	MR2 B	-	8,66	8,45	8,73	8,95	9,10
	MR3 A	6,20	8,56	8,70	8,93	8,07	8,90
	MR3 B	7,20	8,66	8,70	9,01	8,56	8,60
	MR3 C	7,82	8,48	8,56	9,07	8,56	8,60
Stodůlky	SN1 A	8,69	6,63	9,29	9,21	9,19	9,60
	SN1 B	8,66	8,64	9,31	9,09	9,14	9,40
	SN1 C	8,71	8,84	8,91	9,21	8,93	9,60
	SN2 A	7,98	8,68	8,94	9,12	8,83	8,87
	SN2 B	8,32	8,90	9,35	9,32	8,88	8,81
	SN2 C	8,59	8,81	9,13	9,32	8,77	9,03
	SN3 A	8,16	8,89	9,44	9,61	8,87	9,80
	SN3 přítok	8,26	9,06	9,22	9,44	8,49	9,50
	SN3 B	8,50	8,76	9,02	9,18	8,60	9,40
	SN3 C	8,43	8,70	8,93	9,17	8,60	9,40
Háje	HR1 A	8,35	9,18	8,50	9,68	8,90	10,36
	HR1 B	7,81	8,73	8,68	9,55	8,89	9,53
	HR1 C	8,19	8,66	8,82	9,58	8,95	9,06
	HR2 A	7,89	8,90	9,06	9,22	9,05	9,30
	HR2 přítok	-	8,46	8,85	-	-	-
	HR2 B	8,83	8,83	9,15	9,59	9,32	9,50
	HR2 C	8,30	8,75	9,15	9,33	9,22	9,30
	HR3 A	8,78	8,77	10,23	9,59	9,27	9,10
	HR3 B	8,97	8,65	10,22	9,81	9,32	9,40
	HR3 C	8,78	9,04	10,23	9,38	9,27	9,40

<b>Konduktivita</b>							
<b>(mikroS/cm)</b>		<b>1.(27.5.2013)</b>	<b>2.(26.6.2013)</b>	<b>3.(5.8.2013)</b>	<b>4.(27.8.2013)</b>	<b>5.(30.9.2013)</b>	<b>6.(4.11.2013)</b>
Motol	MR1 A	799	732	421	756	1488	1449
	MR1 B	1015	1014	897	848	1206	1357
	MR1 C	1001	1015	866	868	1213	1372
	MR2 B	-	1016	1048	902	1000	1137
	MR3 A	1360	1007	1032	893	997	1150
	MR3 B	1368	997	1042	894	977	1155
	MR3 C	1366	997	1038	891	979	1153
Stodůlky	SN1 A	662	651	542	581	805	977
	SN1 B	662	651	549	589	797	999
	SN1 C	655	656	496	614	783	978
	SN2 A	718	700	510	628	707	794
	SN2 B	731	608	522	526	677	754
	SN2 C	751	643	509	533	679	749
	SN3 A	791	697	516	609	736	790
	SN3 přítok	686	608	717	858	1131	726
	SN3 B	660	591	447	470	723	774
SN3 C	654	584	445	473	725	775	
Háje	HR1 A	754	760	380	593	748	733
	HR1 B	380	381	354	434	739	710
	HR1 C	346	406	359	438	737	709
	HR2 A	443	454	361	479	725	700
	HR2 přítok	-	734	268	-	-	-
	HR2 B	273	316	270	332	656	551
	HR2 C	290	320	265	327	662	556
	HR3 A	515	397	345	420	441	630
	HR3 B	492	440	347	420	445	630
HR3 C	499	397	335	416	441	630	
<b>Teplota</b>							
<b>(°C)</b>		<b>1.(27.5.2013)</b>	<b>2.(26.6.2013)</b>	<b>3.(5.8.2013)</b>	<b>4.(27.8.2013)</b>	<b>5.(30.9.2013)</b>	<b>6.(4.11.2013)</b>
Motol	MR1 A	-	13,80	18,80	15,30	10,40	9,00
	MR1 B	-	17,00	22,50	17,30	11,30	7,00
	MR1 C	-	17,30	23,00	16,17	11,40	7,00
	MR2 B	-	18,20	24,00	18,30	11,70	8,00
	MR3 A	-	19,10	24,60	17,70	11,30	8,10
	MR3 B	-	18,80	24,60	17,70	10,80	7,80
	MR3 C	-	19,30	24,60	18,00	11,60	8,30
Stodůlky	SN1 A	13,10	16,80	24,50	17,00	11,80	7,70
	SN1 B	13,10	16,50	24,10	17,10	11,70	9,80
	SN1 C	13,20	16,10	22,70	16,70	12,10	7,70
	SN2 A	12,80	16,00	22,20	15,16	11,00	8,50
	SN2 B	13,60	16,70	23,50	17,30	12,00	8,90
	SN2 C	14,20	16,60	23,30	17,30	11,80	8,60
	SN3 A	13,70	16,20	22,50	16,20	10,00	8,30
	SN3 přítok	14,10	13,80	18,00	15,00	9,80	9,20
	SN3 B	14,40	15,60	23,80	16,90	11,40	8,80
SN3 C	14,20	15,70	22,80	16,70	11,30	8,50	
Háje	HR1 A	13,00	14,20	16,10	16,20	12,50	11,50
	HR1 B	14,50	14,10	23,10	16,60	11,80	10,20
	HR1 C	15,50	14,20	23,20	16,60	12,00	10,00
	HR2 A	13,50	13,70	21,60	16,30	11,80	10,30
	HR2 přítok	-	13,30	23,10	-	-	-
	HR2 B	16,40	14,60	24,50	16,70	12,20	9,60
	HR2 C	15,80	14,10	20,70	16,70	12,00	9,40
	HR3 A	16,10	15,40	26,00	18,00	12,50	9,60
	HR3 B	17,00	16,20	26,30	18,20	13,10	8,30
HR3 C	15,70	15,70	25,30	17,90	13,00	8,30	

## Příloha v

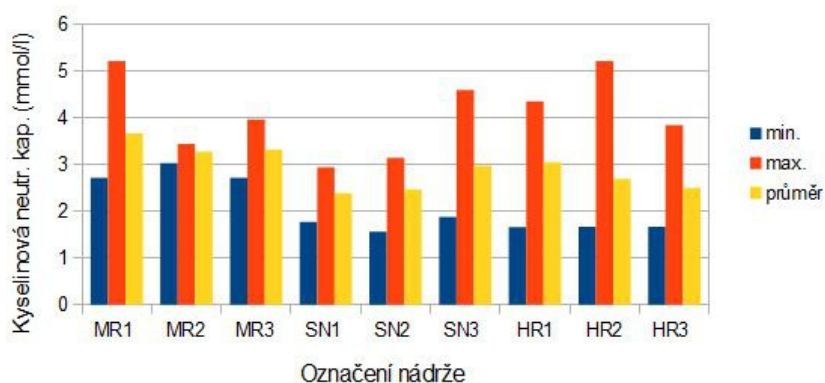
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty parametrů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Zásadová neutralizační kapacita



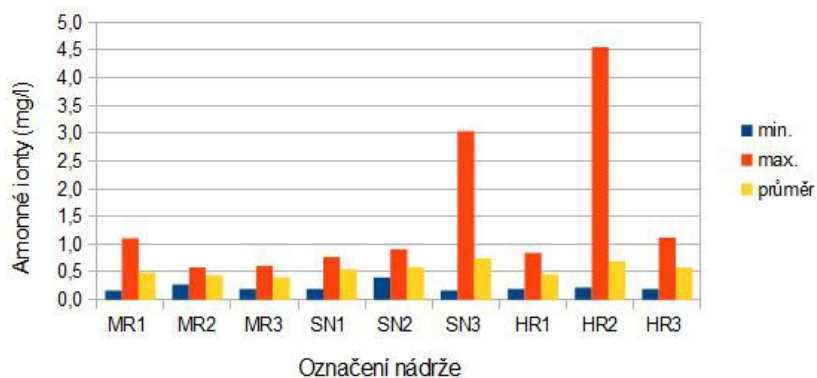
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty zásadové neutralizační kapacity pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Kyselinová neutralizační kapacita



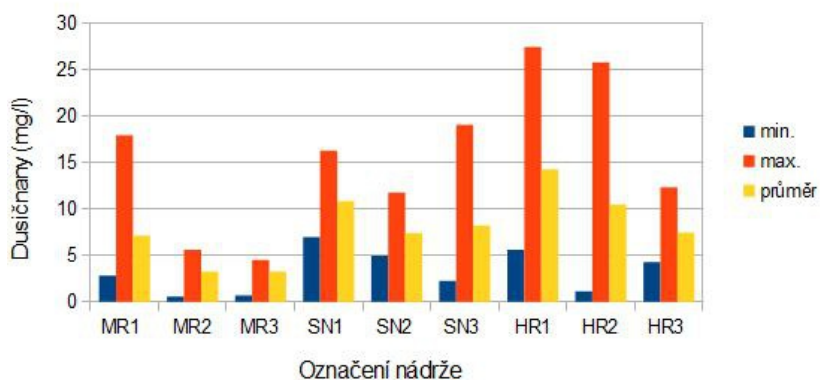
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty kyselinové neutralizační kapacity pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Amonné ionty



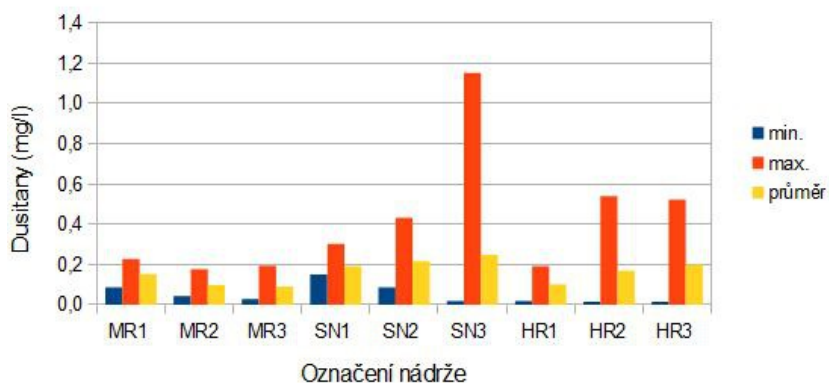
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace amonných iontů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Dusičnany



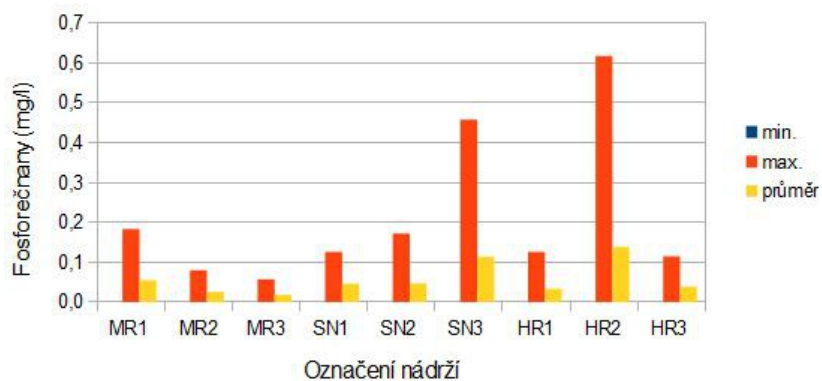
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace dusičnanů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Dusitany



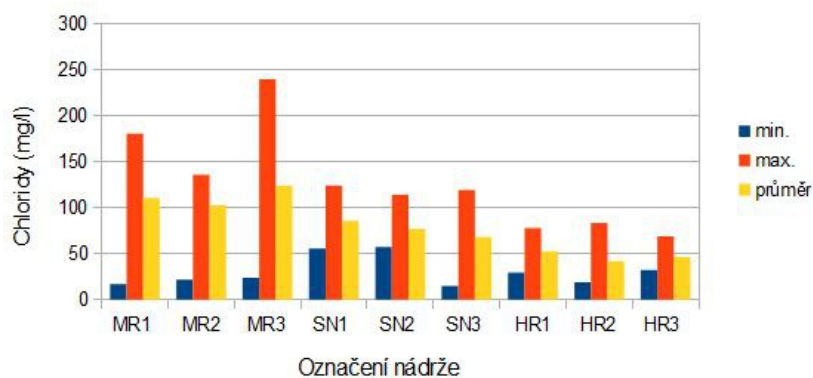
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace dusitanů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

## Fosforečnany



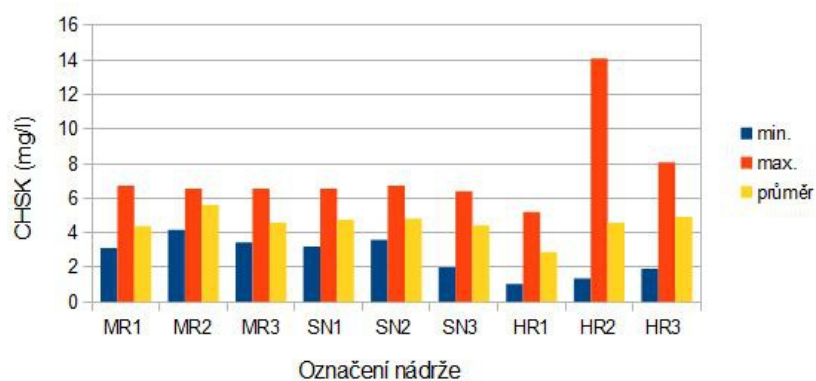
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace fosforečnanů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

## Chloridy



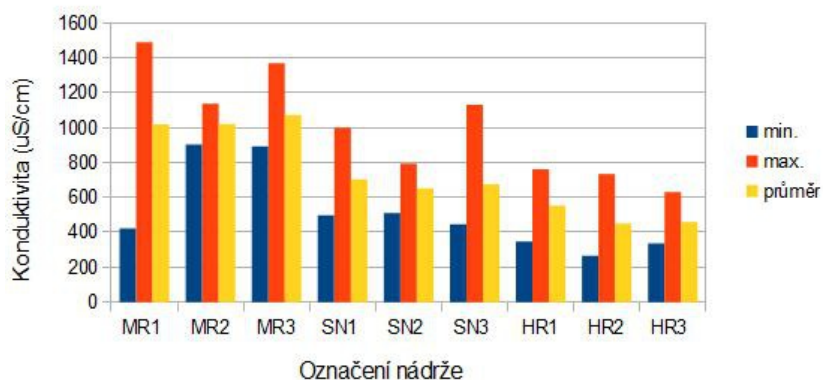
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace chloridů pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

## Chemická spotřeba kyslíku



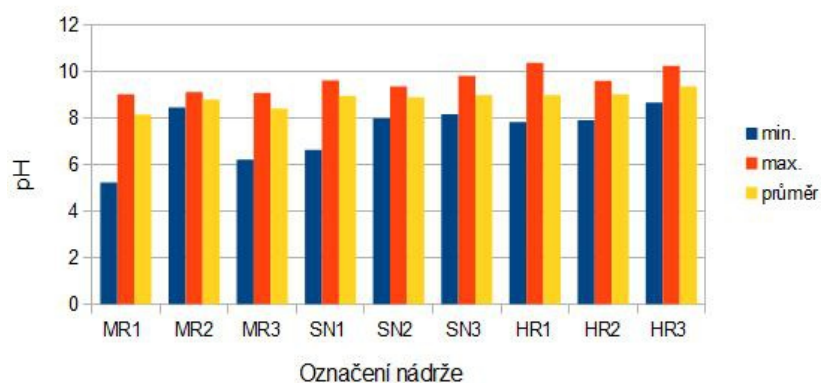
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty chemické spotřeby kyslíku pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Konduktivita



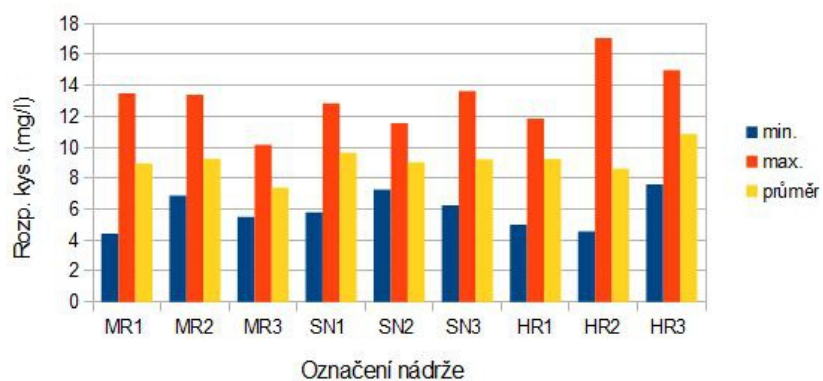
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty konduktivity pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### pH



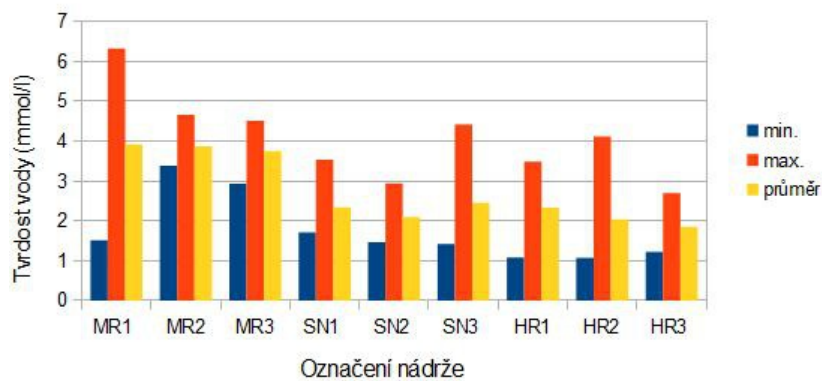
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty pH pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

### Rozpuštěný kyslík



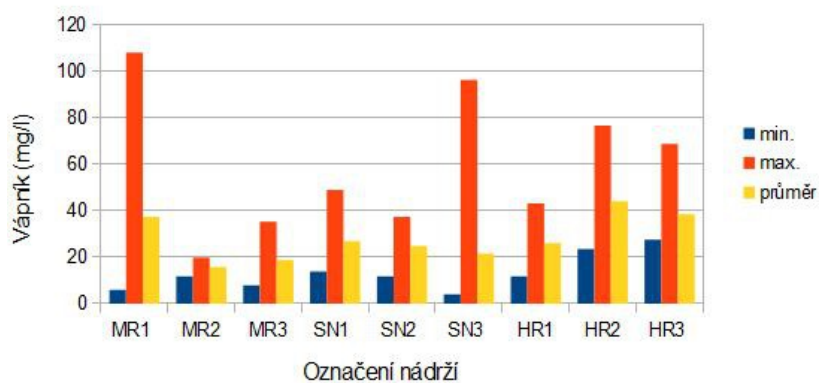
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace rozpuštěného kyslíku pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

## Tvrdost vody



Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty tvrdosti vody pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

## Vápník

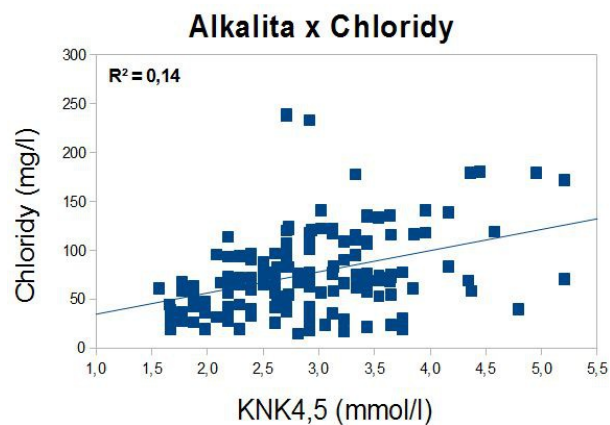
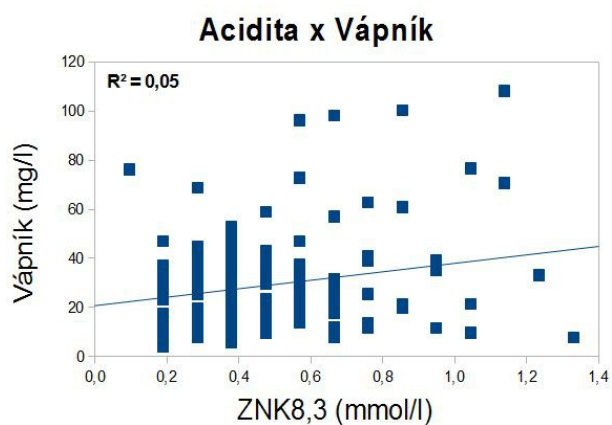
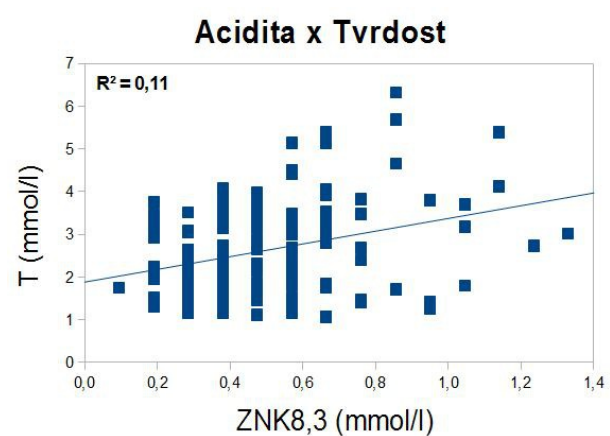
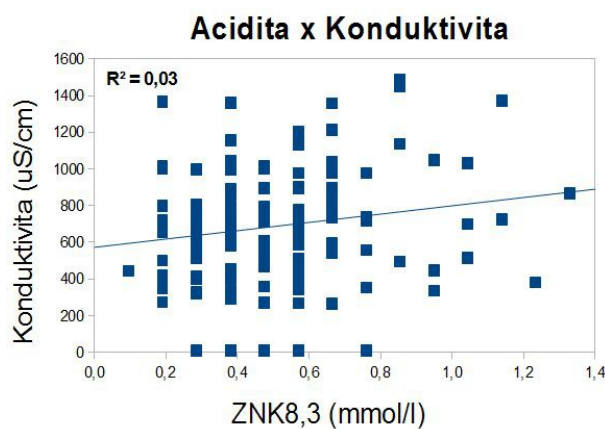
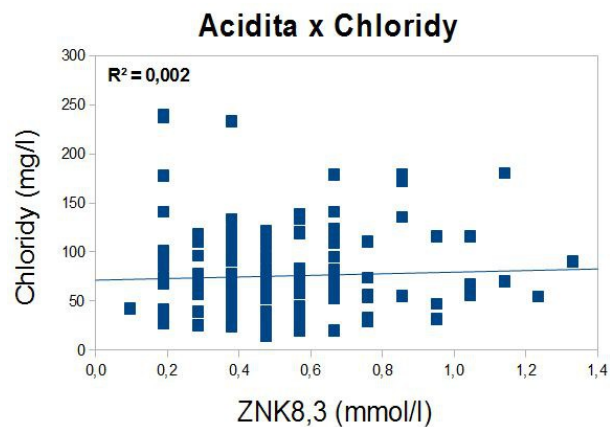
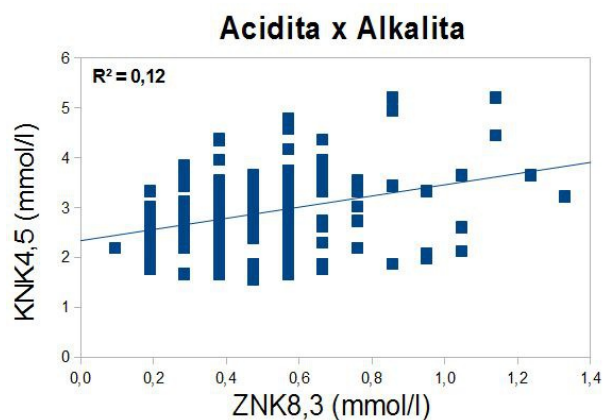


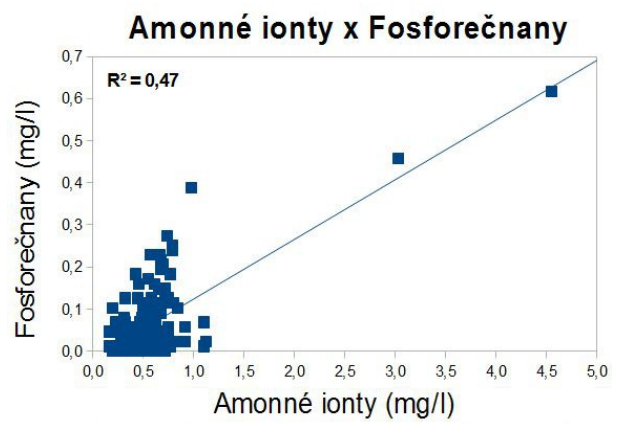
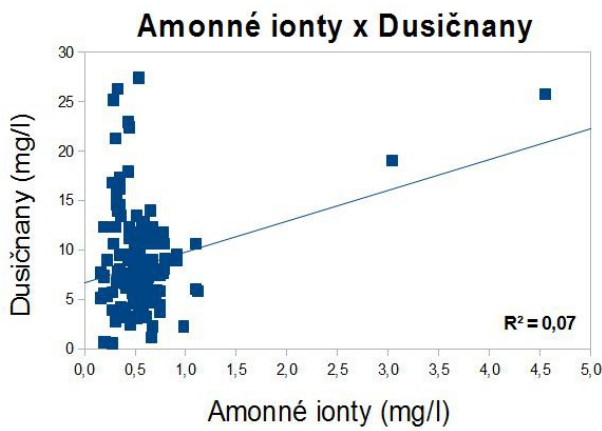
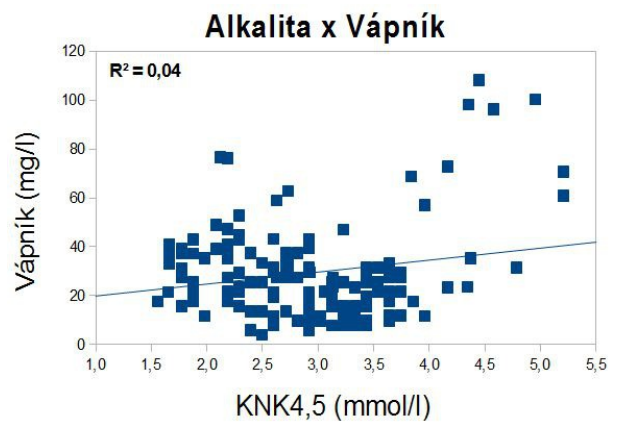
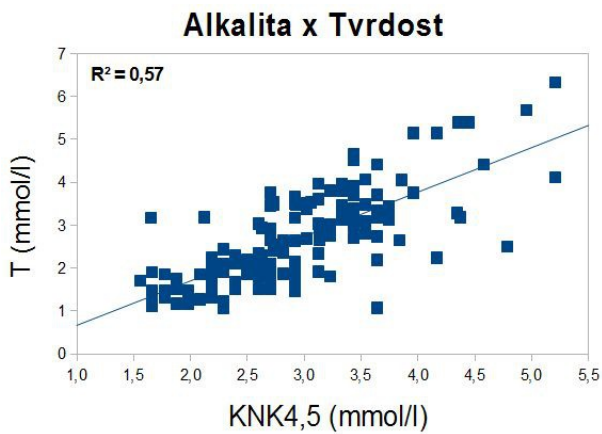
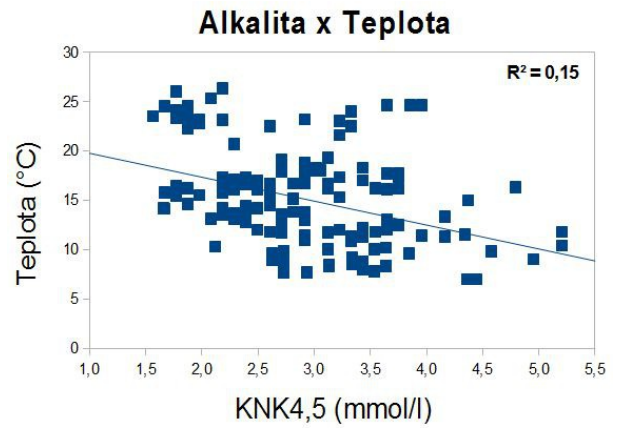
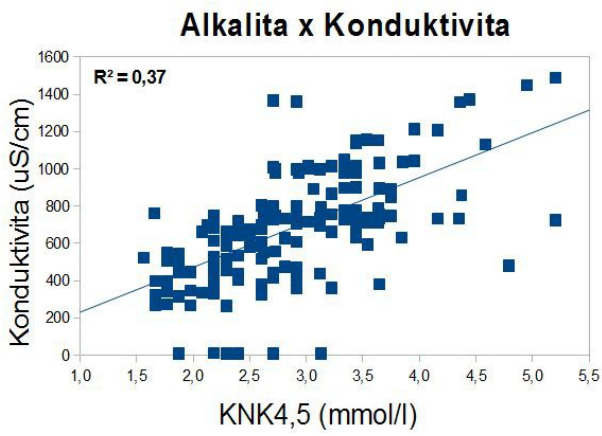
Naměřené minimální, maximální a průměrné hodnoty koncentrace vápníku pro jednotlivé nádrže za monitorované časové období (27.5. 2013 – 4.11. 2013).

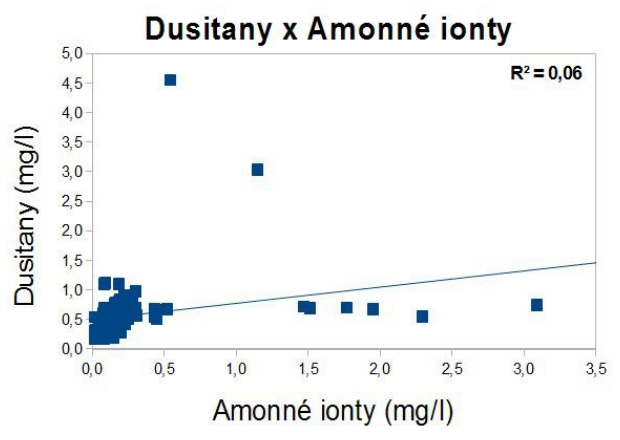
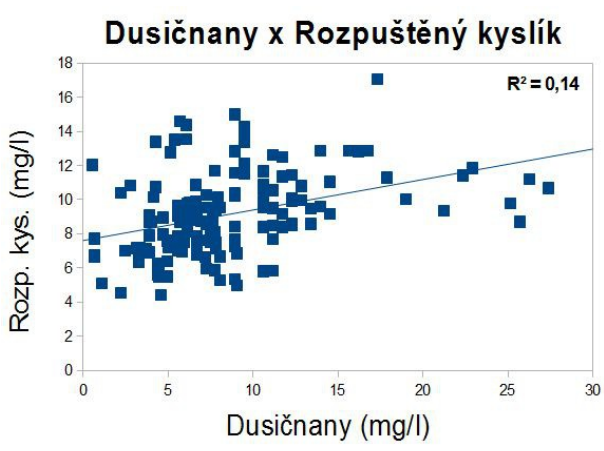
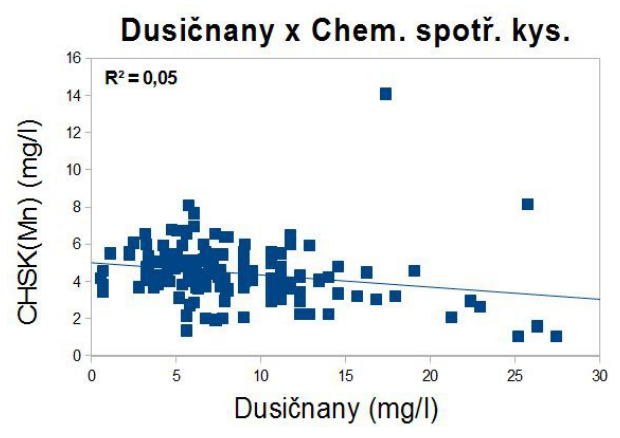
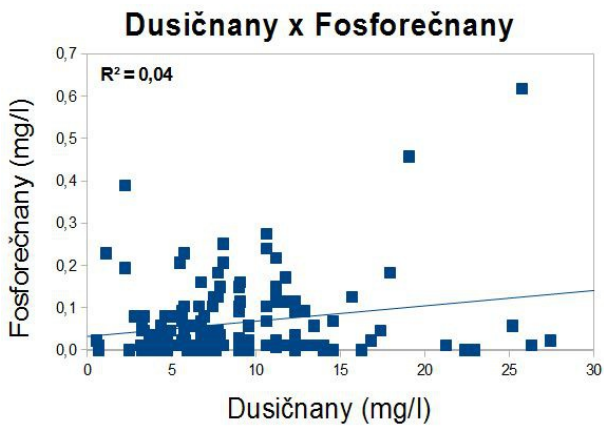
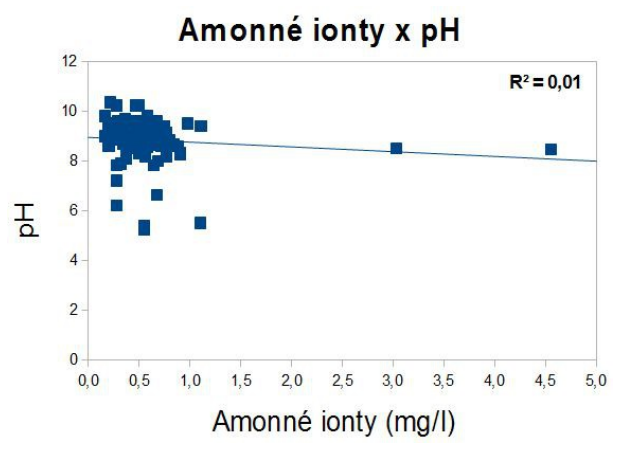
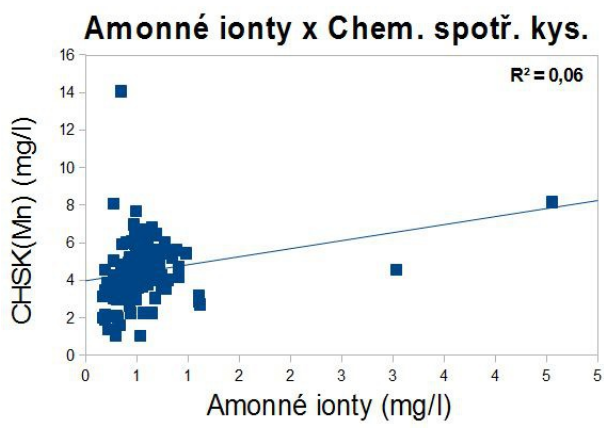


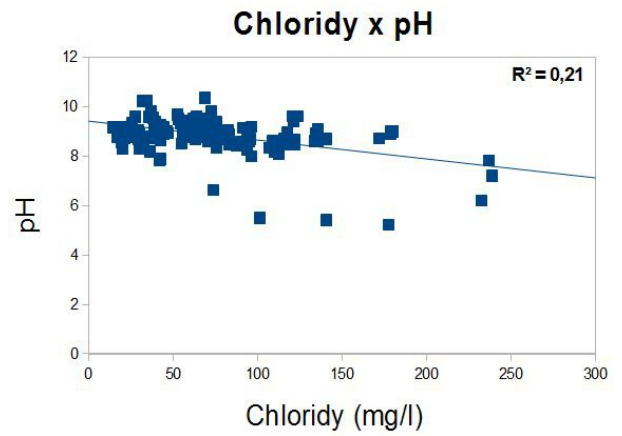
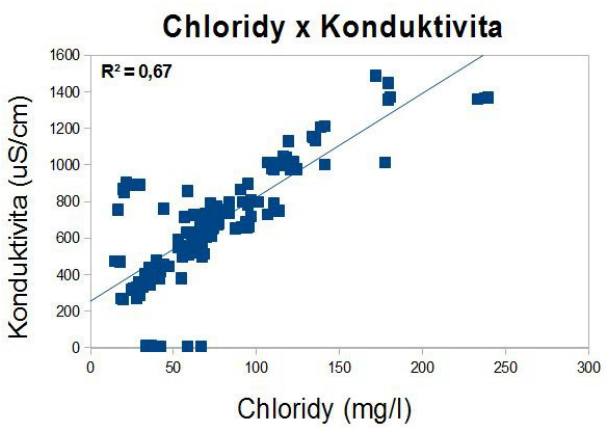
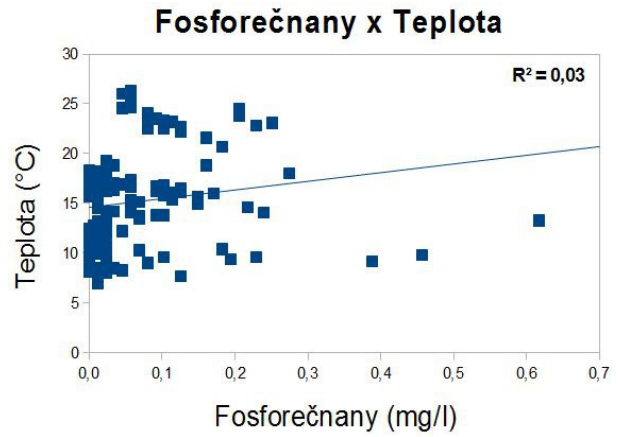
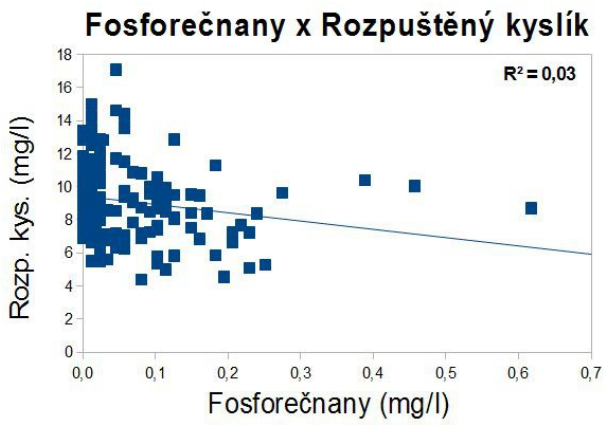
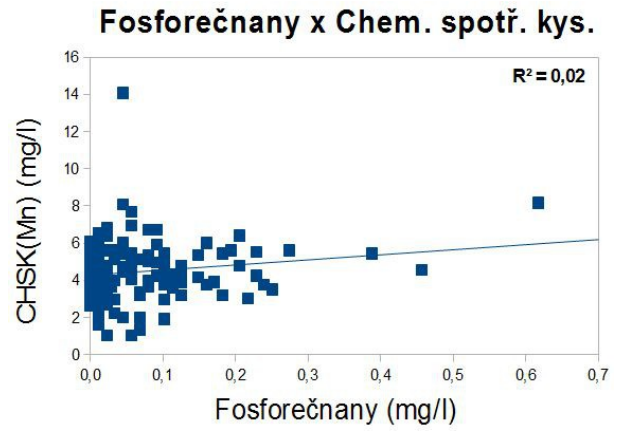
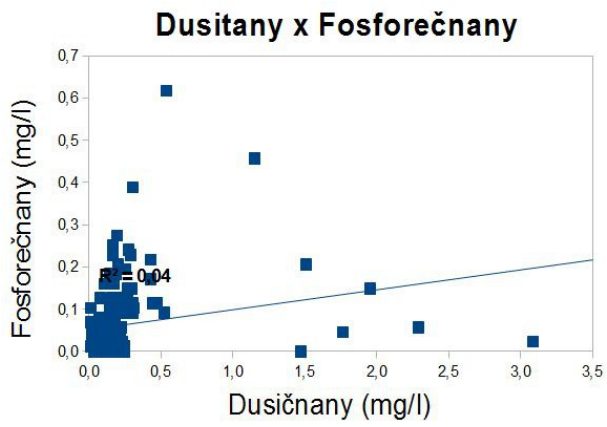
## Příloha vi

Korelační závislosti jednotlivých chemických a fyzikálně – chemických ukazatelů.

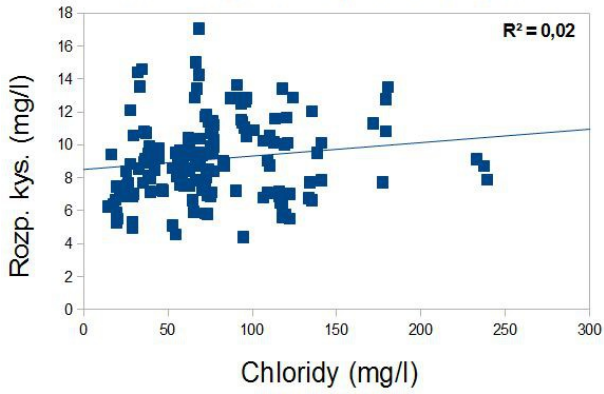




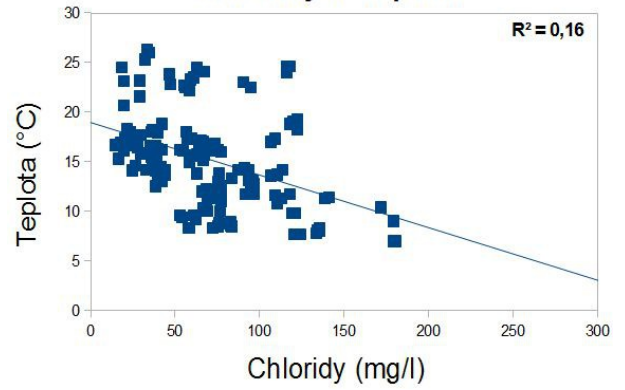




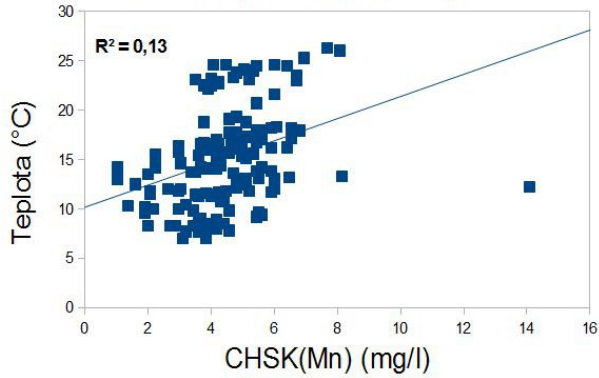
**Chloridy x Rozpuštěný kyslík**



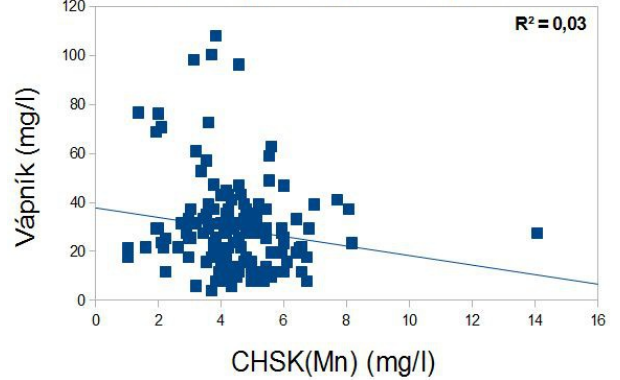
**Chloridy x Teplota**



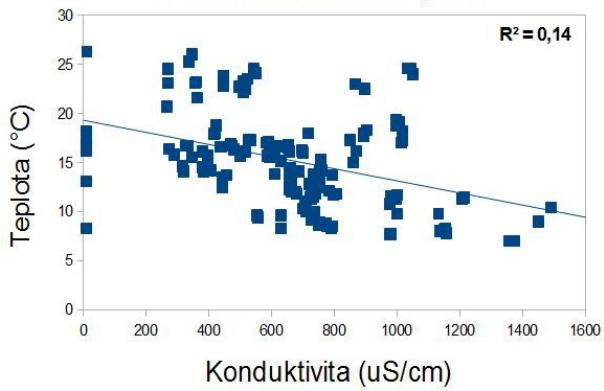
**Chem. spotř. kys. x Teplota**



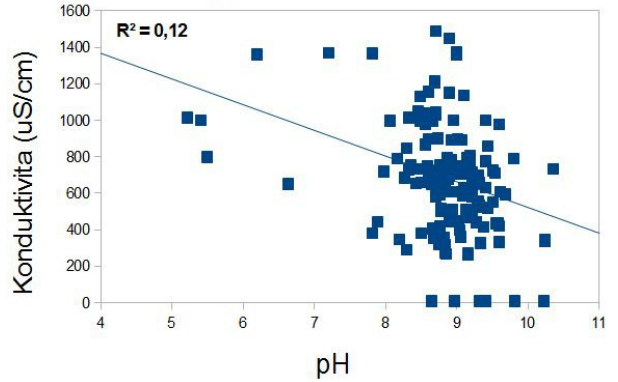
**Chem spotř. kys. x Vápník**

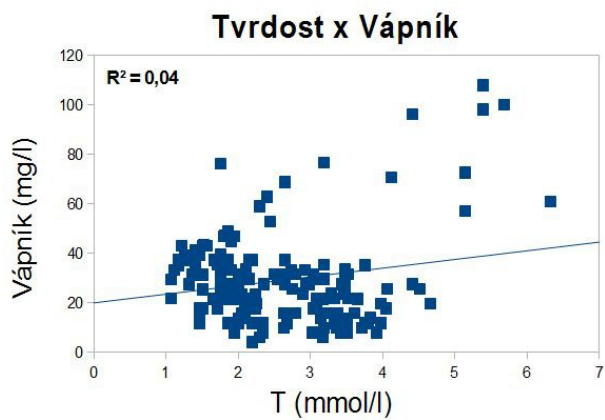
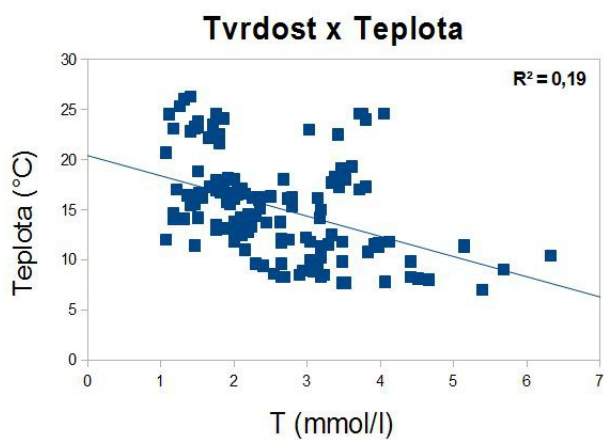
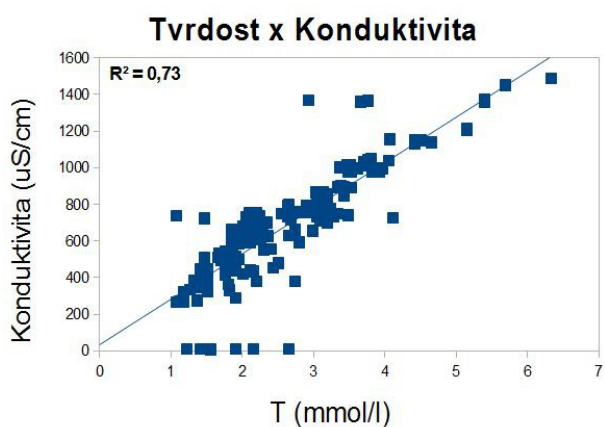
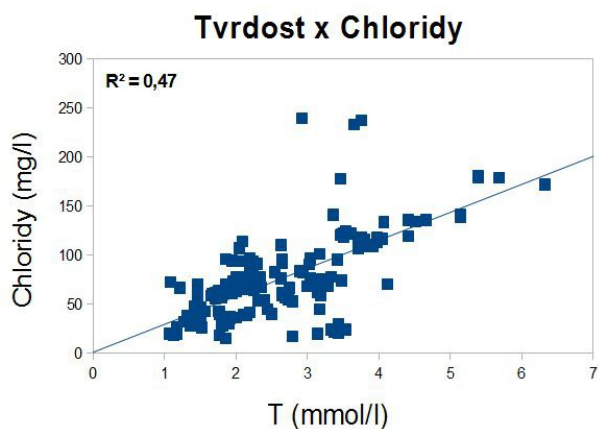
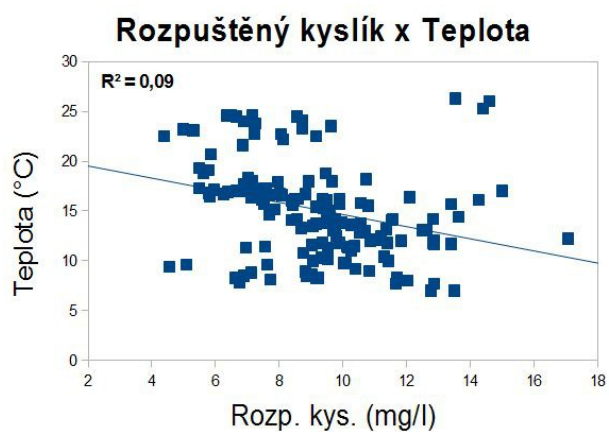
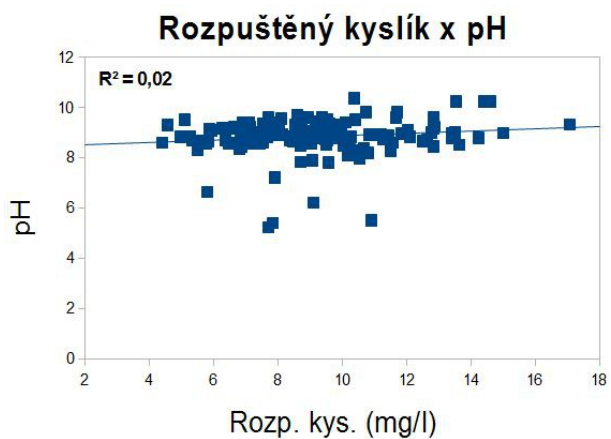


**Konduktivita x Teplota**

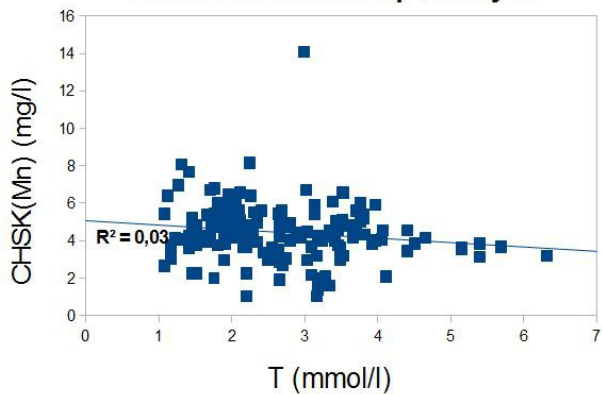


**pH x Konduktivita**

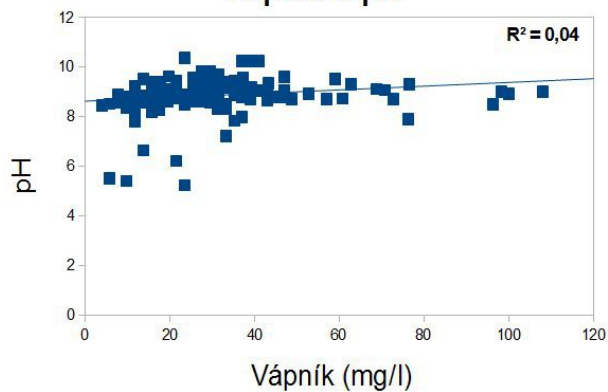




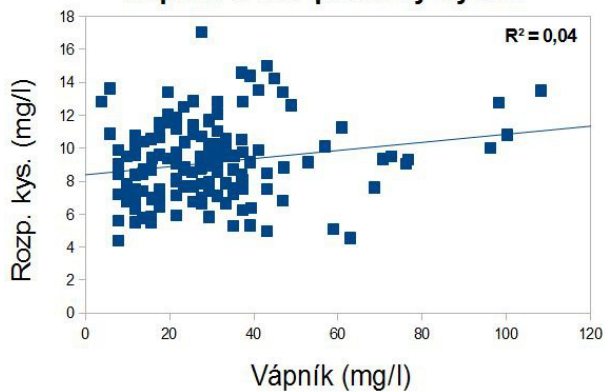
**Tvrđost x Chem. spotř. kys.**



**Vápník x pH**



**Vápník x Rozpuštěný kyslík**



**Vápník x Teplota**

