



Zemědělská  
fakulta  
Faculty  
of Agriculture

Jihočeská univerzita  
v Českých Budějovicích  
University of South Bohemia  
in České Budějovice



# HYDROCHEMICKÉ CHARAKTERISTIKY POVRCHOVÝCH VOD NA NOVOHRADSKU A TŘEBOŇSKU – VLIV POVODÍ NA KONCENTRACE HLAVNÍCH IONTŮ

Disertační práce

**Ing. Iva Baxová Chmelová**

České Budějovice

2021

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH  
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Studijní program: Ekologie a ochrana prostředí  
Studijní obor: Aplikovaná a krajinná ekologie  
Katedra: Katedra aplikované ekologie  
Vedoucí katedry: doc. Ing. Jakub Brom, Ph.D.

DISERTAČNÍ PRÁCE

Hydrochemické charakteristiky povrchových vod na Novohradsku a  
Třeboňsku – vliv povodí na koncentrace hlavních iontů

Vedoucí disertační práce: doc. RNDr. Libor Pechar, CSc.  
Autor disertační práce: Ing. Iva Baxová Chmelová

České Budějovice, 2021



## **Prohlášení**

Prohlašuji, že v souladu s § 47 zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své disertační práce, a to – v nezkrácené podobě – v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou – elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejich internetových stránkách, a to se zachováním mého autorského práva k odevzdanému textu této kvalifikační práce.

Souhlasím dále s tím, aby toutéž elektronickou cestou byly v souladu s uvedeným ustanovením zákona č. 111/1998 Sb. zveřejněny posudky školitele a oponentů práce i záznam o průběhu a výsledků obhajoby kvalifikační práce. Rovněž souhlasím s porovnáním textu mé kvalifikační práce s databází kvalifikačních prací Theses.cz provozovanou Národním registrem vysokoškolských kvalifikačních prací a systémem na odhalování plagiátů.

V Českých Budějovicích, dne 30. 9. 2021

.....  
Ing. Iva Baxová Chmelová

## **Poděkování**

Ráda bych poděkovala mému Markovi, že to i v tomto složitějším životním období nevzdal, ač já několikrát chtěla a podporoval mě ve vytrvání v práci. Velké díky patří i Liborovi, který vždy našel cestu jak dál a své poznatky a zkušenosti neváhal předat. V neposlední řadě bych ráda poděkovala i všem, co se podíleli na získání výsledků, protože za jedním hezkým grafem stojí nespočet rukou, nohou a hodin usilovné práce.

Jmenovitě: Janě, Lence, Zdeňce, Petře, Lubošovi, Martinovi, Alešovi, Blance a všem ostatním, na které jsem zapomněla.

Děkuji

## Obsah

<b>1</b>	<b>PŘEDMLUVA</b> .....	<b>5</b>
<b>2</b>	<b>ÚVOD A CÍLE PRÁCE</b> .....	<b>7</b>
<b>3</b>	<b>REŠERŠE</b> .....	<b>8</b>
<b>4</b>	<b>CHARAKTERISTIKA ÚZEMÍ</b> .....	<b>11</b>
4.1	NOVOHRADSKO .....	11
4.2	TŘEBOŇSKO .....	14
4.2.1	RYBNÍČNÍ SOUSTAVY.....	14
4.2.2	OSTATNÍ MOKŘADNÍ LOKALITY.....	16
<b>5</b>	<b>METODIKA</b> .....	<b>17</b>
5.1	PŘEHLED DATOVÝCH SOUBORŮ .....	17
5.2	HYDROCHEMICKÉ ANALÝZY .....	19
5.3	HODNOCENÍ HYDROCHEMISMU NOVOHRADSKA A TŘEBOŇSKA.....	20
5.4	HODNOCENÍ LAND-USE A TEPLOT ZEMSKÉHO POVRCHU .....	20
5.4.1	HODNOCENÍ TEPLOT ZEMSKÉHO POVRCHU METODAMI DPZ .....	20
5.5	KLASIFIKACE PŘIROZENÝCH A UMĚLÝCH LOKALIT .....	20
5.6	STATISTICKÉ HODNOCENÍ.....	21
5.7	SEZNAM ZKRATEK .....	22
<b>6</b>	<b>VÝSLEDKY</b> .....	<b>23</b>
6.1	DLOUHODOBÉ TRENDY V CHEMISMU ŘEK STROPNICE A LUŽNICE .....	23
6.2	VLIV CHARAKTERU POVODÍ NA HYDROCHEMII ODTÉKAJÍCÍCH VOD.....	24
6.2.1	NOVOHRADSKO .....	24
6.2.2	TŘEBOŇSKO .....	30
6.3	SEZÓNŇNÍ ZMĚNY V CHEMISMU VOD RYBNÍČNÍCH EKOSYSTÉMŮ .....	34
6.4	FUNGOVÁNÍ KRAJINNÉHO POKRYVU A CHEMISMUS VOD (HESSLEROVÁ, CHMELOVÁ, 2012) .....	35
6.5	FUNKČNÍ ASPEKTY MĚLKÝCH VOD, PŘIROZENÝCH A UMĚLÝCH MOKŘADŮ (CHMELOVÁ, 2010).....	38
<b>7</b>	<b>DISKUZE</b> .....	<b>41</b>
7.1	DLOUHODOBÉ ZMĚNY CHEMISMU – OBRAZ ZMĚN HOSPODAŘENÍ V KRAJINĚ .....	41
7.2	ROZDÍLY V CHEMISMU VOD – INDIKUJÍ ODLIŠNÝ CHARAKTER POVODÍ A HOSPODAŘENÍ.....	45
7.3	FUNGOVÁNÍ KRAJINY A SCHOPNOST POVODÍ, BIOTOPŮ ZADRŽOVAT LÁTKY.....	48
<b>8</b>	<b>ZÁVĚRY</b> .....	<b>51</b>
<b>9</b>	<b>LITERÁRNÍ ZDROJE</b> .....	<b>52</b>
<b>10</b>	<b>SEZNAM PŘÍLOH</b> .....	<b>57</b>
10.1	PŘÍLOHA 1 – RECENZOVANÉ PŘÍSPĚVKY .....	58
10.1.1	SURFACE TEMPERATURE AND HYDROCHEMISTRY,.....	58
10.1.2	12TH IWA INTERNATIONAL CONFERENCE .....	65
10.2	PŘÍLOHA 2 - PRŮBĚHY PRŮMĚRNÝCH HODNOT NA NOVOHRADSKU (2001 – 2011) .....	72
10.3	PŘÍLOHA 3 - TABULKY PRŮMĚRNÝCH HODNOT PRO NOVOHRADSKO (2001 – 2011) .....	78
10.4	PŘÍLOHA 4 - TABULKY STATISTIK PRO NOVOHRADSKO (2005 – 2011) .....	84
10.5	PŘÍLOHA 5 - SEZONALITA NA RYBNÍČÍCH (1990/91, 2000/01, 2010/11 A 2020).....	88
10.6	PŘÍLOHA 6 - TABULKY STATISTIK PRO TŘEBOŇSKO (1990/91, 2000/01, 2010/11 A 2020) .....	94

## 1 Předmluva

Předkládaná disertační práce je zaměřená na analýzu souvislostí mezi stavem povodí a hydrochemickými charakteristikami povrchových vod. Shrnuje výsledky získané v rámci studia DSP a v rámci pracovních aktivit v obecně prospěšné společnosti ENKI, o.p.s., Třeboň.

Výchozím materiálem jsou data, která byla získána v rámci projektů Laboratoře aplikované ekologie ZF JU v Českých Budějovicích řešených v povodí horní Stropnice. Dále pak data z třeboňské rybníční soustavy získaná v rámci výzkumných aktivit společnosti ENKI, o.p.s.

Sledování v oblasti horní Stropnice probíhalo od roku 2001 (Hellebrandová 2006). Od roku 2005 jsem se do projektu zapojila a první získané výsledky jsem zpracovala v diplomové práci (Chmelová 2008). V následujících letech jsem pokračovala s dalšími kolegy z LAE na sledování hydrochemismu drobných vodotečí na Novohradsku a na samotné Stropnice až do roku 2014.

V letech 2008 – 2016 jsem se podílela na sledování třeboňských rybníků v rámci projektů, které byly realizovány ve společnosti ENKI, o.p.s. Jejich výčet uvádím zde:

- *Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity, MŽP ČR, 2007-2011;*
- *Vývoj metody stanovení toků energie a látek ve vybraných ekosystémech, návrh a ověření principů hodnocení hospodářských zásahů pro zajištění podmínek autoregulace a rozvoje biodiverzity, MŠMT, 2006 -2011;*
- *Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb a Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů, OP Rybářství, SZIF, 2012 a 2014;*
- *Technologické a biologické postupy ke snížení obsahu fosforu a potlačení masového rozvoje sinic ve vodních nádržích včetně povrchových zdrojů pitných vod, TAČR, 2012 – 2015;*
- *Technologický postup recyklace živin z rybníčních sedimentů s využitím sacího bagru, integrované stanice pro dávkování flokulantu a geotextilních vaků pro lokální aplikaci v mikropovodí, TAČR, 2014 – 2017*
- *Smluvní výzkum pro Rybářství Třeboň, a.s.*

Část výsledků byla zpracována a publikována ve formě výzkumných zpráv, dílčích publikací v konferenčních sbornících i v prestižním časopise s IF. Dvě nejdůležitější publikace jsou zařazené jako součást této disertační práce (Příloha 1, kapitoly 10.1.1 a 10.1.2). Dokončení vlastní disertační práce bylo přerušeno mateřstvím od roku 2016 do roku 2020. S návratem do zaměstnání na pozici odborného pracovníka ve společnosti ENKI, o.p.s. v Třeboni bylo zřejmé, že získaný materiál pro disertační práci i stav jejího zpracování vyžaduje aktualizaci. Časový odstup se ukázal jako dobrá příležitost nově vyhodnotit stávající data, doplnit je o dlouhodobé sledování třeboňských rybníků

a využít tak jejich systematický monitoring, který probíhá 30 let. Zároveň byly v práci zohledněny nové poznatky v této oblasti a aktualizována literární rešerše.

Představa o vývoji a změnách v koncentracích základních hydrochemických parametrů povrchových vod za poslední desítky let není i přes množství monitorovacích programů dostatečná. Dlouhodobá sledování jsou zpravidla zaměřená na specifické problémy nebo se jedná o sledování několika konkrétních lokalit. Předkládaná práce se snaží pomocí zachycení hydrochemismu dvou významných oblastí jižních Čech popsat a posoudit dlouhodobý aspekt vývoje hydrochemických parametrů v souvislosti se změnami krajinných struktur a se změnami v hospodaření.

## 2 Úvod a cíle práce

Hospodaření s vodou v krajině, vztah vody a vodního režimu a způsobu a úrovně obdělávání půdy jsou velmi důležitými a pozornost zasluhujícími oblastmi. Oblastmi, které se celosvětově široce diskutují, ale často i ignorují. Neustále se setkáváme s následky neuváženého hospodaření člověka v krajině, které ne vždy a zcela respektuje ekologické zákonitosti, souvislosti a principy.

Krajina je ekologicky heterogenní území složené ze specifické sestavy ekosystémů, které jsou ve vzájemné interakci a dynamické rovnováze. Ve schopnosti udržovat vlastní dynamickou rovnováhu pak spočívá podstata stability ekosystému krajiny (O'Neill *et al.* 1988; Odum *et Barrett* 2004).

Krajinu je nutné sledovat jako celek. Proto je na místě holistický přístup, který předpokládá pochopení toho, jak jsou jednotlivé složky krajiny vzájemně spojeny, jaké jsou jejich vzájemné vztahy, struktura a funkce (Degórski 2003).

Holistický koncept krajiny, který formuloval Rippl (1995), vychází z měřitelných toků energie a látek. Zahrnuje ETR model (Energy Transport Reaction), který popisuje vztahy mezi energií, vodním transportem a fyzikálními, chemickými a biologickými procesy.

Cílem práce je zhodnotit dlouhodobé trendy ve změnách chemismu povrchových vod v souvislosti se změnami intenzity hospodaření v krajině a dalšími případnými vlivy na modelových územích Novohradsko (povodí horní Stropnice) a Třeboňsko (povodí Lužnice). Zároveň si klade za cíl popsat chemismus povrchových vod tekoucích i stojatých ve vztahu k faktorům, které ho ovlivňují (přírodní i antropogenní), určit mechanismy odpovědné za jejich stav a v této souvislosti posoudit roli různých typů krajinného pokryvu včetně mokřadních společenstev.

Zdravě fungující ekosystémy mají tendenci zadržovat látky v systému, recirkulovat je a snižovat látkové ztráty – tj. odnos mimo systém. Zvyšování koncentrací rozpuštěných látek v povrchových vodách a odnos látek s odtékající vodou z povodí je zpravidla důsledkem zásahů člověka, který v krajině hospodaří (Pokorný *et Rejšková* 2008). Popsat schopnost dílčích povodí zadržovat látky, je dalším vytčeným cílem práce.

K celkovému posouzení fungování krajiny je v práci použita nekonvenční kombinace postupů, tj. porovnání chemismu povrchových vod a teploty povrchu krajiny s cílem posoudit, do jaké míry lze z těchto výsledků efektivně a racionálně usuzovat na stav krajiny, povodí.



### 3 Rešerše

Souvislost mezi chemismem povrchových i podzemních vod s geologickými a hydrologickými podmínkami v povodí je důkladně zkoumána od druhé poloviny 19. století. Vliv geologického substrátu a jeho zvětrávání, vyplavování iontů z půd, vliv distribuce srážek (humidní, aridní oblasti), dálkový přenos látek a jejich distribuce srážkami jsou popsány v řadě odborných studií a v učebnicích (Wetzel 2001). Stejně tak je velká pozornost, zejména od počátku 20. století věnována studiu dopadů antropogenního znečištění na chemismus a kvalitu vod (Pitter 2009). V Českých zemích první spolehlivé údaje o chemismu vod Labe a Ohře publikoval v Archivu pro přírodovědný výzkum Českých zemí v roce 1898 J. Hanamann (Pačes 1982). Sledování chemismu povrchových vod se průběhu 20. století stalo nedílnou součástí vodního hospodářství a v současné době představuje velmi obsáhlou problematiku, která zasahuje do mnoha disciplín, od hydrologie, geochemie, chemie, hydrobiologie až po komplexní obory, jako je péče o životní prostředí. V České republice se touto problematikou dlouhodobě zabývá několik výzkumných institucí a vysokých škol. Z řady výzkumných aktivit je třeba v první řadě zmínit projekt Geomon, který je zaměřený na monitoring malých lesních povodí a na studium hydrologických a hydrochemických bilancí. Podílejí se na něm Česká geologická služba, Geologický ústav AV ČR, Ústav výzkumu globální změny AV ČR a Ústav pro hydrodynamiku AVČR. Jedná se o program s mezinárodním přesahem, v rámci ILTER (International Long-term Ecological Research). Původním tématem v 80. letech 20. století bylo sledovat procesy acidifikace a důsledky okyselování pro lesní ekosystémy (Moldan *et Pačes* 1987). Výsledky z posledních desetiletí ukazují na rapidně se měnící chemické složení srážek a povrchových vod v důsledku snížení vstupů okyselujících látek, především oxidů síry a dusíku (<http://www.geology.cz/geomon/vysledky>). Hruška *et al.* (2020) uvádějí, že po roce 2000 nastává částečná regenerace půd, které byly v 90. letech 20. století zasaženy acidifikací a ukazují, že došlo k zastavení poklesu obsahu bazických kationtů v půdě. Sledování lesních povodí v pramenných oblastech představuje především studium základních geo-hydro-chemických mechanismů, které určují charakter odtékajících povrchových vod, půdního roztoku, společně se vzájemným působením vegetačního krytu, lesa. Jedná se o oblasti, které nejsou zpravidla bezprostředně dotčeny lidskými hospodářskými aktivitami. Chemické charakteristiky vod z těchto oblastí mohou, do určité míry, ukazovat na stav původního, člověkem neovlivněného přírodního prostředí.

V současnosti je však naprostá většina území ČR ovlivněna hospodářskými aktivitami společnosti. Zemědělství je rozhodující aktivitou, která změnila charakter krajiny, formuje člověkem využívaná přírodní prostředí a mění „land-use“ i „land-cover“. Dopady zemědělství na kvalitu vod jsou zcela zásadní. Dlouhodobě se tato problematika, kromě jiných, řeší ve Výzkumném ústavu meliorací a ochrany půd a na České zemědělské univerzitě v Praze, či ve Výzkumném ústavu vodohospodářském TGM v Praze. Významným aspektem zemědělsky motivovaného výzkumu je

vztah hospodaření v povodí k vyplavování živin z půdy, především dusíku a fosforu. Tato problematika je řešena jak na dlouhodobě monitorovaných plochách, tak i v rámci krátkých experimentálních výzkumů v konkrétních podmínkách na různě obhospodařovaných povodích. (Fučík *et al.* 2008; Martinková *et al.* 2018). V posledních 20 letech, kdy v zemědělství došlo k výraznému omezení intenzity hospodaření a ke snížení množství aplikovaných hnojiv, jsou výsledky dlouhodobého monitoringu velmi cenné. Například dlouhodobé sledování ploch na Šumavě Zemědělskou fakultou Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích ukázalo výrazný pokles odnosu dusíku ze zemědělských pozemků (Kvítek *et al.* 2009). Významný vliv „land-cover“ na celkové dlouhodobé změny chemismu vod, odtékajících z minimálně obhospodařovaných povodích v oblasti pravého břehu ú. n. Lipno, potvrdily výsledky práce Procházky *et al.* (2019).

V rámci sledování změny v chemismu povrchových vod byly v posledních 20ti letech provedeny rozsáhlé bilanční studie na celém území ČR s cílem identifikovat hlavní řídicí faktory, které ji ovlivňují. V letech 2005 – 2010 bylo provedeno podrobné sledování chemismu vod na více než 5 000 profilech potoků po celém území ČR. Byly sledovány hlavní ionty, těžké kovy, rozpuštěný organický uhlík. Výsledky poskytují ucelenou informaci o rozsahu koncentrací sledovaných parametrů v rámci podmínek ČR (Chuman *et al.* 2013). Podobně velký rozsah má také hodnocení vlivu charakteru povodí na erozi a transport fosforu, kterou publikovali Krása *et al.* (2019). Socioekonomické změny, které nastaly po roce 1990, se výrazně projeví v chemickém stavu vodních útvarů. Na úrovni velkého povodí v rámci ČR (téměř celé jižní a část středních Čech, Vltava, profil ú. n. Slapy) tyto změny analyzovali Kopáček *et al.* (2017).

Skutečnost, že charakter povodí určuje stav chemismu odtékajících vod je bezpečně prokázána. Nicméně variabilita jednotlivých určujících faktorů, jako jsou geologické podmínky, nadmořská výška, svažitost, geografická orientace, land-cover, land-use, osídlení, a jejich vzájemné kombinace, neumožňují spolehlivě identifikovat jejich vliv samostatně (Chuman *et al.* 2013). Podobně změny chemismu na profilech uzavírajících velká povodí (Kopáček *et al.* 2017) poskytují sice robustní informace o trendech a hlavních příčinách, ale neumožňují je zcela lokalizovat.

Nutnost zabránit dalšímu zhoršování kvality povrchových vod, která byla formulována ve směrnici ES pro vodní politiku (*Směrnice 2000/60/ES*), předpokládá, že klíčová opatření je třeba činit na úrovni hospodaření v povodí. Tento přístup dobře odpovídá holistickému konceptu fungování krajinných celků – povodí, který formuloval prof. W. Ripl v 90. letech 20. století (Ripl, 1995). Krajina je ekologicky heterogenní území složené ze specifické sestavy ekosystémů, které jsou ve vzájemné interakci a dynamické rovnováze.

Ve schopnosti udržovat vlastní dynamickou rovnováhu spočívá podstata stability ekosystému krajiny (O'Neill *et al.* 1988, Odum *et Barrett* 2004). Ripl (1995) konkretizuje pojem stabilita ekosystému a pro hodnocení zavádí ETR model (Energy Transport Reaction), který popisuje vztahy mezi energií, vodním transportem a fyzikálními, chemickými a biologickými procesy, přičemž

voda jako energetický procesor a dynamická součást krajiny se podílí na disipaci sluneční energie na úrovni:

- fyzikálních procesů – evapotranspirace a kondenzace,
- chemických procesů – rozpouštění a srážení,
- biologických procesů – fotosyntéza a dýchání.

Zdravě fungující ekosystémy mají tendenci zadržovat látky v systému, recirkulovat je a snižovat látkové ztráty – tj. odnos mimo systém. Zvyšování koncentrací rozpuštěných látek v povrchových vodách a odnos látek s odtékající vodou z povodí je zpravidla důsledkem zásahů člověka, který v krajině hospodaří (Pokorný *et* Rejšková 2008). Charakteristickými rysy setrvale fungujících krajinných celků jsou efektivně uzavřené látkové cykly, vyrovnané odtokové poměry a minimalizované transportní ztráty látek. Předpokladem takového chování krajiny/povodí je účinná disipace sluneční energie. Většina energie je disipována prostřednictvím fyzikálních procesů, výparu vody (ochlazovací funkce) a kondenzace vodní páry. Skupenské teplo výparu vody je uvolňováno prostřednictvím časově a/nebo prostorově posunuté kondenzace (Ripl 2003, Eiseltova *et al.* 2012). Důležitým procesem ve vodním cyklu je evapotranspirace. Úloha vegetace, dostatečně saturované vodou, je tudíž v procesu disipace sluneční energie nezastupitelná. Vodní pára je medium, které umožňuje přenos energie na velkou vzdálenost, tekoucí voda je transportní medium pro rozpuštěné látky. Výše nevratných ztrát látek z uvažovaného systému (povodí) určuje stabilitu společenstev a tím i celého ekosystému. Účinnost takového systému a s ním spojeného koloběhu vody je dána poměrem množství kolujících látek k jejich ztrátám při daném množství dodané energie. To je označováno jako ekologická účinnost krajiny (Ripl 1995). Minimalizace látkových ztrát koreluje s tlumením teplotních výkyvů a obojí tak lze hodnotit jako projev stabilní a funkční krajiny. Krajina, zvláště zemědělsky využívaná, nevratně přichází o bazické kationy (vápník, hořčík) a uhlík (hydrogenuhlíčitany, organický uhlík). Půda se okyseluje, snižuje se její úrodnost. Na druhé straně dochází k vysokým dodávkám živin (N, P) do povodí a následně k negativním jevům s tím spojených (eutrofizace vody). Toto vše jsou důsledky špatného hospodaření s vodou v krajině (Ripl a Wolter 2002; Pokorný *et al.* 2003).

Holistický koncept nabízí nástroj pro praktické využití znalostí o odtokových poměrech, látkových ztrátách a termálním chování, k diagnostice stavu celého povodí.

## 4 Charakteristika území

### 4.1 Novohradsko

Zájmové území se rozkládá v Novohradských horách v horní části povodí řeky Stropnice. Do tohoto území spadá všech pět sledovaných subpovodí o celkové rozloze 41,38 km<sup>2</sup>, která byla vymezena na Bedřichovském, Paseckém, Váčkovém, Veverském a Nakolickém potoce. Sledovaná samotná řeka Stropnice je významným pravobřežním přítokem Malše. Přírodní podmínky výrazně ovlivnily celkový vzhled a charakter krajiny Novohradských hor a vytvořily krajinný celek částečně uzavřený vůči okolnímu území (Hellebrandová 2006). Ještě do nedávné minulosti byly Novohradské hory prakticky nepřístupné, když jejich značná část ležela v hraničním pásmu. Vznikla zde krajina se specifickými estetickými a přírodními hodnotami, jejíž historický vývoj, hospodářské ovlivnění a řada krajinných úprav spoluvytvářejí její neopakovatelný ráz (Braun 2008).

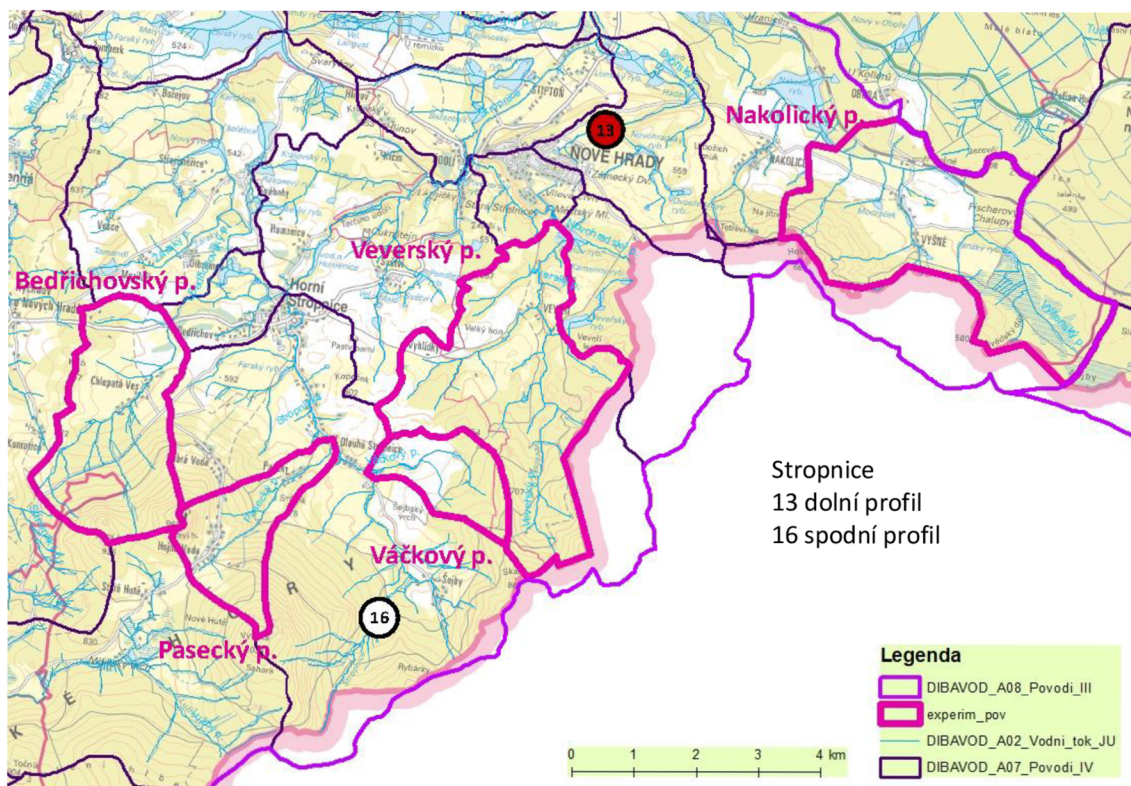
Geomorfologické, geologické, pedologické, klimatické a hydrologické charakteristiky území detailně popisují například (Kubeš 2004, Hellebrandová 2006, Chmelová 2008).

Detailním popisem povodí Stropnice a zájmových subpovodí, zpracováním mapových podkladů, vymezením povodí a hodnocením land-use se zabývali Bodlák (2008) nebo Slavíková (2014). Základní charakteristika jednotlivých povodí je uvedena v Tab. 1. Slavíková (2014) ve své práci porovnávala vývoj land-use v letech 2004 – 2011. Změny, které zjistila, jsou uvedeny v Tab. 2. Studovaná povodí jednotlivých potoků jsou vyznačena na ortofoto mapách (Obr. 1 – 4).

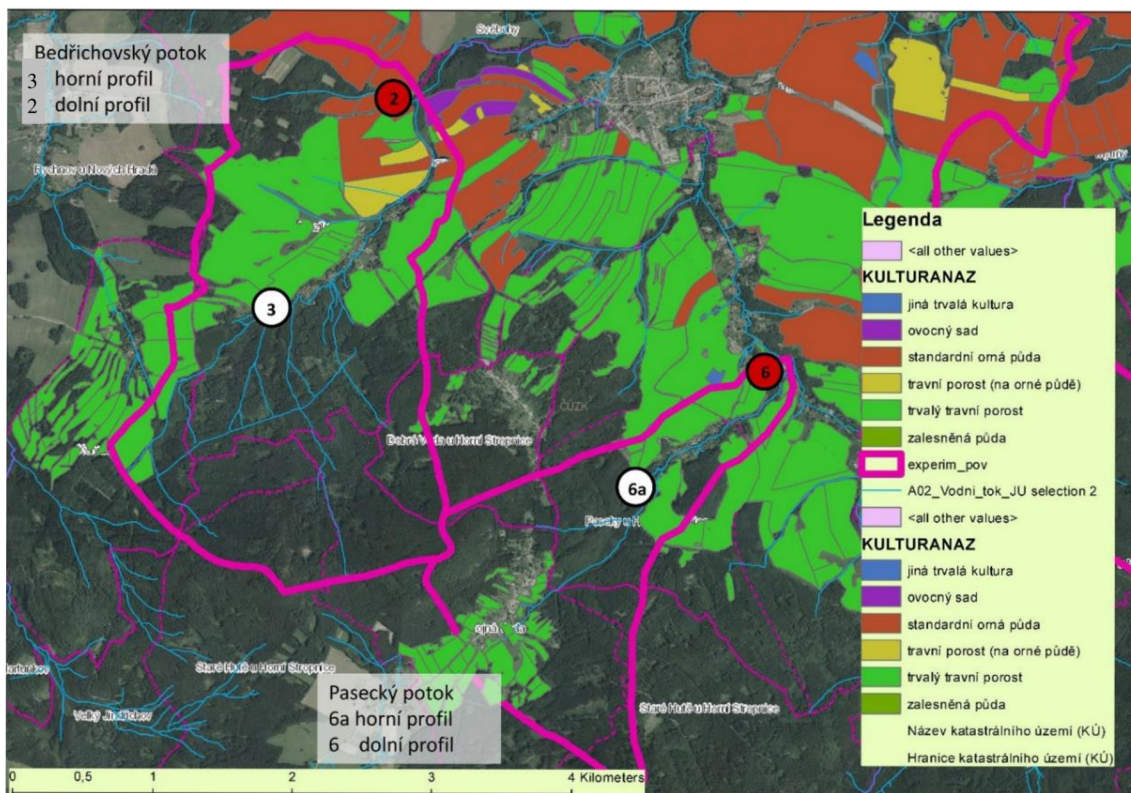
Tab. 1 - Základní charakteristika studovaných povodí v oblasti horní Stropnice

Povodí	Vliv na tok Stropnice	Popis povodí
<i>Bedřichovský p.</i>	Střední	Tvoří v horní části les (více jak 50 %), ve spodní části převažují zemědělsky obhospodařované plochy (do 10 %).
<i>Pasecký p.</i>	Nízký	Povodí je možné charakterizovat jako lesní (cca 65 %) a luční (TTP 35 %).
<i>Váčkový p.</i>	Vysoký	Horní část tvoří les (50 %), spodní část povodí je tvořené převážně ornou půdou (45 %) a TTP (5 %).
<i>Veverský p.</i>	Střední	Povodí se svou strukturou nejvíce podobá Bedřichovskému potoku – horní uzávěrový profil tvoří lesní povodí (60 %), ve spodní části převládají kulturní plochy orná půda (10 %), TTP (30 %).
<i>Nakolický p.</i>	Střední	Povodí je tvořené v horní části lesem (65 %), ve spodní části převažují TTP (25 %) a orná půda (10 %).



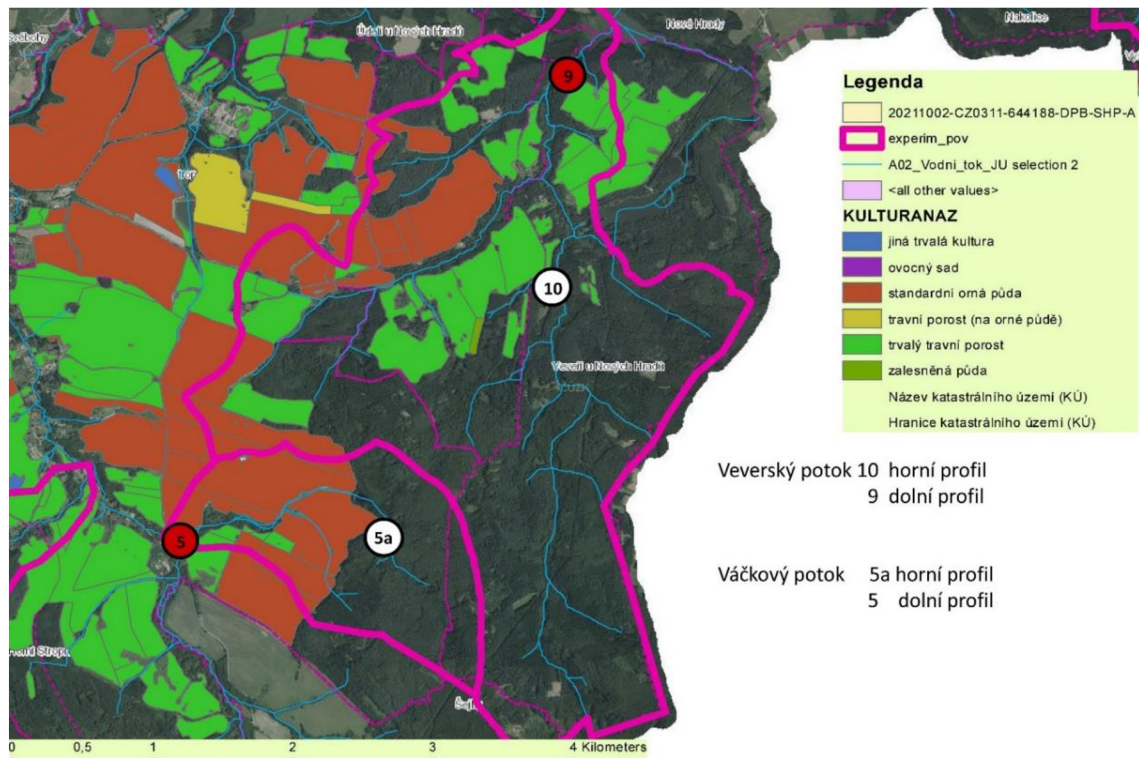


Obr. 1 - Lokalizace sledovaných povodí potoků: Bedřichovský, Pasecký, Váčkový, Veverský a Nakolický, v rámci oblasti horní Stropnice a lokalizace odběrových profilů na Stropnici.

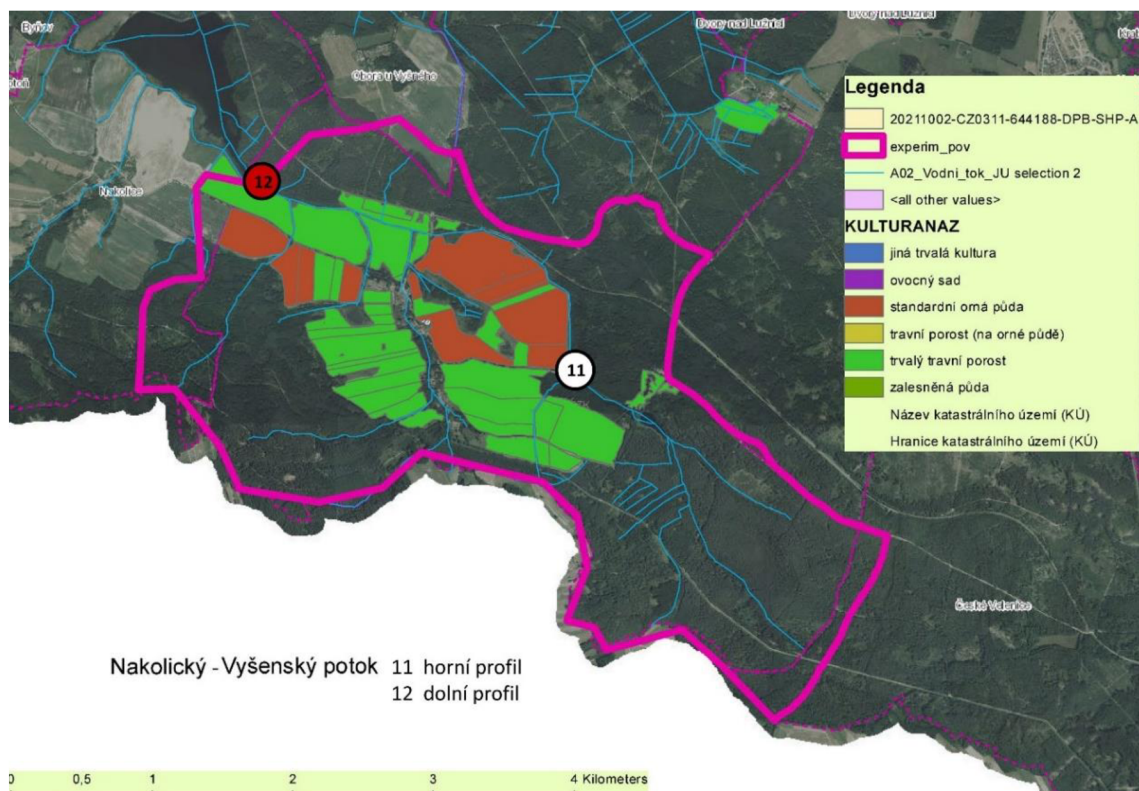


Obr. 2 - Povodí Bedřichovského a Paseckého potoka





Obr. 3 - Povodí Veverského a Váčekového potoka



Obr. 4 - Povodí Nakolického potoka



Zdroje dat mapových výstupů: (Ing. Ivana Kašparová, Ph.D., FŽP Česká zemědělská univerzita v Praze):

- *Objekty A02, A07 a A08 DIBAVOD: všechny objekty jsou ke stažení ve formátu SHP © 2020 Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka, veřejná výzkumná instituce, <http://www.dibavod.cz/index.php?id=27>;*
- *LPIS - vrstva půdních bloků: všechny objekty jsou ke stažení ve formátu shp, ©Veřejný registr půdy - LPIS ke dni 8. 9. 2021, <http://eagri.cz/public/app/eagriapp/lpisdata/>;*
- *Prohlížeč služba WMS - Ortofoto: [https://geoportal.cuzk.cz/WMS\\_ORTOFOTO\\_PUB/WMSservice.aspx](https://geoportal.cuzk.cz/WMS_ORTOFOTO_PUB/WMSservice.aspx) platný ke dni 8. 9. 2021;*
- *Prohlížeč služba WMS - ZM 100WMS: [https://geoportal.cuzk.cz/WMS\\_ZM100\\_PUB/WMSservice.aspx](https://geoportal.cuzk.cz/WMS_ZM100_PUB/WMSservice.aspx) platný ke dni 8. 9. 2021;*
- *Prohlížeč služba WMS - Správní a katastrální hranice ČR: <https://ags.cuzk.cz/arcgis/services/SpravniHranice/MapServer/WmsServer>, platný ke dni 8. 9. 2021;*
- *CORINE Land Cover 2018 WMS: platný ke dni 8. 9. 2021 [http://gis.cenia.cz/geoserver/corine\\_land\\_cover\\_2018/wms?service=WMS&request=GetCapabilities&](http://gis.cenia.cz/geoserver/corine_land_cover_2018/wms?service=WMS&request=GetCapabilities&)*

Tab. 2 - Změny ve vývoji land-use od roku 2004 do roku 2011 v zájmových subpovodích v oblasti horní Stropnice (v % plochy), Slavíková (2014), upraveno

	Orná		TTP		Mokřady		Les		Voda		Ostatní	
	2004	2011	2004	2011	2004	2011	2004	2011	2004	2011	2004	2011
<i>Bedřichovský</i>	24	8	11	23	1	1	61	61	1	1	1	3
<i>Váčkový p.</i>	35	31	-	1	-	2	65	62	-	-	-	4
<i>Pasecký p.</i>	-	-	29	24	-	1	67	66	-	-	4	5
<i>Veverský p.</i>	16	16	13	13	-	-	71	69	-	-	1	-
<i>Nakolický p.</i>	12	5	19	26	1	1	65	64	1	1	2	4

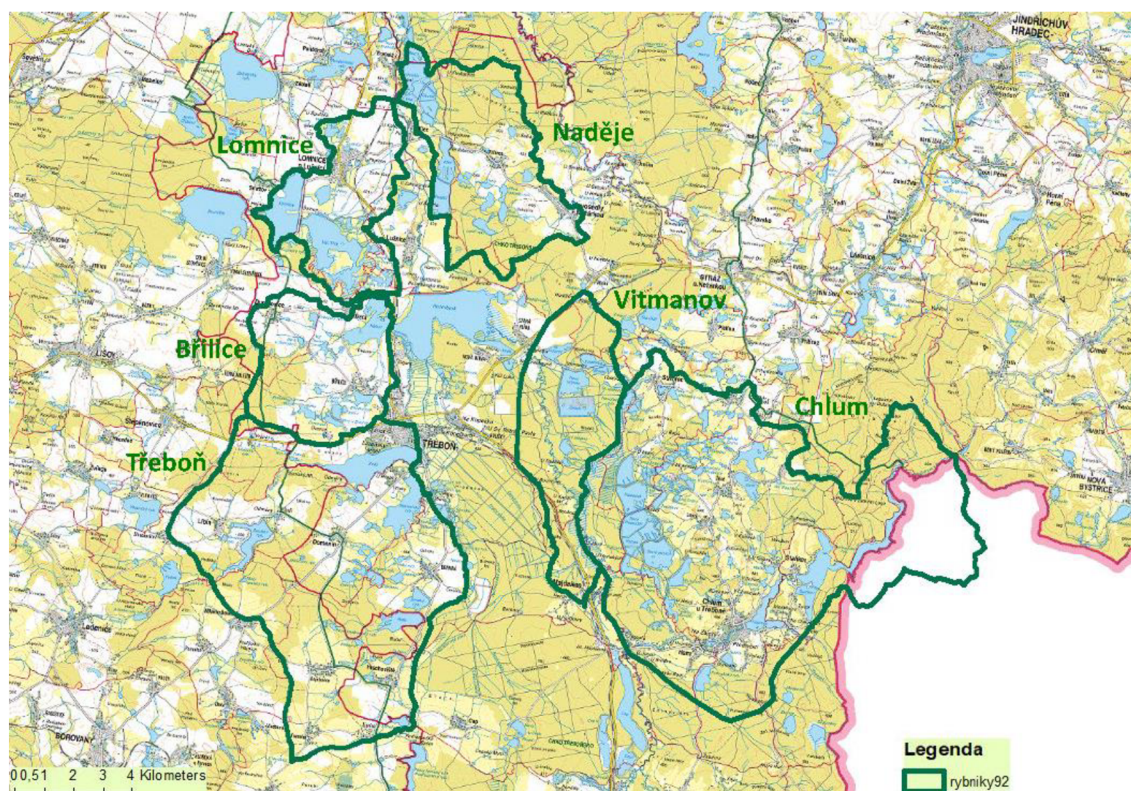
## 4.2 Třeboňsko

### 4.2.1 Rybniční soustavy

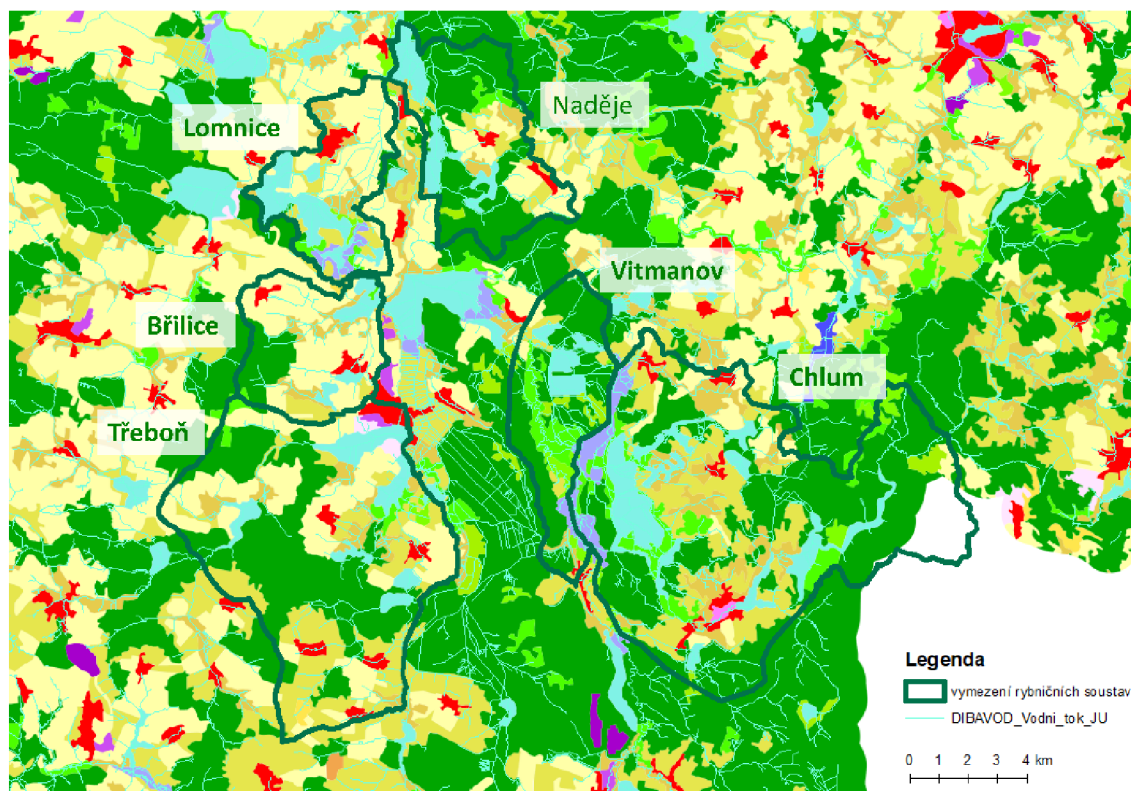
Hodnocené rybníky jsou součástí Třeboňské pánve a spadají do CHKO Třeboňsko. Třeboňsko je od roku 1977 vyhlášenou Biosférickou rezervací MaB. Rybníky jsou napájeny a ovlivňovány jednak hlavními vodotečemi Třeboňska (řekou Lužnicí, Zlatou stokou, Novou řekou a Koštěnickým potokem) a jednak přítoky, které odvodňují lokální dílčí povodí (Tab. 3).

Geomorfologické, geologické, pedologické, klimatické, hydrologické či paleoekologické charakteristiky území popisují například Janda a Pechar (1996), Dykyjová (2000), Pokorný *et al.* (2000).

Sledované rybníční soustavy (Obr. 5, 6) lze z hlediska vlivu povodí rozdělit do dvou skupin. Soustavy západně od řeky Lužnice s více zemědělsky využívaným povodím a více osídlené (Břilice, Lomnice a Třeboň) a soustavy východně od Lužnice s povodím s větším podílem lesů a méně intenzivně využívané (Chlum, Vitmanov, Naděje).



Obr. 5 - Lokalizace a vymezení rybníčních soustav na Třeboňsku



Obr. 6 - Rybníční soustavy na Třeboňsku – základní vymezení a klasifikace land use (legenda je uvedena u Obr. 2).



Tab. 3 - Přehled sledovaných rybníčních soustav na Třeboňsku a základní charakteristika jejich povodí.

Soustava	Vliv povodí	Zdroj vody*	Počet lokalit	Rybníky	Charakteristika povodí
<i>Třeboň</i>	Vysoký	Lv	6	<i>Stavidlo Ovčín, Ruda, Opatovický, Cirkvičný, Svět, Spolský</i>	Zemědělské plochy v povodí (46 %), zalesněné plochy (32 %), pastviny (7 %), vodní plochy (7 %).
<i>Chlum</i>	Střední	Hv	9	<i>Purkrabský, Točník, Staňkovský, Velká Černá, Staré Jezero, Starý Hospodář, Podsedek, Zájezek, Vizír</i>	Zemědělské plochy v povodí (23 %), zalesněné plochy (51 %), pastviny (11 %), vodní plochy (10 %).
<i>Vitmanov</i>	Nízký	Hv	5	<i>Starý Spálený, Vyšehrad, Ženich, Nový Vdovec, Starý Vdovec</i>	Zemědělské plochy v povodí (13 %), zalesněné plochy (64 %), pastviny (6 %), vodní plochy (13 %).
<i>Lomnice</i>	Vysoký	Hv, Lv	7	<i>Kocliřov I a II, Velký Tisý, Velký Dubovec, Malý Dubovec, Malý Tisý, Služebný</i>	Zemědělské plochy v povodí (50 %), zalesněné plochy (9 %), pastviny (9 %), vodní plochy (22 %).
<i>Naděje</i>	Nízký	Hv	7	<i>Rod, Naděje, Vira, Láska, Klec, Potěšil, Dobrá Vůle</i>	Zemědělské plochy v povodí (25 %), zalesněné plochy (41 %), pastviny (9%), vodní plochy (11 %).
<i>Břilice</i>	Vysoký	Lv	5	<i>Verfle, Starý u Břilic, Břilický, Kaňov, Stružky</i>	Zemědělské plochy v povodí (57 %), zalesněné plochy (18 %), pastviny (5 %), vodní plochy (9 %).

\* Hlavní vodoteče (**Hv**) – Lužnice, Nová řeka, Koštěnický potok a z nich odvětvené hlavní napájecí stoky; Lokální (**Lv**) – drobné vodoteče, odvodňující přilehlé povodí

#### 4.2.2 Ostatní mokřadní lokality

V Třeboňské oblasti se mimo přírodě blízkých území nacházejí i umělé mokřadní biotopy a silně modifikované lokality (Tab. 4), které byly také zahrnuty do sledování chemismu vod (cf. kapitoly 6.4 a 6.5).

Tab. 4 – Charakteristika vybraných přírodě blízkých a umělých mokřadních lokalit

Název lokality	Stupeň lidské aktivity v povodí	Charakteristika lokality
<i>Rybník Nový Vdovec</i>	Nízký	Povodí rybníka se skládá z lesů a oblastí s nízkou lidskou aktivitou.
<i>Mokrě louky</i>	Nízký	Dominantou jsou zamokřené louky s vysokou hladinou podzemní vody, které jsou sezónně zaplavovány ze Zlaté a Podřezanské stoky. Povodí je z více než 50 % zalesněné.
<i>Ruda</i>	Nízký	Vlhké lesy s rašelinným podložím.
<i>KČOV Libnič</i>	Vysoký	Kořenová čistírna odpadních vod je konstruována pro 500 EO, v současnosti je však napojeno 250 EO. Systém čištění se skládá z mechanického předčištění, dvou paralelně zapojených filtračních polí s celkovou plochou 1 280 m <sup>2</sup> . Obě pole jsou osázena chrasticí rákosovitou ( <i>Phalaris arundinacea</i> ).
<i>Rybník Bošilecký</i>	Vysoký	Louky a pole s intenzivní zemědělskou činností. Vlastní rybník je hypertrofní s vysokou rybí obsádkou.
<i>Meliorační stoka Přeseka</i>	Vysoký	Povodí meliorační stoky s vysokým podílem omé půdy, zmeliorované v 70. letech. Voda z meliorační stoky ústí přímo do potoka. Chemismus vod přímo odráží způsob hospodaření na omé půdě.

## 5 Metodika

V disertační práci jsou použity výsledky, které jsem získala v průběhu vlastní práce při řešení několika týmových projektů. Dále jsem využila převzatá data, která jsem zpracovala, nově uspořádala a vyhodnotila je v návaznosti na má vlastní sledování. Při získávání dat byly hlavním předmětem mojí činnosti terénní měření, odběry vzorků vody a laboratorní chemické analýzy. Následné vyhodnocení převzatých dat a vlastních výsledků, statistické zpracování a interpretace se týkalo především hydrochemických ukazatelů. V rámci týmové práce jsem mohla využít i data DPZ a proto jsou v disertaci uvedené i metody, kterými byly tyto informace získávány. V průběhu doktorského studia byly jednotlivé výsledky částečně publikovány, zejména formou konferenčních příspěvků na mezinárodních konferencích nebo v článcích v odborných časopisech. Nejdůležitější publikované práce jsou zahrnuty v disertaci formou příloh (Příloha 1) a mají přímou souvislost s kapitolami 6.4 a 6.5 disertačního spisu. Tyto články obsahují další detailní metodické informace.

### 5.1 Přehled datových souborů

Pro oblast Novohradska a Třeboňska byla shromážděna široká škála datových souborů. Níže uvádím stěžejní dlouhodobé projekty, na kterých jsem se podílela. V Tab. 5 jsou k jednotlivým datovým souborům, ve sloupci „Vazba na projekt/výzkumnou aktivitu“, přiřazené stěžejní projekty (viz níže), v rámci kterých byla data získána.

Přehled stěžejních projektů:

- 1 *Sledování hydrochemismu drobných vodotečí Novohradsko LAE (2000 – 2014)* – sběr dat v terénu; zpracování a analýza vzorků (FIAstar 5000); práce s daty a jejich vyhodnocení, prezentace výsledků
- 2 *Sledování třeboňských rybníků ENKI (2000 - 2016)* – sběr dat v terénu; zpracování a analýza vzorků (FIAstar 5000); práce s daty a jejich vyhodnocení, závěrečné zprávy o výsledcích, publikační aktivity
- 3 *Rybníční hospodaření respektující strategii udržitelného rozvoje a podporu biodiverzity (MŽP ČR; 2008 – 2011)* – zpracování a analýza vzorků (FIAstar 5000); práce s daty a jejich vyhodnocení
- 4 *Vývoj metody stanovení toků energie a látek ve vybraných ekosystémech, návrh a ověření principů hodnocení hospodářských zásahů pro zajištění podmínek autoregulace a rozvoje biodiverzity (MŠMT; 2006 – 2011)* – Zpracování a analýza vzorků (FIAstar 5000); práce s daty a jejich vyhodnocení, prezentace výsledků na mezinárodních konferencích, publikační aktivity
- 5 *Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb a Identifikace a eliminace rizik kyslíkových deficitů (OP Rybářství; 2012 a 2014)* – sběr dat v terénu; zpracování a analýza vzorků (FIAstar 5000); práce s daty a jejich vyhodnocení, zpracování kapitol v technických zprávách projektů

Tab. 5 - Přehled datových souborů z oblasti Novohradska a Třeboňska, které byly vyhodnoceny v této práci

Data	Oblast	Počet odběrových míst/lokalit	Měřené parametry	Období	Vazba na projekt/výzkumnou aktivitu *	Poznámka	
	Stropnice	1	Vodivost	1964 - 2019	1	Kompilace dat Procházková (VÚV TGM, Praha nepubl. In Čerovská); LAE ZF JU nepubl.; St. Podnik povodí Vltavy	
			Kationty	1964 - 2011	1		
			Ca <sup>2+</sup>	1964 - 2011	1		
			Anionty	1964 - 2011	1		
			HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1964 - 2011	1		
<b>Dlouhodobé trendy</b>	Lužnice	1	Vodivost	1955 - 2020	2, 3, 4, 5	Kompilace dat (Dejdar nepubl. In Pechar et al. 2002; Pechar nepubl. 1986 - 1989 BÚ ČSAV; Příbil et al. 1974 - 1988 BÚ ČSAV; Drbal 2000; Příbil et al. 1988 Nepubl.)	
			Kationty	1954 - 2020			
			Ca <sup>2+</sup>	1954 - 2020			
			Anionty	1954 - 2020			
			HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	1954 - 2020			
	Třeboňské rybníky	5 - 42	Vodivost	1954 - 2020	2, 3, 4, 5	V poli <i>počet lokalit</i> je uveden rozsah počtu lokalit, který se v jednotlivých porovnávaných letech lišil.	
<b>Porovnání H a D profil potoků Stropnicko</b>	Bedřichovský p.	2	Vodivost,	2005 - 2011	1		
	Váčkový p.	2	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl,		1		
	Pasecký p.	2	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> ,		1		
	Veverský p.	2	Na <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> ,		1		
	Nakolický p.	2	K <sup>+</sup>		1		
<b>Porovnání dekád Třeboňsko</b>	Břilická s.	5	Vodivost,		2, 3, 4, 5		
	Lomnická s.	7	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl,		1990(91);	2, 3, 4, 5	
	Třeboňská s.	6	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> ,		2000(01);	2, 3, 4, 5	
	Chlumská s.	9	Na <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> ,		2010(11);	2, 3, 4, 5	
	Vitmanovská s.	5	K <sup>+</sup>		2020	2, 3, 4, 5	
Nadějská s.	7			2, 3, 4, 5			
<b>Dekáda 2001 - 2011 Stropnicko</b>	Bedřichovský p.	2	Vodivost, K <sup>+</sup> ,	2001 - 2011	1		
	Váčkový p.	2	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl,		1		
	Pasecký p.	2	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> ,		1		
	Veverský p.	2	Na <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> ,		1		
	Nakolický p.	2	pH, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>		1		
<b>Porovnání přírodně blízké, přirozené a umělé mokřady</b>	Meliorační stoka Přeseka	1	Vodivost, pH,	2008 - 2009	4		
	Bošilecký	1	alkalita, NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> ,		4		
	Libnič (KČOV)	1	TN, TP, Na <sup>+</sup> ,		4		
	Nový Vdovec	1	Ca <sup>2+</sup> , Mg <sup>2+</sup>		4		
	Ruda	1			4		
Mokré louky	1		4				
<b>Porovnání sezonality Třeboňsko</b>	Břilická s.	5	Vodivost,		2, 3, 4, 5		
	Lomnická s.	7	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup> , Cl,		1990(91);	2, 3, 4, 5	
	Třeboňská s.	6	SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> , Ca <sup>2+</sup> ,		2000(01);	2, 3, 4, 5	
	Chlumská s.	9	Na <sup>+</sup> , Mg <sup>2+</sup> ,		2010(11);	2, 3, 4, 5	
	Vitmanovská s.	5	K <sup>+</sup>		2020	2, 3, 4, 5	
Nadějská s.	7			2, 3, 4, 5			

## 5.2 Hydrochemické analýzy

Chemické analýzy (Tab. 6) byly prováděné v akreditované hydrochemické laboratoři ENKI, o.p.s. v Třeboni a v hydrochemické laboratoři ZF JU v Českých Budějovicích. Veškeré analýzy jsou prováděny dle SOP, které mají laboratoře dlouhodobě zavedené a které jsou přizpůsobené charakteru odebíraných vzorků.

Tab. 6 - Měřené parametry a metody stanovení

Parametr	Popis
<b>Vodivost</b> ( <i>kond., <math>\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}</math></i> )	Měřena jako elektrický odpor na přístroji WTW Multi 340i a Hach HQ40.
<b>Hodnota pH</b>	Měřena na přístrojích WTW Multi 340i, Hach HQ40, SCHOTT – TitroLine alpha plus skleněnou elektrodou jako elektrochemický potenciál přímo v místě odběru a poté v laboratoři.
<b>Alkalita</b> ( <i>KNK<sub>4,5</sub>, <math>\text{mmol}\cdot\text{l}^{-1}</math>; <math>\text{meq}\cdot\text{l}^{-1}</math></i> )	Stanovena titrací 0,1M kyselinou chlorovodíkovou, s využitím např. automatického titrátoru SCHOTT – TitroLine alpha plus.
<b>Sloučeniny a formy N</b> ( <i><math>\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}</math></i> )	Stanovení sloučenin a forem N bylo provedeno dle ČSN EN ISO 13395 Jakost vod – Stanovení dusitanového N a dusičnanového N a sumy obou průtokovou analýzou (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí a ČSN EN ISO 11905-1 Jakost vod – Stanovení dusíku – Část 1: Metoda oxidační mineralizace peroxodisíranem. Amonné ionty byly stanoveny dle ČSN EN ISO 11732 Jakost vod – Stanovení amoniakálního dusíku – Metoda průtokové analýzy (CFA a FIA) se spektrofotometrickou detekcí. Ke stanovení byly použity přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator a průtokový spektrofotometr Skalar SAN++.
<b>Rozpuštěný reaktivní fosfor a formy P</b> ( <i><math>\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}</math></i> )	DRP a formy P byly stanoveny dle ČSN EN ISO 15681-2 Jakost vod – Stanovení orthofosfotečnanů a TP průtokovou analýzou (FIA a CFA) a ČSN EN ISO 6878 Jakost vod – Stanovení fosforu – Spektrofotometrická metoda s molybdenanem amonným. Ke stanovení byly použity přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator a průtokový spektrofotometr Skalar SAN++.
<b>Hlavní kationty</b> <i><math>\text{Na}^+</math>, <math>\text{K}^+</math>, <math>\text{Ca}^{2+}</math>, <math>\text{Mg}^{2+}</math> (<math>\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}</math>)</i>	Stanovení kationtů metodou atomové absorpční spektrometrie realizovaly laboratoře ZF JU (povrchové vody v povodí Stropnice a v rybníčních vodách do roku 2011) a TUL (v roce 2020).
<b>Sírany, chloridy</b> <i><math>\text{SO}_4^{2-}</math>, <math>\text{Cl}^-</math> (<math>\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}</math>)</i>	Chloridy byly stanoveny dle ČSN EN ISO 15682 Průtoková analýza ( FIA a CFA) se spektrofotometrickou detekcí. Sírany byly stanoveny dle ČSN EN ISO 22743 Stanovení síranů – Metoda kontinuální průtokové analýzy (CFA) a průtokovou injekční analýzou (FIA). Ke stanovení byly použity přístroje FIAstar 5000 Foss-Tecator a průtokový spektrofotometr Skalar SAN++.
<b>Chlorofyl-a</b> ( <i>chl-a, <math>\mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}</math></i> )	Stanoven spektrofotometricky po extrakci zachyceného materiálu na filtru organickým rozpouštědlem (směs 90% aceton : metanol v poměru 5 : 1) nebo fluorometricky, kdy se měří fluorescence nativního vzorku vody jako emitovaný světelný signál chl-a při vlnové délce 680 nm pomocí přístroje AquafluorTM.



### 5.3 Hodnocení hydrochemismu Novohradsko a Třeboňsko

Z dlouhodobého hlediska byla hodnocena oblast Novohradsko a šest třeboňských rybníčních soustav (Tab. 3). Datové soubory obsahovaly vybrané hydrochemické ukazatele z let 1964 až 2011/2019 (Stropnice) a 1954/1955 až 2020 (Lužnice a třeboňské rybníky). Porovnání jednotlivých povodí na Novohradsku bylo provedeno na základě celoročního sledování (zpravidla 12 odběrů) průběhu v dekády 2001 až 2011. Porovnání výsledků z třeboňských rybníků zahrnuje tři dekády, tj. data z let 1990/91, 2000/01, 2010/11 a z roku 2020. Odběry z rybníků byly prováděny třikrát během vegetační sezóny. Vliv povodí, respektive okolí rybníků byl hodnocen podle údajů shrnutých v Tab. 1, 2 a 3.

### 5.4 Hodnocení land-use a teplot zemského povrchu

Na příkladu šesti dílčích povodí Třeboňsko (Tab. 7) byl analyzován vztah povrchové teploty krajiny, získané z družicových dat Landsat TM a vybraných fyzikálně-chemických parametrů vody. K jednotlivým typům povodí byl přiřazen stupeň lidské aktivity (Hesslerová *et al.* 2012). Data o land-cover, land-use, získaná z DPZ byla zpřesněna terénním mapováním povodí Stropnice.

#### 5.4.1 Hodnocení teplot zemského povrchu metodami DPZ

K hodnocení teplot byla využita data z družice Landsat. Družice Landsat poskytuje data pro stejné území každých 16 dní, v 9:38 GMT+1, s prostorovým rozlišením termálního kanálu 120 metrů. Teplota povrchu krajiny byla počítána z teplotního kanálu TM6; radiační teplota byla počítána z teplotního infračerveného kanálu dle rovnice (Chander *et Markham* 2003):

$$T = \frac{K_2}{\ln(\varepsilon K_1 / L_\lambda) + 1}$$

kde  $T$  = teplota zemského povrchu (K),  $\varepsilon$  = emisivita povrchu (Sobrino, Jiménez-Muñoz *et Paolini* 2004),  $K_1$  a  $K_2$  = kalibrační konstanty pro Landsat,  $L_\lambda$  = spektrální záření na kanálu č. 6 ( $W \cdot m^{-2}$ ).

### 5.5 Klasifikace přirozených a umělých lokalit

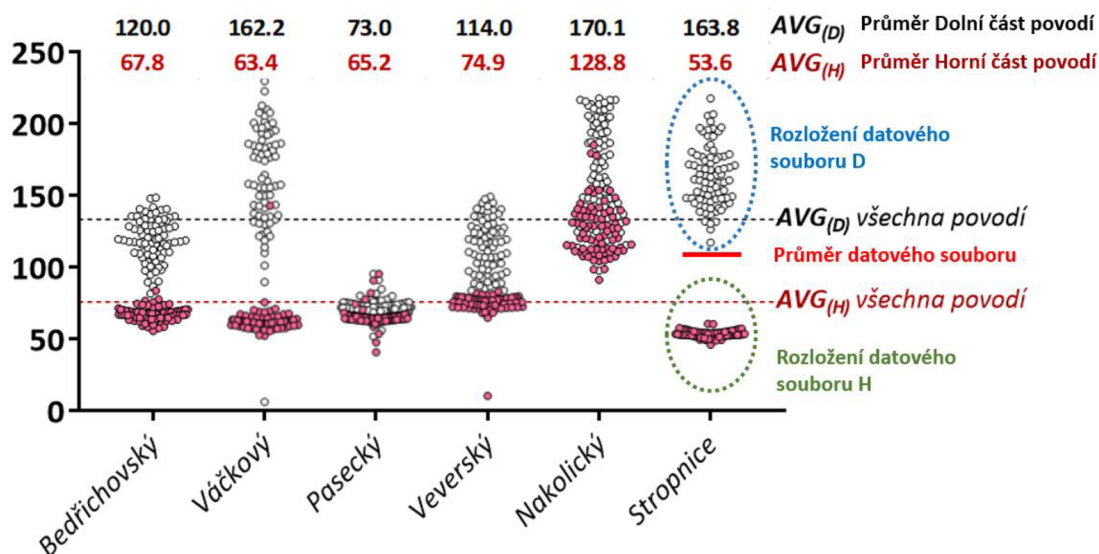
Na vzorcích z šesti lokalit na Třeboňsku (Tab. 4) bylo měsíčně během let 2008 – 2009 provedeno stanovení základních hydrochemických parametrů. Do lokalit byly vybrány mělké vody (rybník Nový Vdovec, Bošilecký), přirozené mokřady (Mokré louky, Ruda), umělý mokřad (KČOV Libnič) a meliorační stoka na orné půdě (Přesecka). Jednotlivým lokalitám byl přiřazen stupeň lidské aktivity.

Tab. 7 - Charakteristika sledovaných dílčích povodí Třeboňska s definováním land-use (cf. kapitola 6.4)

Typ povodí (založeno na dominantním krajinném pokryvu)	Stupeň lidské aktivity	Charakteristika povodí
<i>Lesní (L)</i>	Velmi nízký	Převážně lesnaté povodí rybníka (82 %) se nachází v chráněné krajinné oblasti Třeboňsko, v blízkosti Chlumu u Třeboně, v zemědělsky téměř neobhospodařované oblasti. Purkrabský rybník (32 ha) patří mezi evropsky významné lokality.
<i>Částečně zalesněný (ČZ)</i>	Nízký	Povodí rybníka Ruda je tvořeno vlhkými lesy s přirozeným rašelinným podložím (51 %) a 1/3 orné půdy.
<i>Mokrý louky (ML)</i>	Nízký	Dominantou jsou zamokřené louky (7,5 %) s vysokou hladinou podzemní vody, které jsou sezónně zaplavovány ze dvou uměle vytvořených kanálů (Zlatá a Podřezanská stoka). Z celkové plochy povodí byly vybrány pouze 3/4 kvůli zachování stejných podmínek (sklonitost, expozice, výška). Subpovodí je z více než 50 % zalesněné, 25 % je tvořeno ornou půdou.
<i>Heterogenní (HT)</i>	Vysoký	Povodí zemědělsky obhospodařované s převahou orné půdy (57 %) a minimálním zastoupením lesních porostů (27,4 %). Břilický rybník je posledním v soustavě osmi rybníků, které jsou rybářsky intenzivně obhospodařovány.
<i>Zemědělský (Z)</i>	Vysoký	Povodí je tvořeno loukami (1,5 %), lesy (21 %) i ornou půdou (73 %) s intenzivní zemědělskou činností. Vlastní Bošilecký rybník je hypertrofní s vysokou rybií obsádkou.
<i>Zemědělský- meliorovaný (ZM)</i>	Vysoký	Povodí meliorační stoky s vysokým podílem orné půdy (91 %), zmeliorované v 70. letech. Voda z meliorační stoky ústí přímo do potoka.

## 5.6 Statistické hodnocení

Databáze výsledků byla vedena v programu MS Excel. Základní popisné statistiky (průměr, minimum, maximum a směrodatná odchylka) a analýzy „ANOVA“, „Kruskal Wallis test“, „Column statistics“ pro hodnocení časových a prostorových rozdílů byly provedeny v programu GraphPad PRISM 7 (PRISM, 1992). Dlouhodobé trendy na Stropnici a Lužnici byly vykresleny pomocí nástroje „cubic spline“. Pro znázornění rozdílů mezi jednotlivými povodími (Novohradsko) či rybníčními soustavami (Třeboňsko) byl vyexportován sloupcový graf s vykreslením průměru (výška sloupce) a směrodatné odchylky (výška úsečky). Rozdíl mezi horní (H) a dolní (D) částí povodí byl zobrazen pomocí nástroje „scatter plot graphs“ (Weissgerber *et al.* 2015). Stejně zobrazení bylo použito pro vykreslení rozložení hodnot při hodnocení rybníčních soustav. Jak číst grafické vyjádření dat v tomto zobrazení dokumentuje Obr. 7 na datech vodivosti.



Obr. 7 - Příklad zobrazení dat pomocí nástroje "scatter plot", Weissgerber et al. 2015.

### 5.7 Seznam zkratek

<b>AVG</b>	Average	<b>L</b>	Lesní povodí
<b>ČZ</b>	Částečně zalesněné povodí	<b>LAE</b>	Laboratoř aplikované ekologie
<b>CHKO</b>	Chráněná krajinná oblast	<b>LFA</b>	Less Favoured Area
<b>Chla</b>	Chlorofyl a	<b>ML</b>	Mokré louky
<b>D</b>	Dolní profil potoka	<b>NS</b>	Neprůkazný výsledek statistické analýzy
<b>DPZ</b>	Dálkový průzkum Země	<b>OP</b>	Operační program
<b>DRP</b>	Dissolved reactive P	<b>SD</b>	Standard deviation
<b>EO</b>	Ekvivalentní obyvatel	<b>SOP</b>	Standardní operační postup
<b>ETR</b>	Energy Transport Reaction	<b>TN</b>	Total nitrogen
<b>FIA</b>	Flow injection analysis	<b>TP</b>	Total phosphorus
<b>H</b>	Horní profil potoka	<b>TTP</b>	Trvale travní porost
<b>HT</b>	Heterogenní povodí	<b>Z</b>	Zemědělské povodí
<b>KČOV</b>	Kořenová čistírna odpadní	<b>ZM</b>	Zemědělské – meliorované povodí

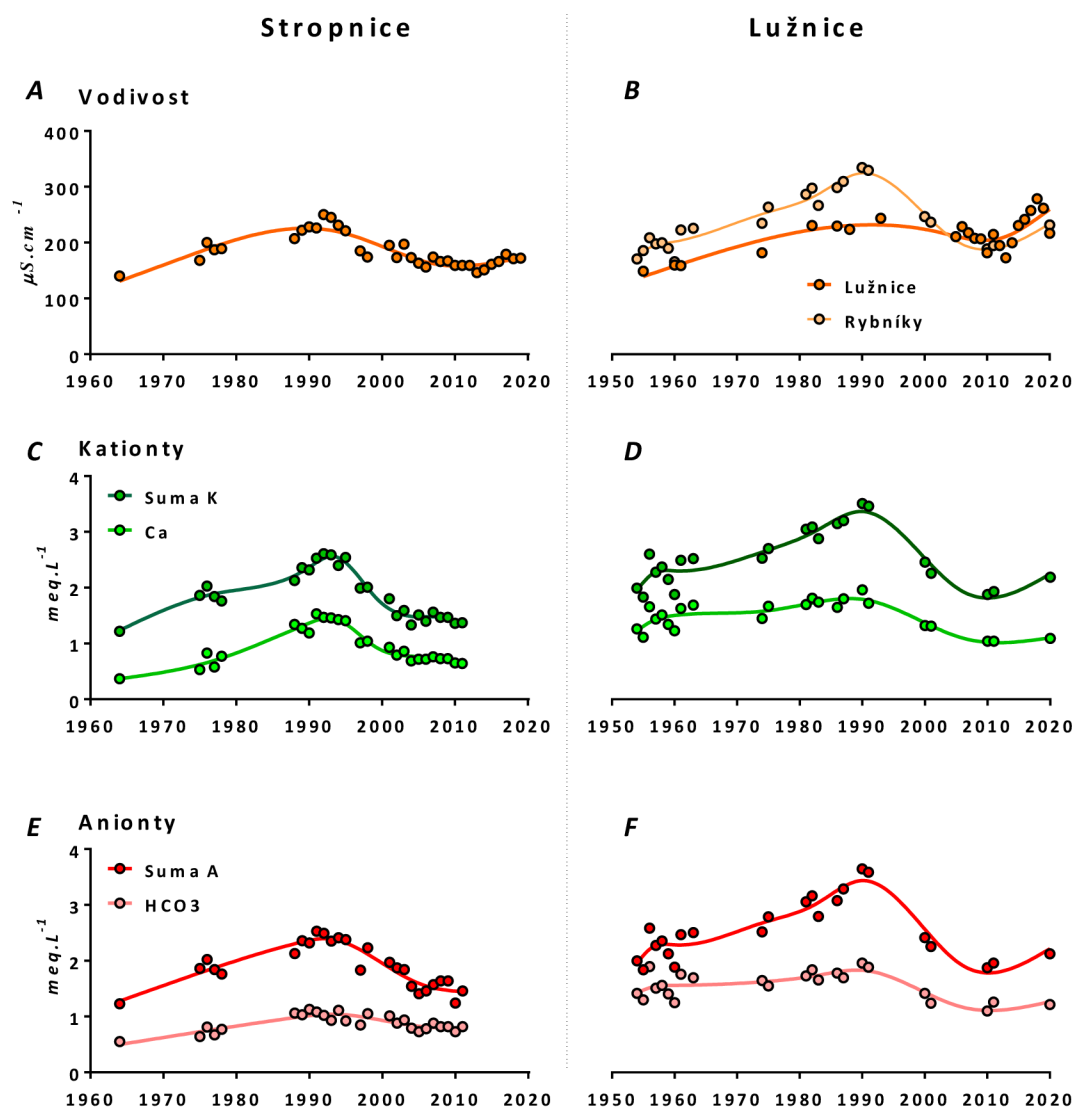
## 6 Výsledky

### 6.1 Dlouhodobé trendy v chemismu řek Stropnice a Lužnice

Změny koncentrací klíčových hlavních iontů jsou dobře doložitelné změnami vodivosti. Hlavní ionty sice vykazují určité posuny v poměrném zastoupení, nicméně údaje o vodivosti umožňují sledovat jejich celkový trend. Ten nepochybně ukazuje, nárůst v minulém století a následný pokles koncentrací, který se však v posledních deseti letech na Stropnici zastavil (Paleta 1; Graf A, C, E). Na Lužnici se trend dokonce obrací (Paleta 1; Graf B, D, F) a vodivost začíná opět vzrůstat.

Průběh celkových koncentrací hlavních iontů na Stropnici během let 1964 – 2010 je vykreslen na Grafech C a E (Paleta 1). Od 60. do 90. let je zřetelně patrný ekvivalentní nárůst koncentrací kationtů i aniontů z 1,2 meq.l<sup>-1</sup> na 2,5 meq.l<sup>-1</sup>. Během posledních 15 let došlo k významnému poklesu zpět na hodnoty okolo 1,2 meq.l<sup>-1</sup>. Podobný charakter změn, který je patrný pro Ca<sup>2+</sup> a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ukazuje, že právě tyto ionty se významně podílejí na pozorovaných dlouhodobých trendech. Potvrzuje to průběh ročních průměrných hodnot součtů kationtů a aniontů, které stechiometricky dobře odpovídají (Paleta 1; Graf C, E).

Velmi podobné změny koncentrací hlavních iontů byly zjištěny od 50. let také v rybnících na Třeboňsku (Paleta 1; Graf D a F). Z porovnání hodnot z let 1954 – 64 s hodnotami v letech 1990 – 91 je jasně patrný nárůst koncentrací. Průměrný obsah hlavních aniontů, stejně tak jako kationtů, se zvýšil z 1,8 meq.l<sup>-1</sup> na 3,7 meq.l<sup>-1</sup>. Výsledky z let 2000 – 2001 pak ukazují značný pokles koncentrací všech hlavních iontů, který pokračoval i v následujících 10 letech. Současná data z roku 2020 z rybníků, i hodnoty vodivosti z Lužnice ukazují, že i na Třeboňsku se pokles v celkovém množství rozpuštěných látek zastavil a že se trend patrně obrací a hodnoty hlavních iontů opět narůstají. Stejně jako v případě Stropnice, se významně na charakteru změn podílejí ionty Ca<sup>2+</sup> a HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>.



Paleta 1 - Dlouhodobé trendy vodivosti (A), sumy kationtů (C), aniontů (E) na Stropnici (profil Nové Hradý – Byňov) a vodivosti (B) na Lužnici (profil Pilař), kationtů (D), aniontů (F) na třeboňských rybnících.

## 6.2 Vliv charakteru povodí na hydrochemii odtékajících vod

### 6.2.1 Novohradsko

Porovnáním pěti dílčích povodí řeky Stropnice z hlediska koncentrací hlavních iontů za období 2005 – 2011 byl posuzován vliv charakteru povodí na chemismus povrchových vod.

Zvýšení celkového obsahu látek směrem po proudu je patrné na všech dílčích povodích sledovaných potoků (Bedřichovský, Váčkový, Pasecký, Veverský, Nakolický) i na celkovém povodí, které zahrnuje celé sledované území Horní Stropnice. Je to patrné na hodnotách vodivosti, kdy průměrný nárůst, tj. rozdíl mezi dolním a horním profilem vodoteče činil  $60 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

Nejvyšší nárůst vodivosti byl na Váčkovém povodí. Podobné zvýšení vodivosti bylo zaznamenáno také pro celkové povodí Horní Stropnice (Paleta 2; Graf B). V obou případech scatter

plott vynesení ukazuje značné rozkolísání hodnot vodivosti na dolním profilu. Zároveň grafické vyjádření ukazuje, že na obou povodích jsou soubory hodnot z horních a dolních profilů diskrétně odděleny. Nejmenší nárůst vodivosti byl zaznamenán na Paseckém povodí.

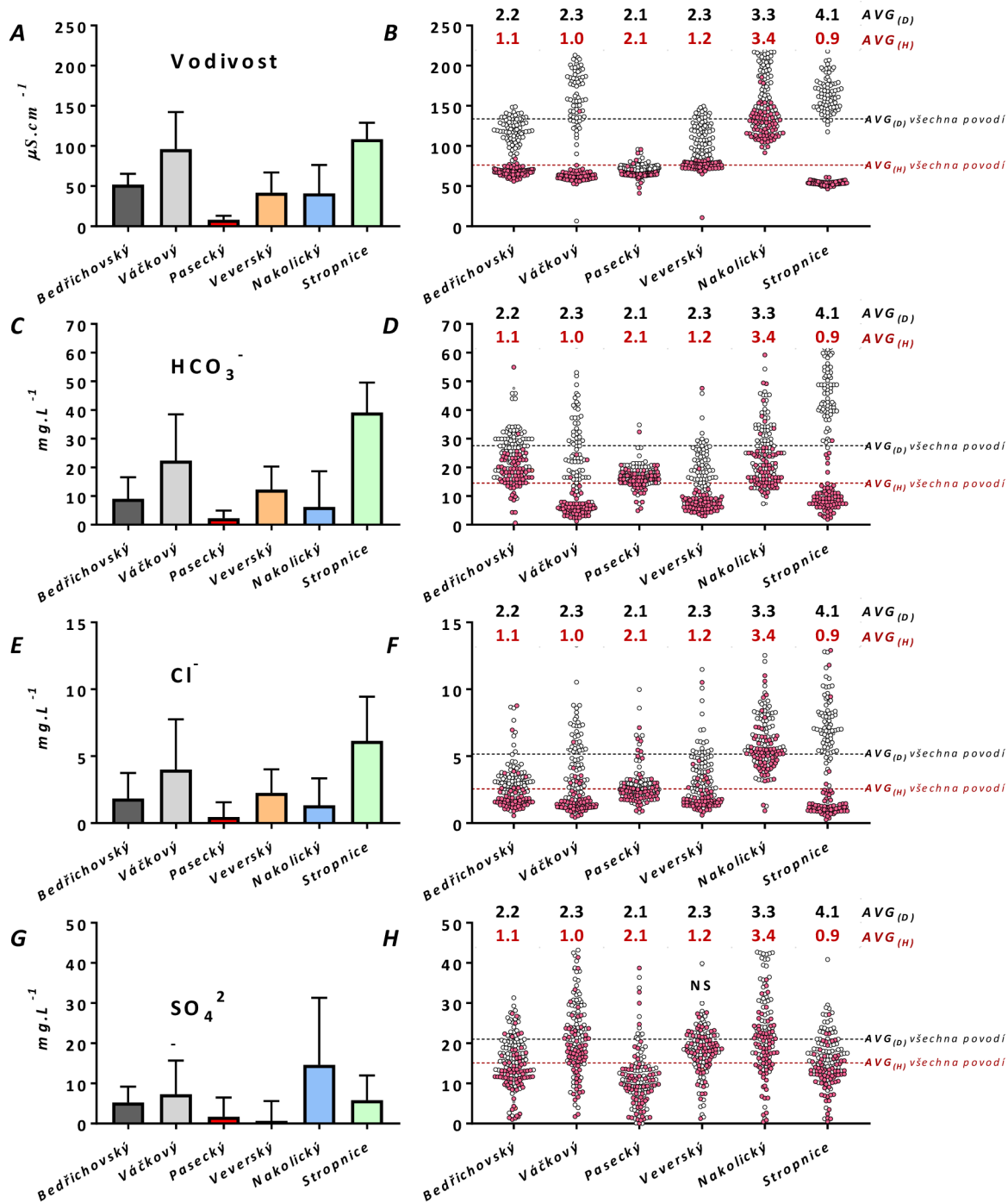
Velmi podobné změny, tj. navýšení koncentrací na dolních profilech je patrné i pro hydrogenuhličitanu a chloridy (Paleta 2; Graf C a F). Nejvyšší nárůst je u Váčkového povodí a celkového povodí Horní Stropnice, nejnižší na povodí Paseckého potoka. Poměrně malý nárůst byl pozorován v případě síranů (Paleta 2; Graf H). Koncentrace síranů zůstává prakticky stejná na Paseckém a Veverském povodí. Nárůst okolo  $5 \text{ mg.l}^{-1}$  byl na Bedřichovském a Váčkovém potoce i na Stropnici. Pouze na povodí Nakolického potoka došlo k výraznému navýšení koncentrace síranů o  $13 \text{ mg.l}^{-1}$ . Je dobře patrné, že pouze v případě Veverského potoka bylo porovnání horního a dolního profilu pro sírany statisticky neprůkazné. V ostatních případech byly rozdíly na všech povodích statisticky průkazné ( $P < 0,01$ ).

Při porovnání rozdílů v bazických kationtech mezi horními a dolními profilem jednotlivých povodí jsou patrné podobné tendence jako u aniontů. Koncentrace bazických kationtů byly v dolních profilech povodí významně vyšší oproti horním profilům u všech povodí, vyjma Paseckého potoka. Největší rozdíly ve všech sledovaných kationtech ( $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Na}^+$  a  $\text{K}^+$ ) byly patrné na Váčkovém potoce a na samotné Stropnici (Paleta 3). Velmi malé rozdíly byly pozorovány v případě draslíku u Nakolického potoka, kde jsou hodnoty v horním profilu prakticky shodné s dolním profilem a rozdíl je statisticky neprůkazný. Vyšší hodnoty vstupních koncentrací draslíku v horním profilu jsou srovnatelné s hodnotami  $\text{K}^+$  v dolním profilu Stropnice ( $4 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Obdobně vysoké koncentrace v horním profilu Nakolického potoka se objevují i u ostatních kationtů. Charakteristickým rysem, společným pro horní profilem je značná stabilita koncentrací kationtů, naproti hodnoty na dolních profilech vykazují vesměs větší variabilitu.

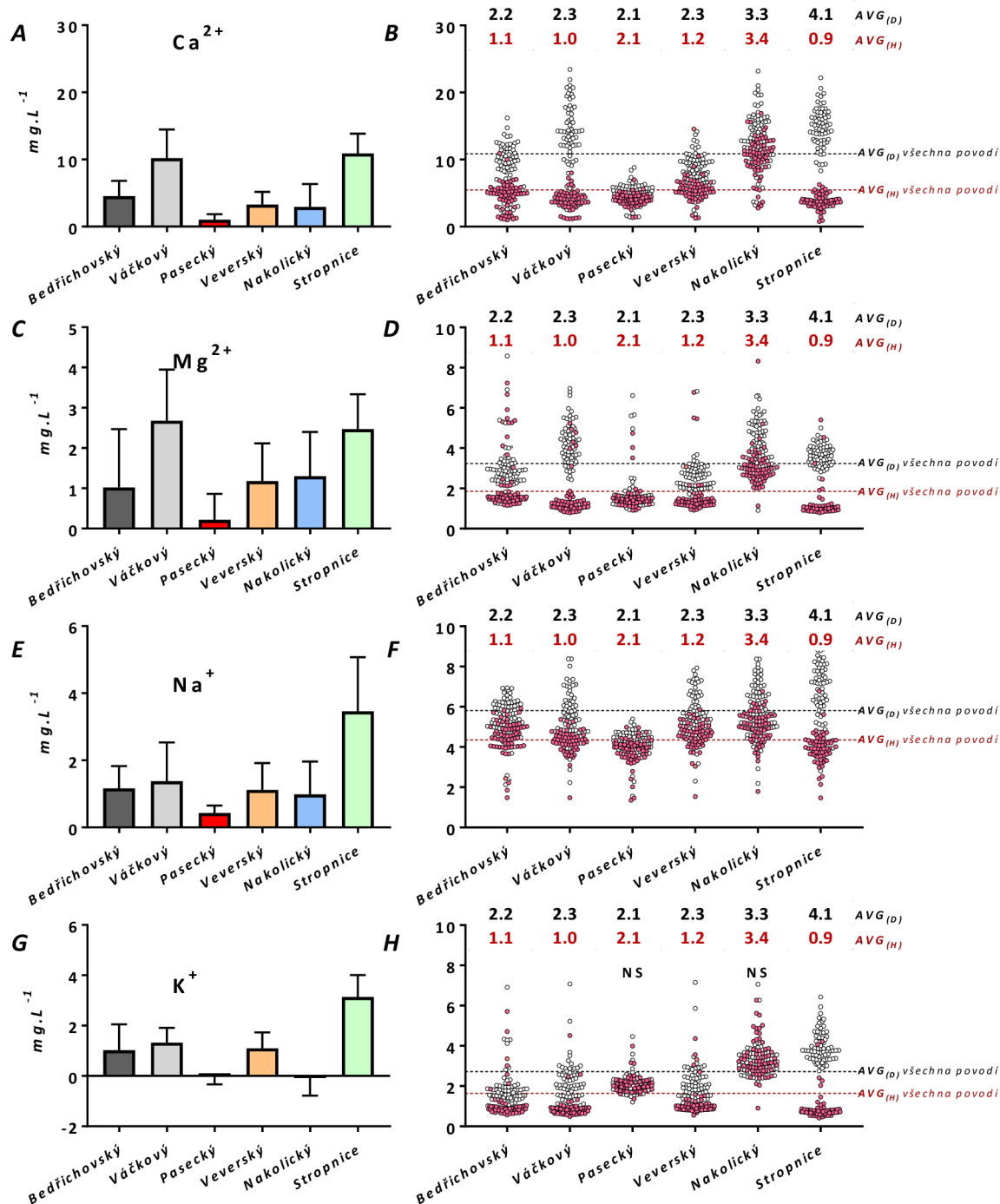
Pro všechny sledované ionty jsou výsledky z Váčkového povodí a z celkového povodí horní Stropnice, tj. navýšení koncentrací, velmi podobné. Ve všech parametrech mají tato dvě povodí výrazně vyšší nárůst rozdílu mezi D a H profilem než ostatní lokality.

Pro hydrogenuhličitanu, chloridy, sodík a draslík byl nejvyšší nárůst na dolním profilu na Stropnici. Zejména chloridy a sodík ukazují na vliv komunálních odpadů ze sídel, nejvíce z obcí Stropnice a Nové Hrady. Podobnost v ostatních parametrech ukazuje na zřetelný vliv převažujícího krajinného pokryvu a vliv způsobu zemědělského hospodaření.





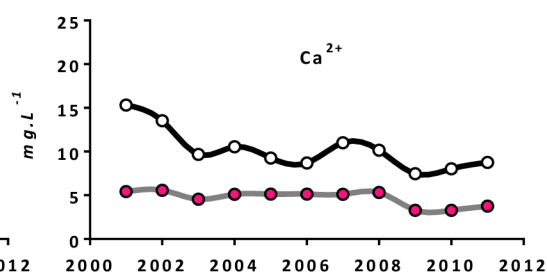
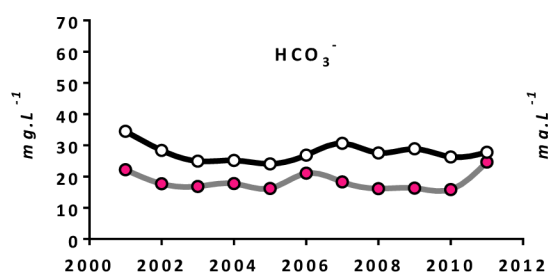
Paleta 2 – Vodivost a anionty: levá strana barevných sloupcových grafů prezentuje průměrné rozdíly konkrétního parametru mezi dolní a horní částí studovaného povodí z let 2005 – 2011. Úsečka představuje směrodatnou odchylku datového souboru. Pravá strana scatter plot grafů zobrazuje rozložení měřených hodnot konkrétních parametrů. Bílé body reprezentují soubor dat z dolní části povodí, vínové body reprezentují soubor dat z horní části povodí.  $AVG_{(D)}$  = průměr z dolních profilů;  $AVG_{(H)}$  = průměr z horních profilů; čárkovaná linka černá = průměr všech hodnot z dolních profilů; čárkovaná linka vínová = průměr všech hodnot z horních profilů. Rozdíl mezi D a H profilem je na daném povodí testován párovým t-testem,  $H_0: D - H = 0$ ;  $P < 0,01$ ; v grafech jsou označeny pouze nepříkonné rozdíly (NS).



Paleta 3 – **Kationty**: levá strana barevných sloupcových grafů prezentuje průměrné rozdíly konkrétního parametru mezi dolní a horní částí studovaného povodí z let 2005 – 2011. Úsečka představuje směrodatnou odchylku datového souboru. Pravá strana scatter plot grafů zobrazuje rozložení měřených hodnot konkrétních parametrů. Bílé body reprezentují soubor dat z dolní části povodí, vínové body reprezentují soubor dat z horní části povodí.  $AVG_{(D)}$  = průměr z dolních profilů;  $AVG_{(H)}$  = průměr z horních profilů; **čárkovaná linka černá** = průměr všech hodnot z dolních profilů; **čárkovaná linka vínová** = průměr všech hodnot z horních profilů. Rozdíl mezi D a H profilem je na daném povodí testován párovým t-testem,  $H_0: D - H = 0$ ;  $P < 0,01$ ; v grafech jsou označeny pouze neprůkazné rozdíly (NS).

Detailní 10ti leté sledování umožňuje posoudit, do jaké míry jsou rozdílné nebo podobné výsledky na horních a dolních profilech sledovaných povodí. Zda vykazují dlouhodobou stabilitu, nebo a zda existuje nějaký dlouhodobý trend sledovaných parametrů (Příloha 2). Průkazný trend v hydrochemickém složení odtékající vody by mohl indikovat změny v povodí, nebo změny obecného charakteru, které ovlivňují všechna sledovaná území.

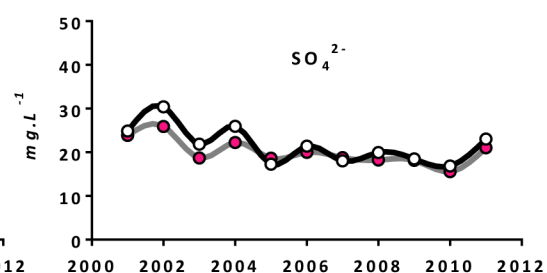
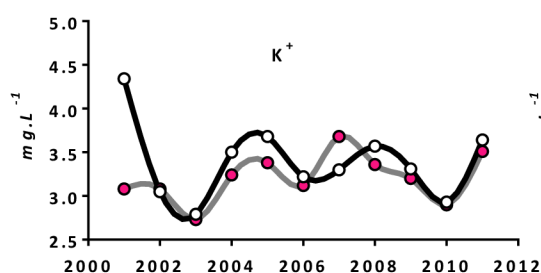
Na povodích Bedřichovského, Váčkového, Veverského a Nakolického potoka je patrné, že rozdíl mezi D a H profilem zůstává zachován po celé období let 2001 – 2011. Dobře je to patrné na příkladu koncentrací  $\text{HCO}_3^-$  a  $\text{Ca}^{2+}$  na Bedřichovském potoce (Obr. 8, 9).



Obr. 8 – Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{HCO}_3^-$  na D (bílé body) a H (vinové body) profilu Bedřichovského potoka v rozmezí let 2001 – 2011.

Obr. 9 – Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{Ca}^{2+}$  na D (bílé body) a H (vinové body) profilu Bedřichovského potoka v rozmezí let 2001 – 2011.

Na povodích Nakolického a Veverského potoka byly zaznamenány jen minimální rozdíly mezi profily (D-H) v koncentracích některých iontů – draslíku na Nakolickém potoce (Obr. 10) a síranů na Veverském potoce (Obr. 11). Z průběhu ročních průměrných hodnot během let 2001 – 2011 je patrné, že koncentrace na dolním i horním profilu zřetelně koreluje (Obr. 10, 11).



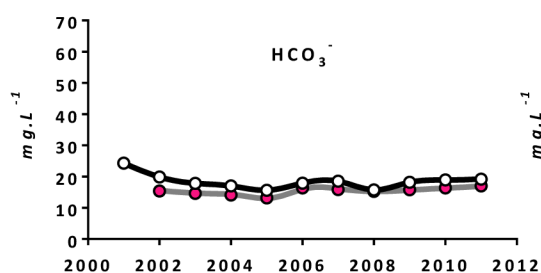
Obr. 10 – Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{K}^+$  na D (bílé body) a H (vinové body) profilu Nakolického p. v rozmezí let 2001 – 2011.

Obr. 11 – Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{SO}_4^{2-}$  na D (bílé body) a H (vinové body) profilu Veverského p. v rozmezí let 2001 – 2011.

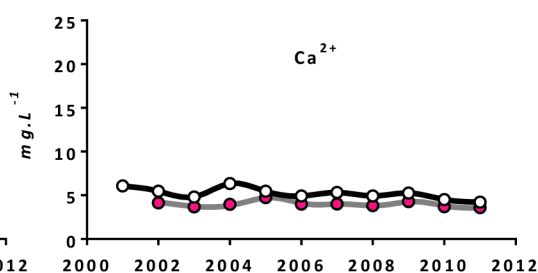
Stav, kdy chemismus vody na D a H profilu zůstává téměř stejný po celé období 2001 – 2011, byl zaznamenán na povodí Paseckého potoka (Paleta 9; Příloha 2). Pro všechny sledované parametry je patrná synchronizace v poklesu a nárůstu ročních průměrných hodnot. Shodnému

trendu se vymyká pouze mírný nárůst koncentrace hořčiku na horním profilu v roce 2005 a problematická hodnota pH v roce 2009, také na horním profilu.

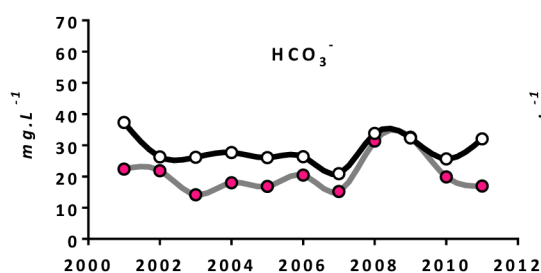
Porovnání průběhu ročních průměrů sledovaných parametrů na D a H profilu v celkovém povodí horní Stropnice více méně odpovídá tendencím, které jsou patrné i v dílčích povodích. V některých parametrech lze doložit mírný pokles koncentrací zejména na dolních profilech v průběhu období 2001 – 2011. Na počátku prvního desetiletí, tj. do roku 2003 je snižování koncentrací vcelku zřetelné a týká se  $\text{HCO}_3^-$  a  $\text{Ca}^{2+}$  na povodích Bedřichovského (Obr. 8, 9), Paseckého (Obr. 12, 13), Nakolického potoka (Obr. 14, 15) a je patrné i na celkovém dolním profilu Stropnice (Obr. 16, 17).



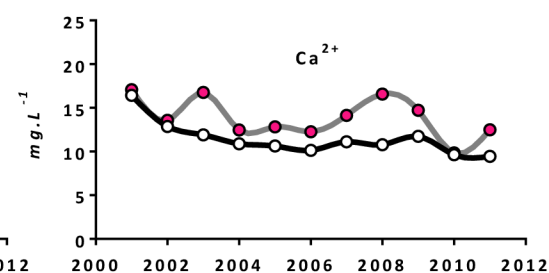
Obr. 12 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{HCO}_3^-$  na D (bílé body) a H (vínové body) profilu Paseckého p. v rozmezí let 2001 – 2011.



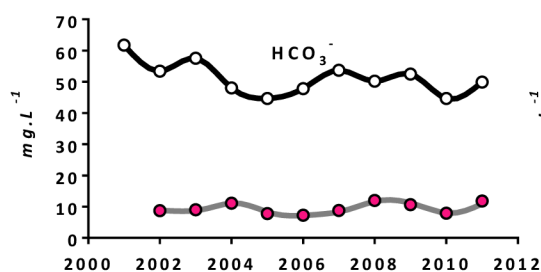
Obr. 13 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{Ca}^{2+}$  na D (bílé body) a H (vínové body) profilu Paseckého p. v rozmezí let 2001 – 2011.



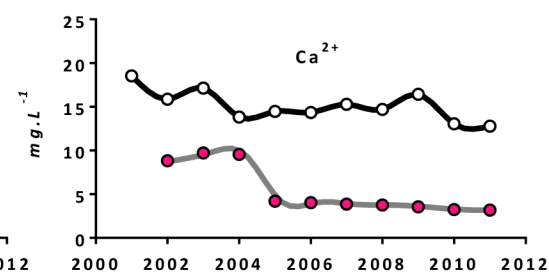
Obr. 14 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{HCO}_3^-$  na D (bílé body) a H (vínové body) profilu Nakolického p. v rozmezí let 2001 – 2011.



Obr. 15 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{Ca}^{2+}$  na D (bílé body) a H (vínové body) profilu Nakolického p. v rozmezí let 2001 – 2011.

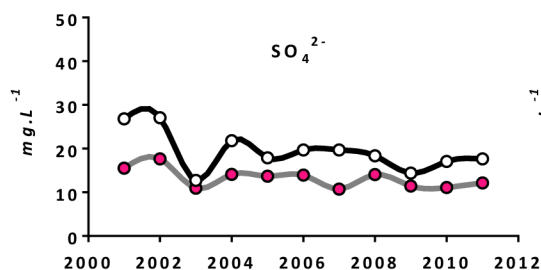


Obr. 16 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{HCO}_3^-$  na D (bílé body) a H (vínové body) profilu Stropnice v rozmezí let 2001 – 2011.

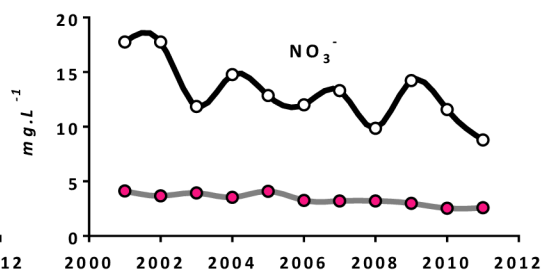


Obr. 17 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $\text{Ca}^{2+}$  na D (bílé body) a H (vínové body) profilu Stropnice v rozmezí let 2001 – 2011.

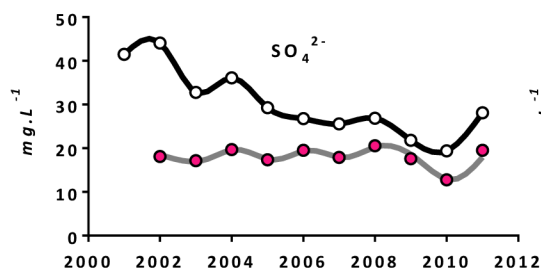
Po celé desetiletí je patrný pokles ročních průměrů u síranů a dusičnanů, přičemž výraznější je na dolních profilech povodí Bedřichovského (Obr. 18, 19) a Váčkového potoka (Obr. 20, 21). Na dolním profilu Váčkového potoka je však pokles koncentrace dusičnanů přerušen náhlým zvýšením v roce 2009, po kterém hodnoty opět klesají. V případě síranů je zaznamenán mírný nárůst, až v posledním roce sledování, tj. v roce 2011. Na Veverském potoce klesají pouze sírany, ty však klesají i na horním profilu. Z kationtů trend snižování koncentrací nastává ještě u  $Mg^{2+}$ , ale prakticky pouze na Veverském potoce.



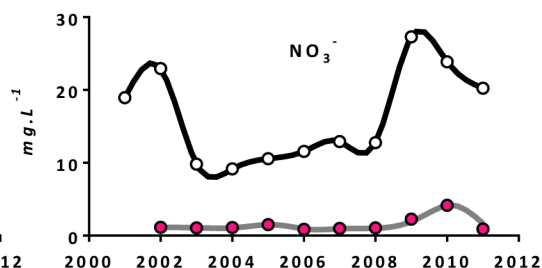
Obr. 18 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $SO_4^{2-}$  na D a H profilu Bedřichovského p. v rozmezí let 2001 – 2011.



Obr. 19 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $NO_3^-$  na D a H profilu Bedřichovského p. v rozmezí let 2001 – 2011.



Obr. 20 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $SO_4^{2-}$  na D a H profilu Váčkového p. v rozmezí let 2001 – 2011.



Obr. 21 - Porovnání vývoje ročních průměrů  $NO_3^-$  na D a H profilu Váčkového p. v rozmezí let 2001 – 2011.

### 6.2.2 Třeboňsko

Koncentrace hlavních iontů ( $HCO_3^-$ ,  $Cl^-$ ,  $SO_4^{2-}$ ,  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$ ,  $Na^+$  a  $K^+$ ), které tvoří většinu celkových rozpuštěných látek v rybníčních vodách, jsou významně ovlivněny zdrojem přítoku vody do rybníka. Rybníční soustavy Břilice, Lomnice a Třeboň s významným zdrojem vody z především zemědělsky využívaného povodí, vykazují dlouhodobě vyšší hodnoty jak vodivosti, tak i vyšší koncentrace všech hlavních iontů, kromě sodíku. Toto rozdělení je dobře patrné pro průměrné hodnoty za celé období od roku 1990 do 2020 (Paleta 4 a Paleta 5, levé sloupce grafů).

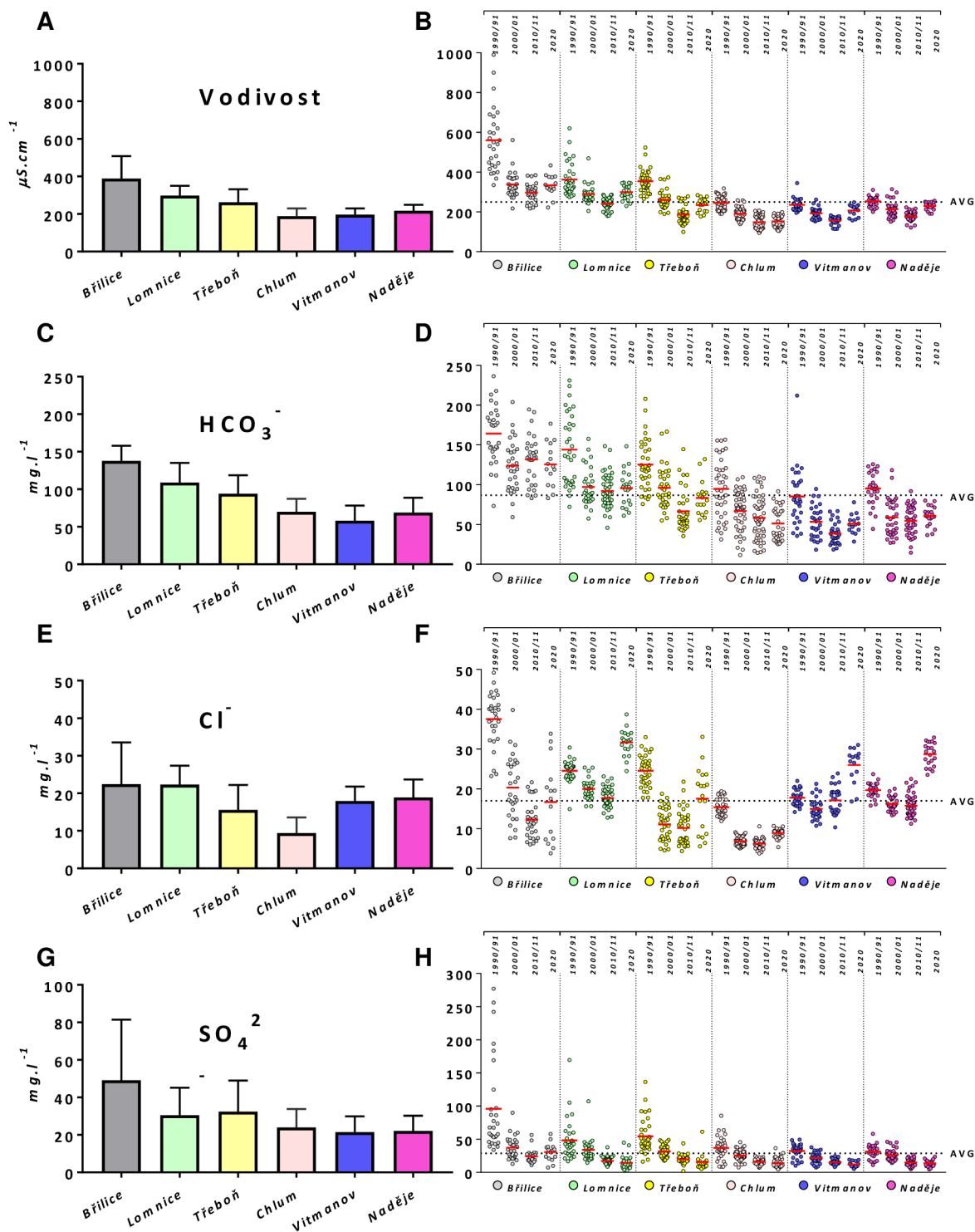
Soustavy Břilice, Lomnice a Třeboň (Paleta 4; Graf C, G) mají zřetelně vyšší koncentrace  $HCO_3^-$ ,  $SO_4^{2-}$  a stejně tak  $Ca^{2+}$ ,  $Mg^{2+}$  a  $K^+$  (Paleta 5; Graf A, C, G), než Chlum, Vitmanov a Naděje. Seřazení rybníčních soustav podle koncentrace těchto iontů, od nejvyšších k nejnižším je téměř

stejně. Výjimkou jsou změny pořadí soustav Třeboň a Lomnice pro koncentrace síranů (Paleta 4; Graf G) a Vitmanova a Naděje pro  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{Mg}^{2+}$  (Paleta 5; Graf A, C). Tato prostorová tendence v rozdílech koncentrací iontů není tak patrná u chloridů (Paleta 4; Graf E), sodíku a draslíku (Paleta 5; Graf E, G). Celkově výsledky ukazují na značnou konzervativní tendenci v chemismu rybníčních vod, přestože v průběhu 30 let došlo k výraznému celkovému poklesu obsahu rozpuštěných látek.

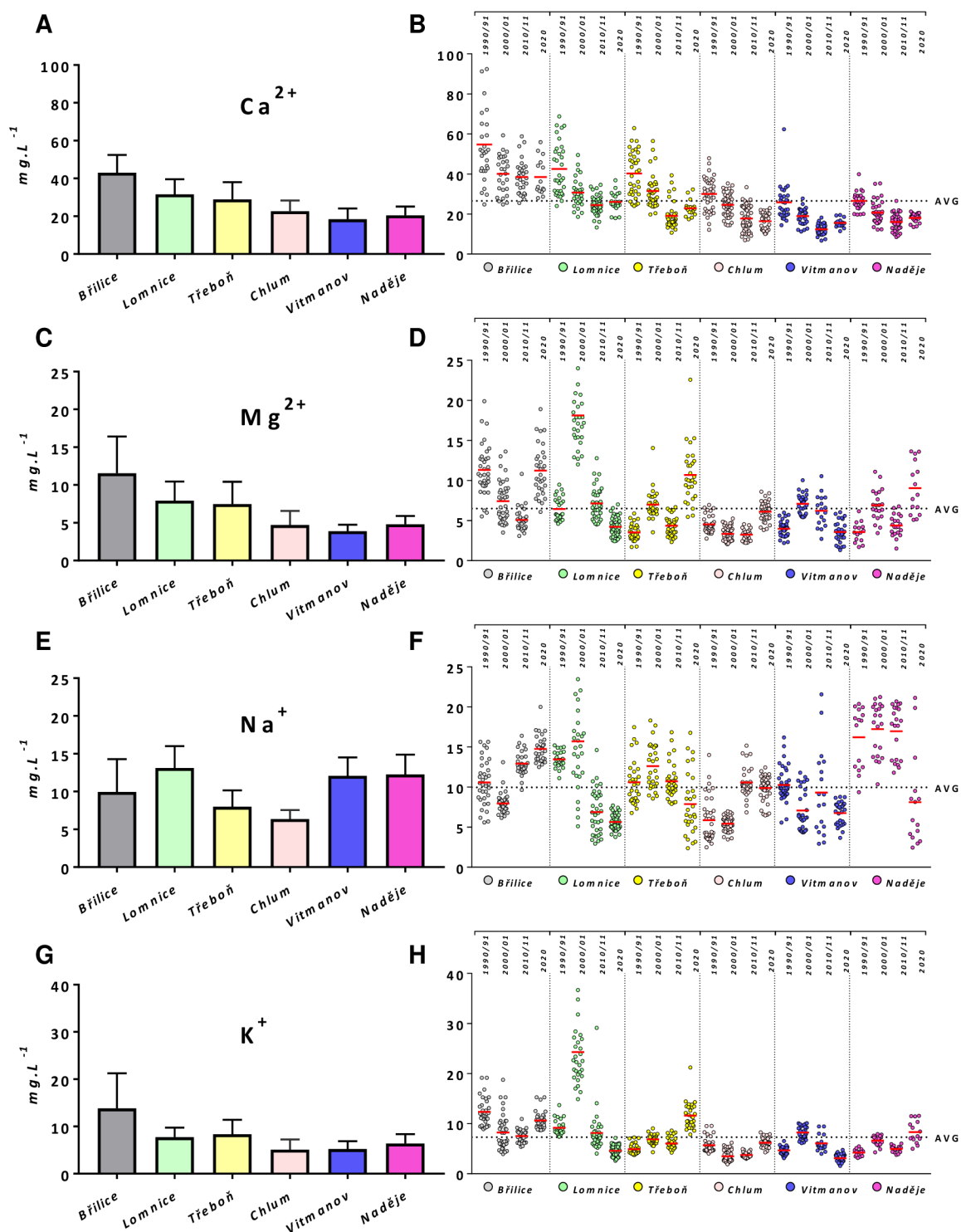
V průběhu let od 1990/91 do 2010/11 byl po dekadách zaznamenán výrazný pokles koncentrací hlavních iontů. Zřetelně to dokumentují hodnoty vodivosti (Paleta 4; Graf B), které se nejvíce snížily na Břilické rybníční soustavě z  $561 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  na  $297 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Podobný trend výrazného poklesu vodivosti byl zaznamenán i na ostatních soustavách, které mají více využívané zemědělské povodí, tj. Lomnice a Třeboň. Pokles vodivosti byl také patrný i na soustavách, které mají jako zdroj vody hlavní vodoteče, ale vzhledem k nižším původním hodnotám nebyl pokles tak výrazný. Hodnoty vodivosti se na soustavách Chlum, Vitmanov a Naděje v letech 1990/91 pohybovaly mezi  $233 - 253 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a po 20 letech klesly na  $146 - 167 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Za tento pokles vodivosti, patrný na všech rybnících byl zodpovědný úbytek zejména síranů a chloridů (Paleta 4; Graf F, H) na soustavách Břilice, Lomnice a Třeboň. Na druhé skupině soustav tj. Chlum, Vitmanov a Naděje nebyl pokles síranů a chloridů tak zřetelný. Přesto lze tento trend po dekadách od 1990/91 do 2010/11 považovat za uniformní. Změny v koncentracích kationtů nejsou tak jednoznačné. Pokles byl zaznamenán pro  $\text{Mg}^{2+}$  (Paleta 5; Graf D) na Břilické a Chlumské soustavě. Na Lomnické soustavě v letech 2000 a 2001 nastal naopak nárůst a koncentrace  $\text{Mg}^{2+}$  klesly až v letech 2010/11. Nepravidelné kolísání během dekad vykazují výsledky ze soustav Třeboň, Vitmanov a Naděje. Podobně u  $\text{Na}^+$  a  $\text{K}^+$  (Paleta 5; Graf F, H) nelze pozorovat podobnosti ve změnách koncentrací. V některých případech je pokles patrný zejména v první dekádě, tj. v letech 2000/01, v případě sodíku na rybnících soustav Břilice a Vitmanov, v případě draslíku byl pokles v první dekádě zaznamenán na soustavách Břilice a Chlum. V ostatních případech je průběh koncentrací do let 2010/11 nepravidelný nebo byl pozorován i mírný nárůst, např. draslík na soustavě Třeboň.

Výrazným společným rysem na všech rybnících je však pokles hydrogenuhličitanů a vápníku. Průměrné koncentrace  $\text{HCO}_3^-$  klesají po dekadách rovnoměrně ve všech soustavách a to bez ohledu na relativně velké rozdíly v počátečních koncentracích v letech 1990/91 (Paleta 4; Graf B). Pouze na soustavě Břilice se pokles zastavil už během druhé dekády. Prakticky stejný obraz poskytuje i pokles  $\text{Ca}^{2+}$  (Paleta 5; Graf B). Největší změny jsou na Břilické soustavě, pokles na soustavách Lomnice a Třeboň je prakticky stejný. Nižší počáteční koncentrace měly soustavy Chlum, Vitmanov a Naděje, ale i v těchto lokalitách je patrný systematický pokles koncentrací  $\text{Ca}^{2+}$  v období 1990/91 až 2010/11.





Paleta 4 – **Vodivost, Anionty**: levá strana barevných grafů prezentuje sloupcové porovnání průměrných hodnot konkrétního parametru z let 1990/91, 2000/01, 2010/11 a 2020 mezi jednotlivými soustavami. Pravá strana scatter plot grafů představuje datový soubor měřených hodnot a jeho rozložení v jednotlivých soustavách a dekádách. **AVG** = průměr všechny soustavy a dekády. **Červená linka** = průměr datového souboru v konkrétní dekádě a soustavě.



Paleta 5 - **Kationty**: levá strana barevných grafů prezentuje sloupcové porovnání průměrných hodnot konkrétního parametru z let 1990/91, 2000/01, 2010/11 a 2020 mezi jednotlivými systémy. Pravá strana scatter plot grafů představuje datový soubor měřených hodnot a jeho rozložení v jednotlivých systémech a dekáдах. **AVG** = průměr všechny systavy a dekády. **Červená linka** = průměr datového souboru v konkrétní dekáde a systáve.



Podle výsledků odběrů v roce 2020 lze konstatovat, že pokles koncentrace hlavních iontů se v poslední sledované dekádě zastavil. Ve všech soustavách byl zaznamenán nárůst vodivosti, s výjimkou soustavy Chlum, zvýšily se koncentrace hydrogenuhličitanů, zřetelně vyšší byly koncentrace chloridů a pouze koncentrace síranů pokračovaly v klesajícím trendu. U kationtů změna v poslední dekádě nebyla jednoznačná. Koncentrace hořčíku vzrostly na soustavách Břilice, Třeboň, Chlum a Naděje. Naopak pokles pokračoval na Lomnické a Vitmanovské soustavě. Koncentrace sodíku vzrostly zřetelně na Břilické soustavě, na ostatních byl zaznamenán pokles, ale zároveň velký rozsah rozdílů, mezi jednotlivými rybníky v rámci jedné soustavy. Největší rozsah hodnot koncentrací  $\text{Na}^+$  byl zjištěn na Nadějské soustavě. Také koncentrace draslíku měly různou tendenci, nárůst byl zaznamenán na soustavách Břilice, Třeboň, Chlum a Naděje, pokles koncentrací nastal na Lomnické a Vitmanovské soustavě.

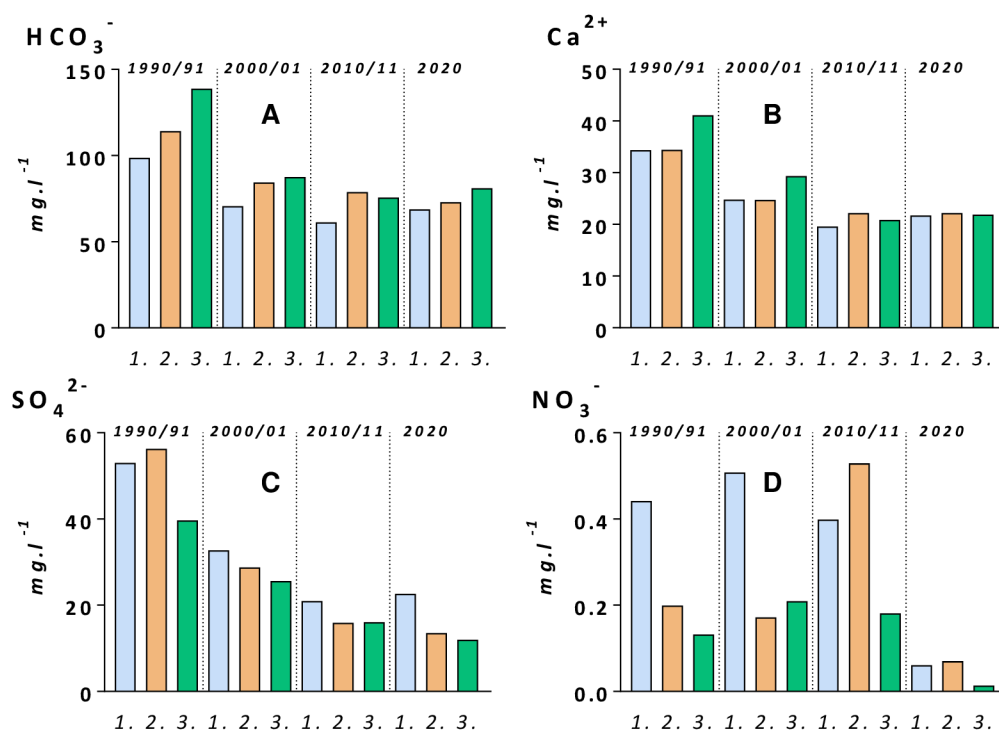
### **6.3 Sezónní změny v chemismu vod rybníčních ekosystémů**

Změny v chemismu rybníčních vod vykazují výrazné sezónní tendence, které jsou patrné na všech sledovaných soustavách. Zároveň mají tyto sezónní změny koncentrací některých hlavních iontů velmi podobný průběh po celou dobu 30ti letého sledování třeboňských rybníků (Příloha 4). Jedná se především zvyšování koncentrací hydrogenuhličitanů v období od 1. jarního odběru (duben/květen) do konce léta, tj. do 3. odběru (srpen/září). Současně dochází i ke zvyšování koncentrací vápníku (Paleta 6; Graf A, Graf B) a v některých případech také hořčíku. Velmi zřetelná je tato tendence v letech 1990 – 1991. Koncentrace  $\text{HCO}_3^-$  rovnoměrně vzrůstají od 1. do 3. odběru. Výjimkou je pouze dekáda 2010/11, kdy nejvyšší koncentrace byla dosažena v 2. odběru. Zřetelné zvyšování koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  nastávalo až ve 3. odběru, koncem léta. Průměrné hodnoty, charakterizující celý soubor sledovaných rybníků v dané dekádě zároveň ukazují na celkový pokles obsahu jak hydrogenuhličitanů, tak vápníku v průběhu posledních 30. let. Přesto, nárůst  $\text{HCO}_3^-$  v průběhu sezóny nastává po celou dobu sledování rybníků, tak u  $\text{Ca}^{2+}$  tento trend není patrný a od let 2010 – 2011 se koncentrace  $\text{Ca}^{2+}$  příliš nemění.

Podrobné vyhodnocení této sezónní tendence, zvyšování  $\text{HCO}_3^-$  a  $\text{Ca}^{2+}$  ukazuje na rozdíly mezi soustavami. Na některých soustavách (Třeboň, Břilice) jsou více patrné více méně ve všech dekádách (Paleta 13 – 18; Příloha 4). U ostatních soustav je tento trend více patrný v dekádách 1990/91 až 2000/01. Poté co koncentrace hydrogenuhličitanů a vápníku s hořčíkem celkově klesly, je zvyšování koncentrace těchto iontů sice také patrné, ale v menším rozsahu. V roce 2020 na rybníčních soustavách Naděje a Vitmanov tento trend zvyšování koncentrace hydrogenuhličitanů prakticky vymizel a koncentrace zůstávají po celou sezónu na stejné úrovni (Paleta 17; Příloha 4).

Koncentrace dusičnanů je kromě jarních odběrů většinou velmi nízká a v celkovém průměrném množství iontů mají dusičnany jen minimální vliv na iontovou rovnováhu. Pokud se vyskytnou během letních odběrů, nebo koncem léta vyšší hodnoty, jsou to zpravidla důsledky náhlých srážkových epizod, jaké např. nastaly v roce 2010. V roce 2020 byly zaznamenány velmi nízké

koncentrace už při jarním odběru a vyšší hodnoty  $\text{NO}_3^-$  byly v roce 2020 změřeny jen ojediněle (Paleta 6; Graf D). Během sezóny klesají také koncentrace síranů (Paleta 6; Graf C), velmi dobře je to patrné ve všech sledovaných dekádách i soustavách bez ohledu na významný úbytek síranů v průběhu posledních 30ti let. Eliminace dusičnanů a pokles síranů patrně souvisí se snížením jejich přísunu přítokem vody do rybníků, které se během léta stávají téměř neprůtočnými. Druhým důvodem je využitím kyslíku z těchto iontů v procesech rozkladu organické hmoty, které jsou v létě stimulované vyšší teplotou vody. U ostatních hlavních iontů nejsou sezónní trendy zřetelné. Koncentrace chloridů jsou relativně vysoké a vliv biologických procesů proto není tak patrný, podobně jsou málo ovlivněné i ionty sodíku a draslíku.



Paleta 6 - Sezónní trendy  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$  a  $\text{NO}_3^-$ ; sloupce představují průměrné koncentrace po jednotlivých odběrech (1. jarní duben/květen, 2. časně letní, červen, 3. pozdně letní srpen/září) pro celý soubor sledovaných rybníků v dané dekádě.

#### 6.4 Fungování krajinného pokryvu a chemismus vod (Hesslerová, Chmelová, 2012)

Hydrochemické poměry povrchových vod odrážejí do značné míry fyzikální a biologické procesy, které nastávají v povodí. Pohyb vody v terénu a její interakce s půdou, podložím a vegetací, jsou spojeny s disipací energie, která systémem prochází. Povrchová teplota krajiny je výsledným projevem těchto procesů. Hydrochemická data získaná v rozmezí let 1991 až 2009 na Třeboňsku umožnila analyzovat vztah povrchové teploty krajiny, získané z družicových dat, a vybraných fyzikálně-chemických parametrů vody. Vybraná dílčí povodí představují příklady různých typů vegetačního krytu a mají různou intenzitu hospodářského využití (Tab. 7). Analýza prostorové

distribuce teplot byla provedena ze snímků družice Landsat TM z let 1991, 2002 a 2008 (viz kapitola 5.4.1). Porovnání teplot dílčích povodí na Třeboňsku ve třech termínech v rozmezí let 1991 až 2008 (Tab. 8) potvrdilo, že jednotlivá povodí se od sebe systematicky liší jak v průměrných hodnotách, tak v rozkolísanosti, tj. v rozsahu (min-max) a v prostorové variabilitě.

Tab. 8 - Průměrné, maximální a minimální teploty ve sledovaných povodích vypočtené ze satelitních snímků Landsat, 1. 9. 1991, 21. 7. 2002 a 29. 7. 2008 v 9:38 GMT+1.

	Lesní (L)	Částečně zalesněné (ČZ)	Mokré louky (ML)	Heterogenní (HT)	Zemědělské (Z)	Zemědělské- meliorované (ZM)
<b>1. 9. 1991</b>						
AVG	13,84	15,45	15,38	16,17	18,72	18,77
MIN	11,81	11,81	11,81	12,35	12,35	13,95
MAX	26,06	22,66	25,10	23,15	24,61	24,61
SD	1,93	2,28	2,37	2,51	3,25	2,10
<b>21. 7. 2002</b>						
AVG	27,51	28,53	28,16	28,27	28,85	29,44
MIN	24,12	24,12	23,04	24,12	25,72	24,12
MAX	33,93	35,41	36,39	38,32	36,39	34,42
SD	1,05	1,53	1,61	1,79	1,69	1,82
<b>29. 7. 2008</b>						
AVG	16,90	17,30	17,40	19,00	21,80	22,00
MIN	13,42	12,30	6,80	14,48	14,50	16,10
MAX	23,15	26,10	27,50	27,49	30,30	28,00
SD	1,18	1,50	1,80	2,49	3,30	2,70

V roce 1991 je zachycena situace (1. září), kdy většina zemědělských ploch byla sklizena. Zaznamenaný srážkový úhrn v devítidenní době před datem pořízení družicového snímku byl 46 mm. Nižší průměrné teploty byly zaznamenány na povodích s vysokým zastoupením lesů nebo luční vegetace (L, ČZ, ML). Nejnižší průměrné teploty jsou charakteristické pro povodí L (13,8 °C), které je z více jak 80 % tvořeno lesními porosty a které má nejvíce vyrovnané teploty (SD = 1,93 °C). Obdobně na povodích ČZ a ML se na teplotních charakteristikách příznivě odráží struktura krajiny, podíl lesů více jak 50 % a rozsah lučních porostů 7 – 10 %. Průměrné teploty (ČZ 15,5 °C a ML 15,4 °C) jsou ve srovnání s povodím L pouze o 1,5 °C vyšší (Tab. 8). Krajinná matrice těchto povodí (ČZ i ML) již obsahuje antropogenní plochy – městská zástavba (cca 2,5 %) a orná půda (cca 30 %), které jsou příčinou mírně zvýšené teplotní rozkolísanosti (ČZ, ML; SD = 2,28 a 2,37 °C). V daném termínu družicového snímkování se projevuje efekt sklizených polí, která mají vyšší teploty než povrchy s vegetací.

Naproti tomu povodí (HT, Z, ZM – Tab. 7) s velkým podílem ploch s vysokou mírou lidského vlivu vykazují vyšší průměrné teploty i vyšší míru variability. Zcela jednoznačně se zde projevuje vliv holých a zastavených povrchů, sklizených ploch a suché vegetace. Povodí H je charakteristické téměř 70% podílem orné půdy a zastavených ploch. Průměrná teplota krajiny je zde 16,17 °C. Teplotní variabilitu v povodí H (SD = 2,51 °C) zcela jistě navyšuje kontrast mezi posečenými poli a okolní vegetací s nižší teplotou. Povodí Z a ZM jsou příkladem území, kde krajinnou maticí tvoří především orná půda, 73 % v případě Z, 91 % u ZM. Průměrné teploty jsou ještě o 3,3 °C vyšší,

než v případě povodí HT (Tab. 8). Povodí Z má nejvíce rozkolísaný teplotní režim ( $SD = 3,25$  °C). Naopak, díky homogenitě krajinného pokryvu, výrazně nižší míru teplotní rozkolísanosti vykazují povodí ZM ( $SD = 2,1$  °C).

Vegetační sezóna 2002 byla bohatá na srážky. Na sledovaných povodích spadlo v rozhodujícím období, před 21. červencem, 87 mm srážek. Nasycenost vodou byla ve všech povodích vysoká. Z hlediska krajinného pokryvu byla zemědělská pole pouze částečně sklizena, a to díky nepříznivým meteorologickým podmínkám, které způsobily posun sklizně. Tato skutečnost, včetně vysokého obsahu vody v půdě, se promítla i do rozložení teplot. Rozdíly mezi povodími ML (28,2 °C), ČZ (28,5 °C), Z (28,9 °C) a HT (28,3 °C) jsou zanedbatelné – nepřesahují 1 °C. Nejvyšší průměrné teploty se objevují v ZM povodí (29,4 °C), nejnižší (27,5 °C) v povodí L. Fluktuace povrchové teploty je nízká, od  $SD$  1,05 °C na povodí L až po 1,82 °C na povodí ZM.

Rok 2008 je typickým příkladem letního období, kdy je v krajině mírný vlhkostní deficit, plodiny jsou většinou sklizeny, kromě kukuřice. V devítidenním období před snímáním (29. července) bylo naměřeno 15 mm srážek. Nejnižší průměrné teploty i rozkolísanost jsou charakteristické pro povodí L (16,9 °C;  $SD = 1,18$  °C), dále ČZ (17,3 °C;  $SD = 1,5$  °C) a ML (17,4 °C;  $SD = 1,8$  °C). To je téměř o 5 °C méně než u Z a ZM povodí, kde jsou hodnoty průměrné teploty 21,8 °C a 22,0 °C. Povodí s vysokým vlivem lidských aktivit (Z, ZM) vykazují v tomto období významně vyšší teplotní variabilitu ( $SD = 3,3$  a 2,7 °C). V povodí HT byla průměrná teplota 19 °C, fluktuace povrchové teploty 2,49 °C.

Porovnání teplotních charakteristik sledovaných povodí prokazuje, že se zvyšujícím se podílem antropogenních a zemědělsky obhospodařovaných ploch se zvyšuje průměrná teplota povrchu krajiny. Tato skutečnost je patrná z dat na začátku 90. let minulého století, a stejně tak i na konci první dekády století současného. Teplotní rozdíl mezi lesním povodím (L) a povodím s převahou zemědělské odvodněné orné půdy činil v obou případech 5 °C. V roce 2002, kdy celá oblast byla silně nasycena vodou po extrémních srážkách, byly sice rozdíly v průměrných teplotách minimální, přesto lesní povodí (L) bylo asi o 2 °C chladnější než zemědělské-meliorované povodí (ZM). Teplota povrchu krajiny se tak jeví ve vztahu ke krajinné struktuře jako robustní, konzervativní parametr.

Podobné rozdíly, jako v distribuci teplot, byly zjištěny i v hydrochemických parametrech vody, která z jednotlivých povodí odtéká. Vyšší průměrné hodnoty vodivosti byly zjištěny v povodích s vysokou lidskou aktivitou a podstatným podílem orné půdy. V povodí ZM a Z se hodnoty pohybovaly mezi  $300 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  až  $700 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Zřetelně nižší vodivost byla naměřena v lokalitách s nižší lidskou aktivitou a vyšším zastoupením lesních a lučních porostů, tj. v L a ML povodích ( $155$  až  $233 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ). Na rozdíl v hodnotách vodivosti se podílejí až dvojnásobné koncentrace hydrogenuhličitanů a čtyřnásobně vyšší koncentrace síranů v povodích pod vyšším antropogenním vlivem. Kromě vyplavování iontů z aplikovaných hnojiv a z vápnění, je jednou

z možných příčin i intenzivní mineralizace v půdách odvodněných melioracemi. Koncentrace celkového dusíku (TN) byly nejvyšší v ZM povodí, průměrná hodnota činila 16,9 mg.l<sup>-1</sup>, nejnižší pak v lesním povodí (ČZ) jen 2,0 mg.l<sup>-1</sup>. Vysoké hodnoty TN na povodí ZM tvořily dusičnany, respektive dusičnanový dusík. Ve vodě z částečně zalesněného a lesního povodí převládal dusík v organické formě. Podobně tomu bylo i u Na<sup>+</sup> a Ca<sup>2+</sup>, kdy koncentrace v přírodě blízkých povodích (L, ČZ) byly až o polovinu nižší než z lokalit silně ovlivněných člověkem. Průměrné hodnoty sledovaných parametrů jsou uvedeny v Tab. 9.

Tab. 9 - Průměrné hodnoty vodivosti, koncentrací hydrogenuhličitanů (HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>), dusičnanového dusíku (NO<sub>3</sub>-N), celkového dusíku (TN), celkového fosforu (TP), sodíku (Na<sup>+</sup>) a vápníku (Ca<sup>2+</sup>).

Období	Typ povodí	Vodivost	HCO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	NO <sub>3</sub> -N	TN	TP	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>
		(μS.cm <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )	(mg.l <sup>-1</sup> )
1990-91	Částečně zalesněný	379,0	121,30	0,09	2,34	0,19	7,49	44,36
	Lesní	240,0	75,76	0,22	2,39	0,17	6,91	26,25
	Heterogenní	470,5	164,87	0,01	2,42	0,27	15,88	41,66
2000-02	Částečně zalesněný	231,3	81,56	0,11	1,87	0,21	4,77	28,59
	Lesní	162,9	53,80	0,01	2,44	0,39	5,60	21,12
	Heterogenní	318,3	112,37	0,07	2,60	0,31	7,70	32,88
2008-11	Částečně zalesněný	130,6	49,36	0,01	2,01	0,21	3,40	14,20
	Lesní	132,8	47,08	0,02	2,20	0,22	4,97	15,09
	Heterogenní	344,7	161,53	0,04	1,98	0,18	6,06	46,89
	Zemědělský-meliorovaný	624,8	140,71	9,98	16,94	0,51	14,98	64,83
	Mokrý louky	222,8	98,58	0,02	3,48	0,20	10,90	23,55
	Částečně zalesněný (2)	138,0	79,64	0,38	1,52	0,14	4,59	16,78
	Zemědělský	313,0	120,97	0,18	2,97	0,18	11,20	33,00

Statisticky průkazné rozdíly (P < 0,001) ve vodivosti vody byly zjištěny mezi lokalitami s nižší lidskou aktivitou (povodí L a povodí ML) a lokalitami s intenzivní lidskou činností (povodí ZM a Z). Hodnoty TN byly statisticky významně vyšší na lokalitě ZM vůči ostatním povodím a významně vyšší byly také koncentrace vápníku vůči povodím L a ML. Mezi ostatními lokalitami byly v případě TN signifikantní rozdíly (P < 0,001). V případě TP a Na<sup>+</sup> nebyly zjištěny průkazné rozdíly mezi žádnými ze sledovaných lokalit (cf. Hesslerová, Chmelová 2012, Příloha 1, kapitola 10.1.1).

### 6.5 Funkční aspekty mělkých vod, přirozených a umělých mokřadů (Chmelová, 2010)

V rámci modelových povodí vymezených na Třeboňsku lze doložit, že některé typy krajinného pokryvu, nebo přesněji mokřadů, vykazují sice podobné charakteristiky i podobné distribuce teplot povrchu krajiny, ale přesto se liší chemismem odtékajících vod. Tyto rozdíly mohou indikovat jak intenzitu antropogenních vlivů, tak mohou být důsledkem procesů, které jsou pro danou lokalitu specifické. Kromě lokalit – povodí (Tab. 7), analyzovaných v kapitole 6.4, byly do hodnocení

zahrnutý další dvě lokality. Umělý mokřad (KČOV) Libnič, jako příklad sice uměle vytvořeného, ale funkčního mokřadního společenstva (Vymazal *et* Kröpfelová 2008). Druhou lokalitou je rybník Nový Vdovec, který je využíván jako hlavní produkční rybník ve standardním rybářském režimu (Baxa *et al.* 2013). Vzhledem k tomu, že se nachází v zalesněném území s relativně čistým zdrojem vody z Nové řeky, může být příkladem mělké vodní nádrže bez výrazného vnějšího antropogenního vlivu. Jednotlivé lokality byly detailně sledovány v letech 2008 a 2009.

Tab. 10 – Průměrné hodnoty sledovaných parametrů, viz Tab.9, Alkalita (Alk, mmol.l<sup>-1</sup>) hořčík (Mg<sup>2+</sup>, mg.l<sup>-1</sup>). Charakteristika povodí, \* = Lokality více ovlivněné, x = Lokality méně ovlivněné lidskou činností

Lokalita	Přeseka* (ZM)		Bošilecký* (Z)		Libnič* (HT)		Nový <sup>x</sup> (L)		Ruda <sup>x</sup> (ČZ)		Mokré louky <sup>x</sup> (ML)	
	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009	2008	2009
<b>Vodivost</b>	670	620	328	317	619	703	183	157	154,9	155	236,8	228,8
<b>Alk</b>	1,9	2,1	2,2	2,4	5,5	4,9	0,9	0,8	1,1	1	1,1	1,3
<b>NO<sub>3</sub>-N</b>	16,6	10,1	0,03	0,34	-	-	0,04	0,03	0,40	0,40	0,30	0,40
<b>TN</b>	23,3	14,6	2,5	3,8	24	15,1	3,4	3,3	1,8	2,2	2,5	2,5
<b>TP</b>	0,6	0,5	0,2	0,2	2,7	2,5	0,3	0,3	0,1	0,2	0,2	0,2
<b>Na<sup>+</sup></b>	14,4	12,1	11,6	11,4	36	36,4	10,5	10,9	5,1	4,6	11,3	11,1
<b>Ca<sup>2+</sup></b>	64,2	67,9	30,6	39,5	59,8	62,4	20,5	12,6	19,1	19,6	25,3	29,9
<b>Mg<sup>2+</sup></b>	20,4	15,4	7,2	7,1	11,1	11,9	4,1	2,5	4,4	3,8	6,5	7,0

Rozdíly v chemismu vod mezi lokalitami, které jsou méně antropogenně ovlivněné a mají více přirozený charakter, a lokalitami pod silným vlivem lidské činnosti jsou zcela výrazné (Tab. 10). Zřetelně to dokumentují hodnoty vodivosti. Statisticky (P < 0,001; Tab. 11) významně nižší vodivosti byly v přírodě blízkých lokalitách, v oblastech mělkých vod a přirozených mokřadů. Významné rozdíly ve vodivosti mezi lokalitami N. Vdovec, Ruda a Mokré louky zjištěny nebyly. Naproti tomu, lokality více ovlivněné lidskou činností (Přeseka, Bošilecký a Libnič) vesměs vzájemně vykazovaly průkazně rozdílné hodnoty vodivosti. Podobné statisticky významné rozdíly byly zjištěny pro alkalitu (koncentrace hydrogenuhličitanů). Přírodě bližší lokality jsou homogenní skupinou, která má nižší alkalitu. Významně vyšší alkalitu mají odtékající vody ze zemědělského povodí (Přeseka) a rybník Bošilecký. Nejvyšší alkalita byla zjištěna na umělém mokřadu (KČOV Libnič), pravděpodobně způsobená vysokým množstvím HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> v odpadní vodě z domácností.

V dalších hydrochemických parametrech se projevují specifické vlastnosti a procesy jednotlivých biotopů, mělkých vod (rybníky N. Vdovec a Bošilecký), mokřadů a mokřích luk i fungování umělého mokřadu. Důsledkem těchto vnitřních procesů se mění distribuce látek a v některých parametrech se potom výsledky ovlivněných a neovlivněných lokalit vzájemně neliší. Zřetelně je to patrné pro výsledky z rybníka Bošilecký, který je ovlivňován zemědělským povodím i lidskými sídly. Průměrné koncentrace NO<sub>3</sub>-N, TN, TP, Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> zjištěné na Bošileckém rybníku se nelišily od hodnot z lokalit, kde tento vliv byl výrazně menší (Tab. 11). Více specifický chemismus vykazují nejvíce ovlivňované lokality, meliorační stoka Přeseka a umělý mokřad (KČOV Libnič). Rozdíly proti ostatním lokalitám jsou patrné především pro formy dusíku.



Tab. 11 – ANOVA post hoc test rozdílů mezi lokalitami \* =  $P < 0,05$ ; \*\* =  $P < 0,01$ ; \*\*\* =  $P < 0,001$ ; NS= neprůkazné; x = chybějící data

Lokalita	Lokalita	Vodivost	Alkalita	NO <sub>3</sub> -N	TN	TP	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
Nový Vdovec	Mokrý louky	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Nový Vdovec	Ruda	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Nový Vdovec	Libnič	*	*	x	*	*	*	*	x
Nový Vdovec	Bošilecký	*	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Nový Vdovec	Přeseka	*	*	*	**	NS	NS	*	*
Mokrý louky	Ruda	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Mokrý louky	Libnič	*	*	x	*	*	*	***	x
Mokrý louky	Bošilecký	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Mokrý louky	Přeseka	*	**	*	*	NS	NS	**	*
Ruda	Libnič	*	*	x	*	*	*	**	x
Ruda	Bošilecký	*	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Ruda	Přeseka	*	***	*	*	NS	NS	*	*
Libnič	Bošilecký	*	*	x	*	*	*	NS	x
Libnič	Přeseka	*	*	x	NS	*	*	NS	x
Bošilecký	Přeseka	*	NS	*	**	NS	NS	NS	*

Meliorační stoka Přeseka má průkazně vyšší koncentrace dusičnanového dusíku vůči všem ostatním lokalitám. Vysoký obsah NO<sub>3</sub>-N určuje i výsledek statistického hodnocení koncentrací celkového dusíku. Protože méně ovlivněné lokality a rybník Bošilecký mají srovnatelné a nízké koncentrace NO<sub>3</sub>-N, lze předpokládat, že ani obsah organického N nebude na těchto lokalitách odlišný. Výjimkou je umělý mokřad Libnič s velmi vysokými koncentracemi TN. Odpadními vodami zatěžovaný umělý mokřad má také významně vyšší koncentrace sodíku než ostatní lokality, ale srovnatelnou koncentraci Ca<sup>2+</sup> jako je na meliorační stoce Přeseka (okolo 60 mg.l<sup>-1</sup>). Podobné rozdělení koncentrací, jaké bylo zjištěno u TN, je patrné i u celkového fosforu. Koncentrace TP v KČOV Libnič přesahují hodnoty 2 mg.l<sup>-1</sup> a jsou řádově vyšší než na všech ostatních lokalitách. Tento stav je specifický pro umělé mokřady, které jsou využívány pro čištění odpadních vod. Schopnost zadržet fosfor je v tomto systému omezená a hodně závisí na oxidačně-redukčních podmínkách a sorpční kapacitě. Fosfor může být z kořenové čisticí uvolňován ve chvíli, kdy je její sorpční kapacita nasycená (Vymazal et Kröpfelová 2008). Ostatní lokality se v koncentracích celkového fosforu navzájem statisticky významně neliší. Přesto je patrné, že nejvyšší průměrné hodnoty byly zaznamenány ve vodě meliorační strouhy Přeseka (Tab. 10). Je však třeba konstatovat, že koncentrace celkového fosforu jsou v celém území relativně vysoké a ukazují na plošnou eutrofizaci krajiny.

Při posouzení vztahu chemismu povrchových vod ve vztahu k dopadům lidské hospodářské aktivity je třeba zohlednit nejen charakter a rozsah antropogenního působení, ale také přírodní podmínky a procesy, které v krajině probíhají. Znalost jak možného rozpětí hodnot hydrochemických parametrů, stejně tak znalost přírodních procesů, které je mohou ovlivnit, je pro interpretaci výsledků nezbytná (cf. Chmelová et al. 2010, Příloha 1, kapitola 10.1.2).

## 7 Diskuze

### 7.1 Dlouhodobé změny chemismu – obraz změn hospodaření v krajině

Charakter chemismu povrchových vod odtékajících z povodí je určován hydrogeologickými poměry daného území, klimatickými podmínkami, půdními a vegetačními poměry. Podle obsahu hlavních iontů, tj.  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$  a  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Cl}^-$  a  $\text{HCO}_3^-$  lze klasifikovat hydrochemické typy přírodních, neznečištěných povrchových vod. Kritériem jsou vzájemné poměry iontů, např. je-li poměr  $\text{HCO}_3^- / (\text{SO}_4^{2-} + \text{Cl}^-) > 1,9$ , je typ povrchové vody označován jako uhličitánový (Moss 2010). Pro jednoduchou klasifikaci povrchových vod lze použít běžné rozdělení na vody měkké s nízkým obsahem rozpuštěných látek a vody tvrdé, zpravidla uhličitánové, které mají obsah rozpuštěných látek vysoký (Wetzel 2001). Určení základního hydrochemického typu vody zpravidla vždy poskytuje dobrou informaci o hydrogeologických poměrech daného povodí. Kromě přírodních vlivů však obsah rozpuštěných látek ve vodě významně ovlivňují důsledky hospodářských aktivit lidské společnosti, zemědělství, těžba nerostů, průmysl a komunální odpad z lidských sídel (Pitter 2009). V kulturní krajině je obtížné, zejména u některých iontů rozlišit jejich původ. Navíc v posledních desetiletích mohou chemismus povrchových vod významně ovlivňovat dálkové přenosy látek, např. oxidů síry a dusíku (Kopáček *et al.* 2020). Celkový obraz o rozpuštěných látkách ve vodě, jak přírodního tak antropogenního původu, představuje klíčovou informaci pro hodnocení stavu vodních útvarů (*Směrnice 2000/60/ES*). Stejně tak je tato informace důležitá pro hodnocení ekologických funkcí vodních ekosystémů a pro jejich ochranu (Pacini *et al.* 2019).

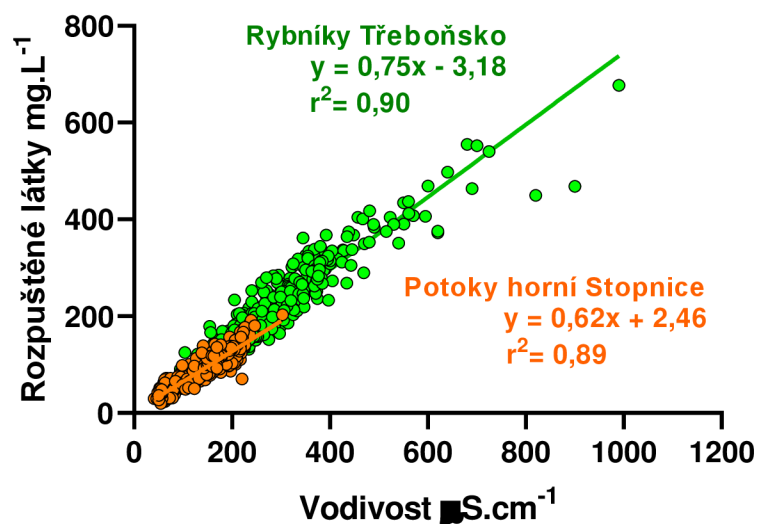
V přírodních podmínkách, kde se antropogenní vlivy projevují jen minimálně, jsou ve většině případů koncentrace rozpuštěných látek velmi nízké. Typické je to pro horské oblasti se žulovým podložím. Vodivost povrchové vody se pohybuje okolo  $20 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Wetzel 2001). Stejně tak velmi nízké vodivosti,  $10 - 50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , a minimální koncentrace alkalických kationtů vykazují vody potoků v amazonském tropickém deštném lese (Nortcliff et Thornes 1978). Tyto dvě skutečnosti jsou jedním z východisek pro úvahy, jak hodnotit stav povodí podle chemismu odtékající vody (Ripl 1995, 2003). Zvýšení látkového toku z povodí tak ukazuje na změny, které odchyľují daný systém od jeho přirozeného stavu. V horských, minimálně produktivních oblastech, jsou příčinou změn zpravidla přímé dopady působení člověka. V kulturní krajině, kde jsou přírodní prvky, především vegetace a vodní režim, dlouhodobě ovlivněné hospodařením člověka, jsou mechanismy určující látkové toky složitější.

Dlouhodobé trvalejší změny chemismu velkých řek jsou způsobeny zejména antropogenními vlivy, chemizací zemědělství, urbanizací a industrializací. Pitter (2009) v této souvislosti shrnuje výsledky od prvních spolehlivých analýz vody v Labi na profilu Lovosice z roku 1892 až po údaje do roku 1999 (Hanamann 1898 in Pačes 1982). V tomto období nejvíce vzrostly koncentrace síranů, chloridů, sodíku a dusičnanů. V roce 1976 byl antropogenní podíl odhadnut u sodíku na 72 %, u síranů na 18 %, u chloridů na 10 % a u dusičnanů na 10 %.



vápníku na 41 %, u hořčíku činil antropogenní původ 48 %, u chloridů činil 77 % a u dusičnanů dosáhl 80 %. Zajímavý je pokles koncentrace hydrogenuhličitanů mezi lety 1994 a 1999 ze 130 mg.l<sup>-1</sup> na 122 mg.l<sup>-1</sup>, který Pitter (2009) dává do souvislostí s acidifikací.

Intenzita antropogenního vlivu na chemismus vody, se plně projevila ve změnách, které nastaly v České republice po roce 1990. Kopáček *et al.* (2017) vyhodnotili dlouhodobé trendy koncentrací hlavních iontů ve Vltavské vodě v profilu Slapy. V druhé polovině 20. století, podobně jako Pitter (2009), zjistili nárůst koncentrací hlavních kationtů, zejména vápníku, hořčíku a sodíku. Také na straně aniontů docházelo k nárůstu koncentrací, nejvíce se zvýšily koncentrace síranů. Množství ostatních aniontů (chloridy, dusičnany) stoupalo asi polovičním tempem, než tomu bylo u síranů. Na rozdíl od hodnot z Labe (Pitter 2009), zvýšily se i koncentrace hydrogenuhličitanů. Po roce 1990 byl zaznamenán mimořádně rychlý pokles ve všech parametrech kromě chloridů. Interpretace těchto výsledků v rámci velkého území jakým je povodí Vltavy v profilu Slapy umožňuje identifikovat rámcově, že nejvýznamnějším zdrojem hlavních aniontů (dusičnanů, síranů a chloridů) je zemědělská půda. Pokles koncentrací tak souvisí především se změnami v zemědělském hospodaření po roce 1990. Zřetelně je to vidět zejména na poklesu koncentrací vápníku ve vodách a v poklesu množství aplikovaného vápníku na zemědělské kultury (Kopáček *et al.* 2017). Skutečnost, že řídicí procesy těchto změn jsou velmi robustní, lze potvrdit také výsledky monitoringu Lužnice a Stropnice. Na řádově menších povodích, která mají více méně zemědělský charakter, narůstají hodnoty vodivosti od 60. let 20. století až do roku 1990 (Paleta 1). V období po roce 1990 dochází k zřetelnému poklesu, který se však mezi roky 2010 – 2020 zastavuje na Stropnici a na řece Lužnici hodnoty vodivosti dokonce stoupají. Protože vodivost představuje velmi dobrý ukazatel celkového obsahu rozpuštěných látek, tj. především hlavních iontů, lze tento trend interpretovat jako projev změn v koncentracích hlavních iontů. Vztah mezi obsahem rozpuštěných látek, přesněji součtem koncentrací hlavních iontů (v mg.l<sup>-1</sup>) a vodivostí (v  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ ) zjištěný na Třeboňských rybnících vykazuje velmi těsnou lineární korelaci se sklonem regresní přímky 0,75. To velmi dobře odpovídá hodnotě 0,8, kterou Pitter (2009) udává jako průměrný poměr mezi koncentrací rozpuštěných látek a vodivostí pro povrchové vody v České republice. Také data o vodivosti a celkové koncentraci hlavních iontů z potoků na Novohradsku těsně koreluje, ale regresní sklon je nižší, jen 0,62. Nicméně tato hodnota je stále v rozsahu, který je v literatuře uváděn a zřejmě odráží poněkud odlišné iontové poměry v celkově méně zatížených vodách Novohradska (Obr. 22). Důležitá je skutečnost, že obě korelace jsou velmi těsné, s minimem odlehklých bodů a že i přes určité změny v poměrech hlavních iontů lze soubory dat považovat za kompaktní.



Obr. 22 - Korelace koncentrací rozpuštěných látek (součet koncentrací hlavních iontů) a vodivosti. Rybníky Třeboňsko 1990-2020, potoky v oblasti horní Stropnice 2005-2011.

Podobný trend vodivosti jako v řece Lužnici je patrný i pro průměrné hodnoty vodivosti v třeboňských rybnících. Jak v Lužnici, tak i Stropnici je sice patrný nárůst koncentrací hydrogenuhličitanů, ale celková suma aniontů se zvyšovala rychleji (Paleta 1; Graf C – F). Znamená to, že nárůst koncentrací síranů a chloridů byl větší, než hydrogenuhličitanů.

Pokles obsahu rozpuštěných látek, který nastal po roce 1990 v řekách, byl zaznamenán i na rybnících. V letech 2000 a 2001 zjistili Pechar *et al.* (2003) výrazné snížení koncentrací všech hlavních iontů. Úbytek koncentrací především síranů, hydrogenuhličitanů ale i chloridů byl v podobném rozsahu, v jakém byl zaznamenán pokles koncentrací těchto iontů na Slapech (Kopáček *et al.* 2017). Koncentrace kationtů na rybnících poklesly také podobným způsobem. Je zajímavé, že koncentrace hydrogenuhličitanů a vápníku poklesly zhruba na úroveň v 50. letech minulého století, přestože rybníky byly v druhé polovině 20. století intenzivně vápněné (Hartman *et al.* 2016). Pechar *et al.* (2003) dávají pokles hydrogenuhličitanů a vápníku do souvislosti s řádivým propadem vápnění zemědělské půdy. Podle tehdy dostupných zdrojů, dosahovala maximální aplikace vápenatých hnojiv v 80. letech hodnot 600 kg čistého vápníku na ha. Toto množství se snížilo po roce 1990 na 60 kg čistého vápníku na ha.

Dalším důležitým momentem, je zastavení poklesu koncentrací většiny hlavních iontů okolo roku 2010, a zřetelný nárůst koncentrací na rybnících v posledních letech. Opět se jako řídicí faktor jeví zemědělské hospodaření a navyšování množství aplikovaných hnojiv a větší intenzita vápnění (Tab. 12).

Tab. 12 - Úrovně spotřeby hnojiv v Jihočeském kraji v  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  obhospodařované zemědělské půdy; údaje jsou průměr tří let,  $\pm$  jeden rok od daného roku; Pechar *et al.* 2003, Statistická ročenka Jihočeského kraje, databáze ČSÚ, upraveno (Ing. Zdeněk Kučera JU v ČB)

Hnojiva	Prvek	1985	1995	2000	2005	2010	2015	2020
<i>dusíkatá</i>	<i>N (kg.ha<sup>-1</sup>)</i>	108	51	57	61	78	89	90
<i>fosforečná</i>	<i>P (kg.ha<sup>-1</sup>)</i>	78	43	24	14	11	15	15
<i>draselná</i>	<i>K (kg.ha<sup>-1</sup>)</i>	98	13	13	12	10	12	14
<i>vápenatá</i>	<i>Ca (kg.ha<sup>-1</sup>)</i>	616	52	93	94	128	164	212
<i>statková</i>	<i>(kg.ha<sup>-1</sup>)</i>	14700	8700		6700	6300	6400	6300

Rozsáhlé studie, které řeší vztah mezi charakterem povodí a chemismem povrchových vod narážejí na dvě obecná omezení terénního ekologického výzkumu. Detailní studium jednoho procesu, vyžaduje soustředit aktivity na relativně malém území, které lze detailně popsat a podchytit klíčové proměnné. Interpretace takových výsledků má zpravidla četná omezení, která jsou determinována specifickými podmínkami detailního sledování. Velké soubory dat o chemismu vod, např. z území celé České republiky, nebo dlouhodobé řady sledování na profilech uzavírajících velká povodí, představují naprosto zásadní srovnávací materiál. Nicméně i podrobná analýza může statisticky významně prokázat jen nejrobustnější proměnné, které ovlivňují chemismus. Velkou část zdrojů variability nelze přiřadit konkrétním proměnným, které popisují charakter povodí (Chuman *et al.* 2013).

Výzkumný program v oblasti horní Stropnice byl formulován v rámci výzkumného záměru (MSM 6007665806, „Trvale udržitelné způsoby zemědělského hospodaření v podhorských a horských oblastech“) Zemědělské fakulty JU na pracovišti Laboratoře aplikované ekologie Ing. Bodlákem. Program měl jako jeden z cílů nastavit efektivní režim sledování hydrochemických parametrů, stanovení klíčových charakteristik parametrů povodí, délku a frekvenci systematického monitoringu. Výsledky, které shrnuli Hellebrandová (2006) a Hellebrandová *et al.* (2006), potvrdily realistický předpoklad, že informace o koncentracích hlavních iontů na horním a dolním profilu sledovaných povodí dobře korespondují s hlavními charakteristikami land-use a land-cover. Sledování koncentrací v prvním přiblížení umožňuje určit nejvíce problematické lokality. Detailnější bilanční analýza, jak byla realizována, na dvou vybraných povodích, tak představuje další úroveň sledování, kterou lze použít pro řešení konkrétního problému a lépe popsat fungování povodí (Slavíková 2014, Veselá 2017).

Sledování funkčních charakteristik krajinného pokryvu pomocí hodnocení teplot zemského povrchu je další možný nástroj k diagnostice stavu povodí. Tato metodika je předmětem dlouhodobého výzkumu ve společnosti ENKI. Jedná se jak o pozemní měření termovizní kamerou, tak o využití teplotního snímání zemského povrchu nástroji DPZ. Zároveň společnost ENKI

dlouhodobě sleduje stav rybníků a chemismus jejich vod, fungování mokřadů a látkové bilance v nich (Pokorný 2001, Pechar *et al.* 2003, 2005, Hesslerová *et al.* 2012).

Vyhodnocení dlouhodobých trendů vodivosti na Stropnici a Lužnici ukázalo zřetelnou podobnost. Nabízí se tak možnost paralelního porovnání změn v chemismu tekoucích vod na Novohradsku a rybníků na Třeboňsku a posoudit do jaké míry budou změny v koncentracích hlavních iontů korespondovat s charakterem povodí, resp. okolím rybníků. Posouzení teplotních poměrů vybraných lokalit společně s hodnocením jejich schopnosti zadržovat živiny je druhá podrobnější úroveň sledování.

## **7.2 Rozdíly v chemismu vod indikují odlišný charakter povodí a hospodaření**

Vyhodnocení dat ze sledovaných povodí v oblasti horní Stropnice potvrzují, že nejvýznamnější proměnnou, která určuje chemismus odtékající vody z povodí je podíl orné půdy. Tento výsledek je ve shodě se zjištěními Hellebrandové *et al.* (2006) i Slavíkové (2014), které pracovaly ve stejné oblasti. Ukazuje se však, že rozdíl mezi horním a dolním profilem zůstává více méně zachován po celé období let 2001 – 2011. Změny v chemismu vod, které v tomto období nastaly, odpovídají doznívajícímu klesajícímu trendu v prvním desetiletí tohoto století. Podobná tendence ve změnách chemismu byla zaznamenána také na třeboňských rybnících. Velký pokles koncentrací všech hlavních iontů nastal mezi roky 1990 – 2001. Do roku 2011 se pokles téměř zastavil a v posledním desetiletí se koncentrace navyšují.

Odnos látek z krajiny je dlouhodobě známý fenomén. Zásadní zvýšení odnosu látek z povodí nastalo v době, když města a příměstské zóny začaly kanalizací systematicky odvádět splaškové vody do povrchových vod, tj. od konce 19. století. V této době, ve švédských jezerech vzrostla rychlost sedimentace téměř 100×, na 8 – 10 mm za rok. Zároveň se zvýšil obsah živin a dalších látek v povrchových vodách následkem odvodňování krajiny (půdy), protože odvodnění půdy je provázáno rozkladem (mineralizací) organických látek v půdě, okyselováním a odtokem živin, zejména alkálií (vápníku, hořčíku, draslíku, sodíku). Odtok těchto látek za rok z 1 ha dosahoval několika set kg (Ripl, 2003). Takový rozsah zatížení povrchových vod rozpuštěnými látkami znamená, že hodnoty vodivosti se pohybují v rozsahu stovek, někdy i tisíců  $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ .

Současné ukazatele jakosti povrchových vod (hodnoty přípustného znečištění) pracují s vodivostí a koncentracemi některých hlavních iontů až v rozsahu koncentrací, které indikují významné znečištění vodních útvarů. Podle vyhlášky ČSN 75 7221 hodnoty vodivosti v první nejlepší třídě jakosti vody povrchových vod nesmí přesáhnout  $400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Limit přípustného znečištění povrchových vod je podle NV č. 401/2015 Sb., pro vodárenské účely, koupání osob a lososové a kaprové vody stanoven na  $470 \text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$  rozpuštěných látek, stanovených žiháním při  $550 \text{ }^\circ\text{C}$ . To odpovídá vodivosti přibližně  $630 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Hodnoty vodivosti na sledovaných povodích se pohybují hluboko pod těmito limity. Na rybnících byly hodnoty nad  $400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  zaznamenány jen v letech 1990 a 1991 a jen na rybníčních soustavách bezprostředně ovlivněných přítokem vody

ze zemědělského povodí. Po roce 2000 byly hodnoty vodivosti vyšší než  $400 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  měřeny na rybnících jen výjimečně.

Z hlediska vodohospodářského hodnocení jakosti vody nejsou ani zvýšené koncentrace hlavních iontů významným rizikem a také nejsou hodnoceny jako typické znečištění. Nicméně nárůst koncentrací představuje zatížení povrchových vod. Zhodnotit do jaké míry takové zatížení představuje změnu chemismu vody proti přirozenému stavu je obtížné. V literatuře je vcelku dobrá shoda na hodnotách vodivosti povrchových vod z přírodních, člověkem neovlivněných, oblastí do  $30 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  (Wetzel 2001, Ripl 2003). Lze tak s určitou rezervou uvažovat hodnotu  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  jako mezní, a v případě vyšších hodnot uvažovat o prvních stadiích narušení přírodních procesů, které brání látkovým ztrátám. Složitější je posouzení koncentrací jednotlivých iontů, protože se jejich poměrné zastoupení může významně lišit především podle hydrogeologických poměrů (Pačes 1983, Pitter 2009). Pro odhad mezních koncentrací jednotlivých iontů je tak nezbytný velký soubor kompletních hydrochemických rozborů. V současné době je k dispozici asi nejrepresentativnější soubor dat o chemismu povrchových vod, který v letech 2007 – 2010 shromáždili Chuman *et al.* (2013). Autoři zpracovali údaje o koncentracích hlavních iontů a vodivosti v potocích a menších tocích z více než 3000 profilů v rámci celé ČR. Jednotlivé odběrové profily zahrnovaly prakticky úplné spektrum všech typů menších povodí, neznečištěná horská povodí, povodí řídkce i hustě osídlená, zemědělská i průmyslová. Z hlediska environmentálních parametrů sledování pokrylo celý rozsah geologických, klimatických i topografických podmínek, včetně land-use a land-cover. Publikované základní popisné statistiky umožňují porovnat data z povodí Stropnice a z Třeboňska s celkovou distribucí hodnot jednotlivých analytů v rámci České republiky (Tab. 13).

Tab. 13 - Distribuce hodnot vybraných parametrů pro ČR (Chuman *et al.* 2013)

Parametr	Nejnižší kvartil	Medián	Nejvyšší kvartil	Max
<b>Vodivost</b> $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$	109	217	401	1623
<b><math>\text{HCO}_3^-</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	-	-	-	-
<b><math>\text{NO}_3^-</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	2,18	5,62	17,99	86,69
<b><math>\text{Cl}^-</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	1,75	6,81	19,64	132,64
<b><math>\text{SO}_4^{2-}</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	14,79	25,74	46,03	439,01
<b><math>\text{Ca}^{2+}</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	10,43	22,55	46,35	214,85
<b><math>\text{Mg}^{2+}</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	2,63	5,78	10,81	98,14
<b><math>\text{Na}^+</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	4,12	7,93	14,24	100,51
<b><math>\text{K}^+</math></b> $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$	1,08	2,02	4,06	27,35

Vodivost na všech horních profilech sledovaných potoků v povodí horní Stropnice byla nižší než hodnota nejnižšího kvartilu jak jej uvádí Tab. 13, kromě Nakolického potoka. Tomuto nejpřísnějšímu kritériu vyhoví průměrná hodnota vodivosti na dolním profilu pouze v případě



Paseckého potoka. Ve všech ostatních dolních profilech jsou hodnoty vodivosti vyšší než je hranice pro nejnižší kvartil, ale nepřekračují medián, pro celý hodnocený soubor dat v rámci ČR. Lze proto soudit, že voda, která vstupuje na horních profilech do jednotlivých povodí, má více méně srovnatelnou kvalitu v rámci celé oblasti horní Stropnice.

Avšak průměrné koncentrace všech hlavních aniontů a kationtů na horních povodích jsou pod hranicí nejnižšího kvartilu pouze na Váčkovém potoce a na horním profilu Stropnice. V případech koncentrací  $\text{SO}_4^{2-}$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ , průměrné hodnoty na horních povodích nepřevyšují nejnižší kvartil také na potocích Bedřichovském, Paseckém i Veverském. Na těchto profilech jsou však hodnoty pro dusičnany, chloridy, sodík a draslík vyšší. Pouze na horním profilu Nakolického potoka ani jeden z měřených parametrů není pod hranicí, kterou udává nejnižší kvartil (Tab. 13). Toto srovnání ukazuje, že jsou určité rozdíly mezi sledovanými profilem, které z hodnot vodivosti nejsou jednoznačně patrné.

Fungování jednotlivých povodí nám přiblíží až porovnání rozdílů, mezi D a H profilem. Průměrné hodnoty dolních profilů sice překračují spolehlivě nejnižší kvartil, vyjma profilu Pasecký D, ale nedosahují mediánu. Přičemž nejvyšší rozdíly vykazuje Stropnice (Paleta 2; graf B) jako hlavní tok, který integruje vstupy ze všech dílčích povodí a úseků v oblasti Nových Hradů.

Uspořádání dat na grafu B (Paleta 2) dokumentuje, že na Paseckém potoce je ovlivnění vody protékající povodím minimální, zatímco povodí Váčkového potoka má podobný projev jako celé povodí Stropnice. Vysvětlení nabízí hodnocení land-use a land-cover. Zatímco povodí Paseckého potoka je možné charakterizovat jako lesní a luční, horní část Váčkového potoka tvoří les, ale spodní část povodí je tvořena převážně ornou půdou a TTP.

Prokazatelně se zde projevuje vliv zemědělských aktivit. To je v zásadě ve shodě se zjištěním Hellebrandové *et al.* (2006). Navíc se zde potvrzuje podobnost rozdílů mezi dolními a horními profilem jednotlivých povodí i v dlouhodobém měřítku. Od roku 2004 do roku 2011 se rozdíly prakticky nezměnily. Určitou souvislost a vysvětlení lze najít v historickém náhledu na změny land-use na Novohradsku. Celé Novohradsko bylo, stejně jako celá ČR, ovlivněno nástupem kolektivizace a intenzifikace zemědělství. Výměry i výnosy TTP a pastvin se zmenšovaly, oproti tomu se zvětšovala rozloha i výnosy na orné půdě. To se do určité míry dělo i v oblasti Novohradských hor, nicméně podhorská oblast byla pro velkoplošné hospodaření méně atraktivní. Zemědělské hospodaření v 60. – 80. letech přineslo nárůst spotřeby průmyslových hnojiv, ale k plošnému ovlivnění struktury krajiny nedošlo (Sýkorová *et al.* 2006, Jiroušková 2010). Také Chuman *et al.* (2013) hodnotí, podle hodnot skóre jejich sledovaných povodí, oblast Novohradska jako území s více zachovalými přírodními povodími. To je zcela ve shodě s průměrnými hodnotami vodivosti i koncentrací jednotlivých iontů, jak byly zaznamenány na sledovaných povodích v letech 2001 – 2011. Velmi podobné hodnoty koncentrací hlavních iontů zaznamenali Procházka *et al.* (2019) na potocích v oblasti pravého břehu Lipna. Jejich téměř 20ti letá řada měření na potocích,

kteřé odvodňují les a mokřadní povodí, potvrzuje, že vodivosti z oblastí, které mají minimální hospodářské zásahy, se pohybují do  $50 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Také koncentrace hlavních iontů jsou vesměs pod hranici prvního kvartilu podle Chumana *et al.* (2013). Naproti tomu výsledky z blízkého povodí, odvodněné pastviny, ukazují zřetelné navýšení vodivosti na  $90 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  a stejně tak i koncentrace hlavních iontů jsou statisticky významně vyšší. Hodnoty pro dusičnany, chloridy a draslík překračují první kvartil (Tab. 13). Více než dvojnásobná je hodnota anorganického uhlíku, tj. hydrogenuhličitanů ve vodě z pastviny ve srovnání s lesním a mokřadním povodím (Procházka *et al.* 2019).

Tento poznatek umožňuje s velkou mírou jistoty říci, že krajina se zachovanými funkčními přirozenými strukturami, dokáže dlouhodobě tlumit důsledky lidských aktivit. A právě z tohoto poznatku lze vycházet například při tvorbě územně plánovacích podkladů. Jinými slovy, můžeme si dovolit hospodařit konvenčně, ale při zachování určité mozaiky přirozených ekosystémů (Eiseltová *et al.* 2007).

### 7.3 Fungování krajiny a schopnost povodí, biotopů zadržovat látky

Kolonizace krajiny znamená hlavně přeměnu lesních porostů na zemědělskou půdu, což způsobuje zásah do vodního režimu a látkových toků. Odlesněním tak navodil „zemědělec“ rozklad organických látek v půdě a s tím se uvolňované živiny staly dostupné pro růst plodin. Většina živin (dusík, fosfor a hlavně alkalické kovy a uhličitany) však odtéká s vodou do moří. Živiny rozpuštěné ve vodě způsobují eutrofizaci tj. zhoršení kvality povrchové vody. V další fázi vývoje zemědělství u nás, stejně jako v celé Evropě, dochází k odvodňování zemědělských pozemků (Kulhavý *et al.* 2007). To způsobuje střídání úrovně hladiny půdní vody a navozuje rychlou mineralizaci. Půda se ochuzuje o alkálie, okyseluje se, z půdy se uvolňují toxiny a těžké kovy. Vodní cyklus je otevřen, zvyšují se odtoky, není dostatek vody na výpar, půda se ohřívá. Tento proces popsali Rippl *et al.* (1996) jako vyčerpávání krajiny. Úloha vody je klíčová pro hydroklimatický management, pro kompenzování teplotních výkyvů, transformaci energetických toků za účasti evapotranspirace vegetací (Hesslerová *et al.* 2019, Falkenmark, 2020). Sledování teplot metodami dálkového průzkumu země umožňuje dobře hodnotit klíčovou funkci vegetace a vody v krajině (Brom *et al.* 2014, Procházka *et al.* 2019).

Provázanost živých struktur s vodním cyklem určuje termodynamickou účinnost ekosystému a úroveň disipace energie na daném území. Vegetace a ekosystémy obecně reagují zpětnovazebně na množství přicházející sluneční energie prostřednictvím procesů fotosyntézy a transpirace. Díky transpiraci rostliny brání vytváření teplotních rozdílů v krajině a současně snižují rychlost odtoku vody. Voda spolu s rozpuštěnými látkami je vázána jak v biomase, tak v půdě. Typ porostu (les, rákosina, louka, dobře zásobené vodou), který dokáže zajistit menší teplotní výkyvy, (tj. podstatnou část dopadajícího slunečního záření vegetace pomocí evapotranspirace transformuje do latentního tepla) lze považovat za efektivní. Lze předpokládat,

že povodí s vyšším podílem zastavěných ploch a orné půdy budou mít rozkolísanější teplotní režim, vyšší průměrné teploty i vodivost odtékající povrchové vody. Dobrou koincidenci vykazují výsledky kombinovaného sledování teplotních poměrů, vegetace a vodního režimu různých biotopů (Chmelová *et al.* 2011, Hesslerová *et al.* 2012) na Třeboňsku. Vlhčí a přírodním poměrům bližší biotopy mají více vyrovnaný teplotní režim i látkovou bilanci. Také umělé mokřady potvrzují, že tato technologicky podpořená společenstva dobře zadržují látky, včetně dusíku a fosforu. Vymazal *et al.* (2020) instalovali umělý mokřad na vyústění drenáží ze zemědělských pozemků a potvrdili vysokou účinnost umělých mokřadů při odstraňování dusíku. Využití těchto prvků tak může přispívat k splnění podmínek dobře fungujících krajinných celků (Kravčík *et al.* 2008).

Dalším důležitým aspektem je míra rozkolísanosti jak vodního režimu, tak látkových toků. Tento rys je velmi dobře patrný na všech sledovaných lokalitách. Jak potoky ovlivněné hospodařením v povodí, tak i rybníky v podobné krajinné konfiguraci, vykazují zřetelně větší rozsah koncentrací, prakticky ve všech sledovaných parametrech. Rozsah kolísání v hodnotách sledovaných parametrů je důležitým aspektem, který je třeba zohlednit při monitoringu i interpretaci, do jaké míry koncentrace látek vypovídají o stavu povodí (Fučík, 2010). Pro tekoucí vody, je klíčovým faktorem, který ovlivňuje koncentrace hlavních iontů, průtok (Meybeck *et al.* 1990). V případě náhlých srážkových epizod, nebo dlouhodobého sucha, mohou tyto situace významně ovlivnit koncentrace rozpuštěných látek. Navýšení průtoku většinou vede zpravidla k naředění koncentrací ve srovnání s normálním průtokem, např. dusičnanů (Kvítek a Tipl 2003), ale náhlé přívalové srážky mohou způsobit i vyšší intenzitu vyplavování látek. Na dolním profilu Váčekového potoka zjistila Veselá (2017) zvýšené koncentrace dusičnanů právě při náhle kulminaci průtoku. Extrémní srážkové epizody, jaké např. způsobily v roce 2002 povodně, samozřejmě ovlivní i lokality stojatých vod. Ale pro rybníky, které jsou po většinu vegetační sezóny jen málo průtočné, jsou důležité intenzivní biologické procesy, které mohou významně ovlivnit i jednotlivé hlavní ionty. Potvrzují to výsledky z třeboňských rybníků, které vykazují zřetelné sezónní trendy. Zejména zřetelné je snižování koncentrací dusičnanů a síranů, které jsou redukovány při intenzivním rozkladu organických látek především v teplejší části roku. V procesu odbourávání organických látek vzniká  $\text{CO}_2$ , který s vodou reaguje na slabou kyselinu uhličitou a zároveň se rozpouští přítomný  $\text{CaCO}_3$ . Výsledkem tohoto procesu je tendence k sezónnímu zvyšování alkality (respektive  $\text{HCO}_3^-$ ) v rybnících (Paleta 6). Rychlost a rozsah eliminace dusičnanů a snížení koncentrace síranů během sezóny souvisí s intenzitou rozkladných procesů. Tomuto procesu dobře odpovídá opačný trend, nárůst koncentrací hydrogenuhličitanů a vápníku, který je nejvíce zřetelný v letech 1990 – 1991. V průběhu dalších dekád je tento trend méně patrný. Jednak došlo k celkovému snížení průměrných hodnot a také sezónní nárůst koncentrací hydrogenuhličitanů je mírnější. V případě vápníku byly už během let 2010 – 2011 zaznamenány jen nepatrně vyšší koncentrace v létě, oproti hodnotám z prvního, jarního odběru. V roce 2020 byly koncentrace vápníku na stejné úrovni jako v letech 2010 – 2011, ale sezónní zvýšení pozorováno téměř nebylo.

To může odrážet vyčerpání zásoby vápníku v rybníčních sedimentech. Na podobný trend v posledních 30ti letech tj. vyčerpání zásoby vápníku v půdách a pokles půdního pH v Jihočeském kraji upozorňují Kopáček a Hejzlar (2018).

V průběhu sezóny může docházet k posunu v chemismu rybníčních vod např. k uhličitanovému typu, ačkoliv hydrogeologické podmínky tomu zcela neodpovídají. Proto z hlediska interpretace chemismu rybníčních vod vůči charakteru povodí je třeba používat data z jamních odběrů, kdy tyto vnitřní procesy ještě výrazně neovlivňují chemismus rybníčních vod.

I přes určitou nejistotu, která vyplývá jak z vlivu kolísání průtoků, v případě tekoucích vod, tak z intenzity biologických procesů ve stojatých vodách, jsou koncentrace hlavních iontů klíčovou informací o stavu jak vodního prostředí, tak příslušného povodí.

Je zřejmé, že distribuce teplot povrchu, stav vodního režimu a koncentrace hlavních iontů v povrchových vodách, tj. hlavně bazických kationtů  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  a  $\text{Na}^+$  a hydrogenuhličitanů vzájemně souvisí. Znalost těchto parametrů, společně s posouzením land use a land cover může pomoci nastavit podmínky pro setrvalé hospodaření ve smyslu nízkých ztrát látek a tlumení teplotních extrémů v kulturní krajině. S tím souvisí i obnova ploch trvalé vegetace, která bude sklízena v rámci zachování určitého množství funkční biomasy. Tradiční způsoby zemědělského hospodaření tak lze obohatit o ekonomicky využívané mokřady, tj. nejenom rybníky, ale i zaplavované nivy a další mokřady, které patří k nejproduktivnějším ekosystémům a poskytují i další ekosystémové funkce (Čížková *et al.*, 2017).

## 8 Závěry

1. Změny v chemismu povrchových vod sledovaných na Třeboňsku a v povodí horní Stropnice velmi rychle a zřetelně reflektují změny v hospodaření, především na zemědělských povodích.
2. Podstatné snížení intenzity zemědělství po roce 1990 se projevilo velmi podobnými trendy, poklesem koncentrací hlavních iontů, zejména síranů, hydrogenuhličitanů a alkalických kationtů –  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{K}^+$  a  $\text{Na}^+$ .
3. Pokles koncentrací rozpuštěných látek se zastavil okolo roku 2010 a v současnosti je pozorováno zvyšování koncentrací, které s velkou pravděpodobností odraží postupně se zvyšující dávky hnojiv a větší intenzitu vápnění zemědělské půdy.
4. Zásadní změny v hospodaření mají velmi podobné důsledky jak na úrovni velmi malých povodí o rozloze několika desítek až stovek ha, tak i středně velkých, jako jsou povodí horní Lužnice a horní Stropnice. Robustnost těchto procesů se potvrzuje i v rámci velkých územních celků, jako je část povodí Vltavy, která náleží k Jihočeskému kraji.
5. Stav povodí, tj. rozsah zemědělsky obhospodařované půdy, podíl lesních porostů či přítomnost mokřadů modifikuje dopady hospodaření v povodí na chemismus odtékajících vod. Největší důsledky, navýšení koncentrací rozpuštěných látek, tj. hlavních iontů, má větší přítomnost orné půdy. Nejméně je patrný vliv na chemismus u povodí, která nemají výrazné zemědělské hospodaření.
6. Tento gradient vlivu hospodaření v povodí je překvapivě stabilní po dobu 10ti i více let a je zřetelný jak na tekoucích vodách, tak na rybnících.
7. Lze doložit zřetelnou souvislost mezi teplotními projevy jednotlivých povodí, stavem jejich vodního režimu a látkovými toky. Tyto závislosti nejsou jednoduchými kauzálními vztahy, ale vytvářejí se zákonitě, kombinacemi řady vlivů a specifických podmínek na jednotlivých lokalitách.
8. Informace o chemismu povrchových vod lze dobře využít k celkovému posouzení ekologického fungování povodí. Zejména v horských a podhorských oblastech, jako jsou Novohradsko a částečně Třeboňsko, lze relativně snadno definovat odchylky v chemismu vod od stavu, který je pro dané území blízký přírodním poměrům.
9. Měření vodivosti vody poskytuje velmi dobrý základ pro první posouzení stavu povodí. Pokud je měření prováděno po celý rok a opakováno např. po 2 nebo 5 letech, představují výsledky dostatečný materiál k zhodnocení možných změn. Příčiny změn lze následně identifikovat sledováním prostorové distribuce teplot metodami dálkového průzkumu země a následně bilančním posouzením látkových toků.
10. Krajinné plánování by mělo zahrnovat posouzení funkčních projevů krajinných celků – povodí, s cílem dosáhnout setrvalého hospodaření ve smyslu nízkých látkových ztrát, tlumení výkyvů ve vodním režimu a extrémů v teplotách.



## 9 Literární zdroje

Baxa, M., Benedová, Z., Chmelová, I., Musil, M., Pechar, L., Pokorný, J., 2013. Komplexní systém kontroly kvality rybníčních nádrží – klíčový nástroj pro efektivní produkci ryb (No. Registrační číslo pp: CZ.1.25/3.4.00/11.00387), Technická zpráva pilotního projektu. Praha.

Bodlák, L. a kol. 2008. Soubor tematických map, metodik a metodických postupů funkčních aspektů krajiny pro správní území obce Horní Stropnice [CD-ROM]. Jihočeská Univerzita, České Budějovice

Braum, J., 2008. Novohradské hory. <http://janbraum.unas.cz/novohradsko/nhory.html>

Brom, J., Pivovarník, M., Hesslerová, P., Nedbal, V., Jirka, V., Vincikova, H., Prochazka, J., Lechner, P., 2014. Thermal data. Airborne remote sensing theory and practice in assessment of terrestrial ecosystems. Global Change Research Centre AS CR, vvi, Brno 51–62.

Drbal, K., Švehla, J., Rohlík, V. 2000. Chemismus vod Třeboňska a jejich zatížení těžkými kovy, in: Pokorný J., Šulcová J., Hátle M., Hlásek J. (Eds.), Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech, UNESCO/MaB, ENKI, o.p.s., Třeboň 169-176.

Chander, G., Markham, B., 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing 41, 2674–2677. <https://doi.org/10.1109/TGRS.2003.818464>

Chmelová, I., 2008. Hydrochemické charakteristiky povrchových vod malých povodí v oblasti horní Stropnice (Diplomová práce). Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích.

Chmelová, I., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Hesslerová, P., Pechar, L., Pokorný, J., 2011. Teplota povrchu krajiny a chemismus povrchových vod jako indikátory funkčnosti krajinného pokryvu. Vodní hospodářství 61, 303–306.

Chuman, T., Hruška, J., Oulehle, F., Gürtlerová, P., Majer, V., 2013. Does stream water chemistry reflect watershed characteristics? Environ Monit Assess 185, 5683–5701. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2976-3>

Čížková, H., Vlasáková, L., Květ, J. (Eds.), 2017. Mokřady: ekologie, ochrana, udržitelné využívání., 1st ed. Episteme edice Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Degórski, M., 2003. Some Aspects of Multifunctional Landscape Character in the Interdisciplinary Environmental Study, in: Helming, K., Wiggering, H. (Eds.), Ustainable Development of Multifunctional Landscapes. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, p. 288.

Dykyjová, D., 2000. Třeboňsko - Příroda a člověk v krajině pětileté růže. Carpio, ENKI, o.p.s.

Eiseltova, M., Pokorný, J., Hesslerova, P., Ripl, W., 2012. Evapotranspiration – A Driving Force in Landscape Sustainability, in: Irmak, A. (Ed.), Evapotranspiration - Remote Sensing and Modeling. InTech.

Eiseltová, M., Pokorný, J., Ripl, W., Bodlák, L., Pechar, L., Pecharová, E., Kučera, Z., 2007. Restoration of water and matter retention functions of a floodplain: ecology and economics. Floodplain Protection, Restoration, Management. Why and how. Lavoisier SAS, Paris 190–199.

Falkenmark, M., 2020. Water resilience and human life support-global outlook for the next half century. International Journal of Water Resources Development 36, 377–396.

Fučík, P., 2010. Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko-lesním povodí: diskrétní a kontinuální přístup.

Fučík, P., Kvítek, T., Lexa, M., Novák, P., 2008. Assessing the stream water quality dynamics in connection with land use in agricultural catchments of different scales. *Soil and Water Research* 3, 98–112. <https://doi.org/10.17221/19/2008>

Hanamann, J., 1898. Die chemische Beschaffenheit der fliessenden Gewässer Bohmens. II. Theil, Hydrochemie der Elbe. Kommissions-Verlag von Fr. Rivnac, Prag.

Hartman, P., Kutý, M., Hlaváč, D., Regenda, J., Vejsada, P., 2016. Calcium content in pond sediment and its effect on neutralizing capacity of water and fish production. *Aquaculture International* 24, 1747–1754. <https://doi.org/10.1007/s10499-016-0087-9>

Hellebrandová, 2006. Vztah mezi krajinnou strukturou, způsobem využívání krajiny a pohybem látek v krajině na příkladu modelového povodí horní Stropnice (Disertační práce). Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích.

Hellebrandová, K., Bodlák, L., Stíhová, J., Pechar, L., 2006. Land use and water quality in the upper stropnice river catchment. *Ekológia* 25, 27–40.

Hesslerová, P., Chmelová, I., Pokorný, J., Šulcová, J., Kröpfelová, L., Pechar, L., 2012. Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions. *Ecological Engineering* 49, 146–152. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.029>

Hesslerová, P., Pokorný, J., Huryna, H., Harper, D., 2019. Wetlands and forests regulate climate via evapotranspiration, in: *Wetlands: Ecosystem Services, Restoration and Wise Use*. Springer, pp. 63–93.

Hruška, J., Oulehle, F., Chuman, T., 2020. Acidifikace lesních půd jako přetrvávající dědictví „špinavého“ 20. století. *Fórum ochrany přírody* 3, 25–28.

Janda, J., Pechar, L., 1996. Význam rybníků pro krajinu střední Evropy. Trvale udržitelné využívání rybníků v Chráněné krajinné oblasti a biosférické rezervaci Třeboňsko. České koordináční středisko IUCN - Světového svazu ochrany přírody Praha a IUCN Gland, Švýcarsko a Cambridge, Velká Británie, Praha.

Jiroušková, L., 2010. Změny využití zemědělské krajiny v širších historických souvislostech na vybraných částech zájmového území Novohradska a Stopnicka (Diplomová práce). Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích.

Kopáček, J., Hejzlar, J., 2018. Vltavská kronika. *Vesmír* 97:454–455.

Kopáček, J., Hejzlar, J., Porcal, P., Posch, M., 2017. Trends in riverine element fluxes: A chronicle of regional socio-economic changes. *Water Research* 125, 374–383. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.08.067>

Kopáček, J., Hejzlar, J., Rulík, M., 2020. *Voda na Zemi*, 1st ed. Nakladatelství Jihočeské univerzity v Českých Budějovicích, České Budějovice.

Krasa, J., Dostal, T., Jachymova, B., Bauer, M., Devaty, J., 2019. Soil erosion as a source of sediment and phosphorus in rivers and reservoirs – Watershed analyses using WaTEM/SEDEM. *Environmental Research* 171, 470–483. <https://doi.org/10.1016/j.envres.2019.01.044>

Kravčík, M., Pokorný, J., Kohutiar, J., Kováč, M., Tóth, E. 2008. Water for the recovery of the climate: a new water paradigm. TypoPress, Kovice, Slovakia.

Kubeš, J. (Ed.), 2004. Krajina Novohradských hor. Fyzicko-geografické složky krajiny. Jihočeská Univerzita, České Budějovice.

Kulhavý, Z., Doležal, F., Fučík, P., Kulhavý, F., Kvítek, T., Muzikář, R., Soukup, M., Švihla, V., 2007. Management of agricultural drainage systems in the Czech Republic. Irrigation and Drainage: The journal of the International Commission on Irrigation and Drainage 56, S141–S149.

Kvítek, T., Žlábek, P., Bystřický, V., Fučík, P., Lexa, M., Gergel, J., Novák, P., Ondr, P. (2009). Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic. Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C, 34(8-9), 541-551. <https://doi.org/10.1016/j.pce.2008.07.003>

Kvítek, T., Tipl, M., 2003. Ochrana povrchových vod před dusičnany z vodní eroze a hlavní zásady protierozní ochrany v krajině. Ústav zemědělských a potravinářských informací Praha.

Martínková, M., Hejduk, T., Fučík, P., Vymazal, J., Hanel, M., 2018. Assessment of runoff nitrogen load reduction measures for agricultural catchments. Open Geosciences 10, 403–412. <https://doi.org/10.1515/geo-2018-0032>

Meybeck, M., Chapman, D.V., Helmer, R., 1990. Global freshwater quality: a first assessment, in: Global Freshwater Quality: A First Assessment. pp. 306–306.

Moldan, B., Pačes, T. (Eds.), 1987. GEOMON. Presented at the International Workshop on Geochemistry and Monitoring in Representative Basins: extended abstracts., Geological Survey, Praha, p. 284.

Moss, B., 2010. Ecology of fresh waters: a view for the twenty-first century. John Wiley & Sons.

Nortcliff, S., Thornes, J.B., 1978. Water and cation movement in a tropical rainforest environment. I. Objectives, experimental design and preliminary results. Acta Amazonica 8, 245–258.

Odum, E.P., Barrett, G.W., 2004. Fundamental of Ecology, 5th edition. ed. Cengage Learning.

O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zygmunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H., Graham, R.L., 1988. Indices of landscape pattern. Landscape Ecology 1, 153–162. <https://doi.org/10.1007/BF00162741>

Pačes, T., 1983. Základy geochemie vod., 1st ed. Academia.

Pačes, T., 1982. Natural and Anthropogenic Flux of Major Elements from Central Europe. Ambio 11, 206–208.

Pacini, N., Pechar, L., Harper, D.M., 2018. Chemical Determinands of Freshwater Ecosystem Functioning, in: Hughes, J. (Ed.), Freshwater Ecology and Conservation. Oxford University Press, Oxford. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198766384.003.0005>

Pechar, L., Příkryl, I., Faina, R. 2002. Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of 19th century. In: Květ J., Jeník J. & Soukupová L. (Eds.): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, 31-62.

Pechar, L., Bastl, J., Edwards, K., Hais, M., Kucera, Z., Kropfelova, L., Pokorny, J., Radova, J., Sulcova, J., 2003. Changes in agricultural discharge runoff during the last ten years after political and socioeconomical transformation in the Czech Republic experience from fishpond water chemistry of the Trebon Basin, in: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys publishers, Po box 321, 2300 Ah Leiden, Netherlands, pp. 307–320.

Pechar, L., Bastl, J., Hais, M., Kröpfelová, L., Pokorný, J., Štichová, J., Šulcová, J., 2005. Effects of runoff from agricultural catchments on fishpond water chemistry: A long-term study from Tieboň fishponds, in: Dunne, E.J., Reddy, K.R., Carton, O.T. (Eds.), *Nutrient Management in Agricultural Watersheds: A Wetlands Solution*. Wageningen Academic Publishers, The Netherlands.

Pitter, P., 2009. *Hydrochemie*. 3rd ed., VŠCHT, Praha.

Pokorný, J., 2001. Dissipation of solar energy in landscape—controlled by management of water and vegetation. *Renewable Energy* 24, 641–645. [https://doi.org/10.1016/S0960-1481\(01\)00050-7](https://doi.org/10.1016/S0960-1481(01)00050-7)

Pokorný, J., Čeřovská, K., Macák, M., Pecharová, E., 2003. Matter losses from large catchment expressed as acidification - how much does acid rain cause, in: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden, pp. 293–306.

Pokorný, J., Rejšková, A., 2008. Water Cycle Management, in: *Encyclopedia of Ecology*. Elsevier, pp. 3729–3737.

Pokorný, J., Šulcová, J., Hátle, M., Hlásek, J. (Eds.), 2000. *Třeboňsko 2000 - Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. UNESCO/MaB; Enki, o.p.s., Třeboň.

PRISM, 1992. *GraphPad Prism*. GraphPad Software, La Jolla California USA.

Procházka, J., Pokorný, J., Vácha, A., Novotná, K., Kobesová, M., 2019. Land cover effect on water discharge, matter losses and surface temperature: Results of 20 years monitoring in the Šumava Mts. *Ecological Engineering* 127, 220–234. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.11.030>

Ripl, W., 2003. Water: the bloodstream of the biosphere. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 358, 1921–1934. <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1378>

Ripl, W., 1995. Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecological Modelling, Mathematical Modelling in Limnology* 78, 61–76. [https://doi.org/10.1016/0304-3800\(94\)00118-2](https://doi.org/10.1016/0304-3800(94)00118-2)

Ripl, W., Pokorný, J., Eiseltová, M., Ridgill, S., 1996. Holistický přístup ke struktuře a funkci mokřadů a jejich degradaci, in: *Obnova jezerních ekosystémů - holistický přístup*. Wetlands International.

Ripl, W., Wolter, K.D., 2002. Ecosystem Function and Degradation, in: *Phytoplankton Productivity*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 291–317. <https://doi.org/10.1002/9780470995204.ch11>

Slavíková, L., 2014. *Zemědělské využívání krajiny a jeho vliv na látkové ztráty v modelovém povodí řeky Stropnice (Diplomová práce)*. Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích.

Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, kterou se stanoví rámec pro činnost Společenství v oblasti vodní politiky, 2000. , 15, 005.

Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Paolini, L., 2004. Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sensing of Environment* 90, 434–440. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2004.02.003>

Sýkorová, Z., Bodlák, L., Hais, M., Havelka, L., 2006. Assessment of longterm and shortterm changes in the land use of the stropnice river catchment. *Ekológia* 25, 249–258.

Veselá, Z., 2017. Metody analýzy hydrochemických dat v prostředí statistického softwaru na příkladu modelového území Novohradsko. (Diplomová práce). Jihočeská Univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta, České Budějovice.

Vymazal, J., Kröpfelová, L., 2008. Wastewater treatment in constructed wetlands with horizontal sub-surface flow, *Environmental pollution*. Springer, Dordrecht.

Vymazal, J., Sochacki, A., Fučík, P., Šereš, M., Kaplická, M., Hnátková, T., Chen, Z., 2020. Constructed wetlands with subsurface flow for nitrogen removal from tile drainage. *Ecological Engineering* 155, 105943.

Watson, J.T., Reed, S.C., Kadlec, R.H., Knight, R.L., Whitehouse, A.E., 1989. Performance Expectations and Loading Rates for Constructed Wetlands, in: *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment*. CRC Press.

Weissgerber, T.L., Milic, N.M., Winham, S.J., Garovic, V.D., 2015. Beyond Bar and Line Graphs: Time for a New Data Presentation Paradigm. *PLoS Biol.* <https://doi.org/10.1371/journal>

Wetzel, R.G., 2001. *Limnology: lake and river ecosystems*, 3rd ed. Academic Press, San Diego.

---

## **10 Seznam příloh**

---

### **Příloha 1**

- Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions
- The role of shallow waters, natural and constructed wetlands in matter flow in the landscape

**Příloha 2** – Průběhy průměrných hodnot vybraných parametrů na Novohradsku (2001 – 2011)

**Příloha 3** – Tabulky průměrných hodnot vybraných parametrů pro Novohradsko (2001 – 2011)

**Příloha 4** – Tabulky statistik pro Stropnicko (2005 – 2011)

**Příloha 5** – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Třeboňsku (1990/91, 2000/01, 2010/11 a 2020)

**Příloha 6** – Tabulky statistik pro Třeboňsko (1990/91, 2000/01, 2010/11 a 2020)



## 10.1 Příloha 1 – recenzované příspěvky

### 10.1.1 Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions

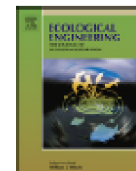
Ecological Engineering 49 (2012) 146–152



Contents lists available at SciVerse ScienceDirect

Ecological Engineering

journal homepage: [www.elsevier.com/locate/ecoleng](http://www.elsevier.com/locate/ecoleng)



## Surface temperature and hydrochemistry as indicators of land cover functions

P. Hesslerová<sup>a,b,\*</sup>, I. Chmelová<sup>a,c</sup>, J. Pokorný<sup>a</sup>, J. Šulcová<sup>a</sup>, L. Kröpfelová<sup>a</sup>, L. Pechar<sup>a,c</sup>

<sup>a</sup> ENKI, o.p.s., Dukelská 145, Třeboň 379 01, Czech Republic

<sup>b</sup> Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýčká 129, Praha 6-Suchbát 165 21, Czech Republic

<sup>c</sup> University of South Bohemia, Faculty of Agriculture, Laboratory of Applied Ecology, Studentská 787/13, České Budějovice 370 05, Czech Republic

### ARTICLE INFO

#### Article history:

Received 10 April 2012

Received in revised form 17 July 2012

Accepted 10 August 2012

Available online 29 September 2012

#### Keywords:

Solar energy distribution

Landsat TM

Water electrical conductivity

Catchment

Sustainable landscape management

### ABSTRACT

This paper presents an integrated approach to landscape functioning assessment combining energy efficiency and hydrochemical balance studies. Energy balance is expressed by surface temperature while hydrochemical balance is illustrated by electric conductivity and selected hydrochemical parameters. Six model sub-watersheds with different land use situated in southern Bohemia were chosen to show the influence of landscape management on landscape functioning. The watersheds with higher humankind activity were shown to have both higher and more fluctuating average surface temperature as well as higher electrical conductivity in the runoff surface water. Watersheds with the predominance of forests and meadows showed opposite trends in the monitored parameters. Our results show that sustainable landscape management leads to lower temperature extremes and consequently to low matter and water losses. Large improvements of energy and matter balance can be achieved by restoration of permanent vegetation and/or effective water retention and accumulation.

© 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.

### 1. Introduction

A landscape is an ecologically heterogeneous area that consists of a variety of ecosystems that interact and form more or less dynamic balance of stability (Odum and Barret, 2004; O'Neill, 1975). Under convenient conditions vegetation is able to transfer – via evapotranspiration – major part of the incoming solar radiation (several hundreds of watts per m<sup>2</sup>) into latent heat of water phase transition (Penman, 1948; Pokorný et al., 2010). The surface temperature is an indicator of solar energy transformation on the earth's surface. If the sensible heat flux prevails the surface warms up, if the latent heat flux dominates the surface is cooled down (Pokorný et al., 2010; Kravčík et al., 2008). Landscape management (especially changes in land use and land cover) is thus tightly related to the climate (Pielke et al., 2006; Foley et al., 2003, 2005; Ryszkowski and Kędziora, 2008; Yokohari et al., 1997; McAlpine et al., 2009; Schneider and Eugster, 2007). Consequently the land cover type plays an essential role in energy dissipation and

landscape energy balance, with consequences also for matter losses (Eiseltová et al., 2012; Ripl, 2003).

High temperature fluctuations (daily and seasonal) have a negative effect on matter and water balance of the landscape (Ripl and Ridgill, 1995; Procházka et al., 2009). Mineralization processes are accelerated in the drained and overheated soil, therefore the intensity of matter losses is directly related to the surface temperature (Ripl, 2003; Ripl and Eiseltová, 2009). The fertile and drained agricultural land annually loses several tons of dissolved mineral ions per km<sup>2</sup> per year (Ripl and Hildmann, 2000). Soil acidification leads to soil fertility reduction on the one hand and eutrophication of water on the other. These related phenomena are clear signs of bad landscape management (Ripl and Wolter, 2002; Pokorný et al., 2003).

Surface temperature ( $T_s$ ) of a landscape on a sunny day significantly differs from air temperature ( $T_a$ ) measured in a screen (2 meters above the ground) by a standardized method, the purpose of which is to minimize the effect of surface characteristics on the measured  $T_a$ .  $T_s$  is measured by systems detecting radiation reflected or emitted in the thermal part of the electromagnetic spectrum, commonly in 7–14  $\mu\text{m}$  (Lillesand and Kiefer, 2000). Large scale scans can be provided either by satellites (e.g. Landsat, Terra Aster and MODIS, NOAA-AVHRR) or airplanes (TIMS). The thermal images are used to evaluate landscape temperature (Hesslerová and Pokorný, 2010; Jimenez-Munos and Sobrino, 2003; Chander

\* Corresponding author at: Dukelská 145, 37901 Třeboň, Czech Republic. Tel.: +420 384 706 173; fax: +420 384 724 346.

E-mail addresses: [hesslerova@enki.cz](mailto:hesslerova@enki.cz) (P. Hesslerová), [iva.chmelova@atlas.cz](mailto:iva.chmelova@atlas.cz) (I. Chmelová), [pokorny@enki.cz](mailto:pokorny@enki.cz) (J. Pokorný), [sulcova@enki.cz](mailto:sulcova@enki.cz) (J. Šulcová), [kröpfelova@enki.cz](mailto:kröpfelova@enki.cz) (L. Kröpfelová), [libor.pechar@prirodou.cz](mailto:libor.pechar@prirodou.cz) (L. Pechar).

0925-8574/\$ – see front matter © 2012 Elsevier B.V. All rights reserved.  
<http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2012.08.029>

and Markham, 2003). The temperature analyses can serve as a comprehensive tool to assess the functioning of ecosystems (Luvall and Holbo, 1989; Van de Griend and Owe, 1993).

In this study we combined remote sensing methods and water sampling analyses to:

- calculate surface temperature of six catchments (with different land cover types) from Landsat TM6 satellite data in three time periods (1991, 2002, 2008);
- assess the hydrochemistry (content of nutrients, base cations, anions, el. conductivity) of these catchments with different landscape management.

The aim of the study was to illustrate the relation between the surface temperature and hydrochemical functioning of a cultural landscape. We assumed the catchments with higher proportion of built-up areas and arable land would have a more unbalanced surface temperature regime and higher average surface temperatures. As a consequence of higher surface temperatures we awaited accelerated mineralization in these catchments reflected in higher concentrations of ions and higher electrical conductivity of surface waters.

## 2. Area under study

The study area is situated in the Třeboňsko Landscape Protected Area, in the southern part of the Czech Republic. Třeboňsko (700 km<sup>2</sup>) is a shallow basin extended in altitudes between 410 and 470 m, reaching 550 m on the margins. Since the 12th century the marshy area has been gradually changed by humans by constructing a sophisticated network of canals, watercourses and fish ponds, draining the landscape. Despite this artificial process, many natural ecosystems have remained preserved and the area has been characterized by an extraordinary diversity of habitats. The landscape is dominated by fish ponds (approx. 500; the largest covers 500 ha); forests (coniferous, deciduous, remnants of flood-plain forests) cover about 50% of the territory. High diversity of transitional bogs, wet meadows and fish ponds surrounded by wetland ecosystems as well as warm steppe sites provides conditions for extraordinary biodiversity of plants and invertebrate species. Thanks to its biological diversity the territory was included in the UNESCO's Man and Biosphere program as early as in 1977. The Třeboň peat bogs together with some selected fish ponds and other

wetland habitats were listed as the Ramsar convention internationally important wetland sites.

## 3. Methods

The relationship of land surface temperature, derived from Landsat TM satellite data and selected physical–chemical parameters of water is presented on the example of six various catchments (Table 1), in three monitoring periods (1991, 2002 and 2008). The detailed assessment was primarily realized for the year 2008 for which the water chemistry and surface temperature data of all six catchments was available. Due to the absence of water chemistry data on three catchments in the years 1991 and 2002, only the remaining three were assessed.

The studied catchments largely differed in land cover types (Fig. 1), including an intensively agriculturally cultivated catchment as well as an almost completely forested catchment. Land cover data were obtained from the European database CORINE Land Cover 2006. The flat terrain of the Třeboňsko basin offers the advantage of identical exposure and altitude of all six catchments, so they are, despite the differences in their size, well comparable with each other by remote sensing techniques. The catchments are situated in the flat Třeboň basin covering an area of 600 km<sup>2</sup>. Localization of the area of interest is shown in Fig. 1.

The physical–chemical parameters of water were monitored in three periods: 1990–91, 2000–02 and 2008–11. Water samples were collected three times during the year namely in spring (April), summer (June) and early autumn (turn of August and September). The water samples from totally forested, diverse and forested catchments (in the years 1991 and 2002) were taken as mixed samples from fishponds. In the wet meadows catchment the samples were taken from a channel draining three quarters of the area; in the agricultural catchment from the inflow to the fishpond and in the agricultural–drained catchment from the main drainage channel, near its mouth to the stream. The forested catchment had a special sampling regime. In 1991 and 2002 water samples were taken from a fishpond; in the period 2008–11 samplings from the main inflow to the fishpond were added to find out possible differences between the two sampling sites. Average values of each parameter and each period were calculated from the measured values. Electrical conductivity, HCO<sub>3</sub><sup>-</sup> concentrations, nitrogen–nitrate – NO<sub>3</sub><sup>-</sup>N, total nitrogen – TN, total phosphorus – TP, sodium

**Table 1**  
The description of the catchments.

Type of catchment (based on predominant land cover)	Degree of human impact	Catchment characteristics
Totally forested (TF)	Very low	Predominantly forested catchment (92%), with almost no agricultural cultivation. Purkrabský fishpond (32 ha) on the discharge profile belongs to the European important sites. The catchment consists of natural forests with wet peat soil (50.3%) and one-third of arable land.
Forested (F)	Low	Wet meadows (7.5%) with a high underground water level are seasonally flooded from two artificially constructed canals. To keep the same exposure and altitude the mountainous part was not considered and only three quarters of the catchment area were included in the surface temperature assessment. The sub-catchment is from more than 50% forested, arable land accounts for about 30%.
Wet meadows (WM)	Low	The catchment with a predominance of arable land (51.3%) and 27.4% of forest. The system of eight fishponds is intensively used for fishery.
Diverse (D)	High	The catchment consists of pastures (1.5%), forests (21%) and arable land (73%) with intensive agricultural activities.
Agricultural (A)	High	The catchment with a high proportion of arable land (91%), drained since the 1970s by an artificial canal.
Agricultural–drained (AD)	Very high	





Fig. 1. A detailed picture of the area under review with the depicted studied catchments and its localization on a map of the Czech Republic. The proportional representation of the main land cover categories is involved.

cation – Na<sup>+</sup> and calcium cation – Ca<sup>2+</sup> concentrations were monitored.

Electrical conductivity of water samples was determined using a WTW Multi Lab P5, P4 720 device. Total Nitrogen (TN) and Total Phosphorus (TP) were determined by a flow injection analysis using automatic analyzers FIAstar™ 5000 and FIAstar™ 5012. Na<sup>+</sup> and Ca<sup>2+</sup> cations were analyzed by atomic absorption spectrometry using a Varian SpectrAA-640 device. For more information, see Pechar (2000), Pechar et al. (2003) and Procházka et al. (2009). To compare the hydro-chemical parameters, an analysis of variance was used.

The surface temperature was calculated from the thermal channel TM6 of Landsat5. This satellite has a 16 days revisit period. The selected catchments were scanned at 9:38 GMT+1, with a spatial resolution of 120 m.

Surface temperature was analyzed from the images taken on September 1st 1991, July 21st 2002 and July 29th 2008. In 2002 and 2008 the land cover of the studied areas was relatively diversified, in particular the areas used for agriculture comprised of a mosaic of green vegetation, crops just before harvest and areas already harvested. In 1991 almost all crops had been harvested; so in agricultural catchments bare land dominated.

Surface radiation temperatures were calculated from thermal radiance values of Landsat thermal infrared channel using the formula (1) (Chander and Markham, 2003)

$$T = \frac{K_2}{\ln(\varepsilon K_1/L_\lambda) + 1} \quad (1)$$

where  $T$  is land surface temperature (K),  $\varepsilon$  is surface emissivity introduced by Sobrino et al. (2005),  $K_1$  and  $K_2$  are calibration constants for Landsat,  $L_\lambda$  is spectral radiance at channel 6 in  $W/(m^2 sr \mu m)$ , calculated as formula (2)

$$L_\lambda = \left( \frac{LMAX_\lambda - LMIN_\lambda}{Q_{max}} \right) + Q + LMIN_\lambda \quad (2)$$

where  $LMAX_\lambda$  and  $LMIN_\lambda$  are maximum and minimum spectral radiance in  $W/(m^2 sr \mu m)$  that is scaled to  $Q_{max/min}$ ,  $Q$  is quantified as calibrated pixel value in  $DN_s$ .

Since the data from different years were acquired under different conditions the results have to be standardized before carrying

out statistical analyses. The following method used in standard scores (*z*-scores) was applied (formula (3)):

$$T_s = \frac{T_i - \bar{T}}{SD} \quad (3)$$

where  $T_i$  is land surface temperature of pixel  $i$ ,  $\bar{T}$  mean image temperature,  $SD$  standard deviation. Surface temperature fluctuation  $SD$  (expressed by standard deviation) – shows the temperature variability of a catchment.

Surface temperature was influenced by meteorological conditions preceding the satellite scanning, in particular by the precipitation pattern. If precipitation occurred in the critical period before scanning we assumed lower and more balanced surface temperature of all land cover types. The air temperature during the time of the satellite scanning (10:00 GMT + 1) was measured, as well precipitation sums of 9 days before scanning. The weather station was located in the wet meadows catchment.

#### 4. Results and discussion

The catchments differed in both the average values and the fluctuation of the surface temperature (Table 2). The results were influenced by the state of the land cover and by the water saturation. These parameters varied every year. The chemical parameters and surface temperature were monitored and assessed primarily for the year 2008. The other years 1991 and 2002 were involved only later in the study. For this reason, data on water chemistry for all the selected catchments were not available.

In July 1991 most agricultural areas had already been harvested. Precipitation nine days before the Landsat data acquisition was 46.4 mm. The lowest average values of surface temperature and the smallest surface temperature fluctuations were found in the totally forested catchment (TF) (13.84 °C and  $SD = 1.93$ ) where forests covered more than 90%. The wet meadows (WM) and the forested (F) catchments were characterized by a high proportion of forests (ca. 50%) and meadows (7–10%), respectively, which was reflected in low surface temperatures of these areas (15.38 °C and 15.45 °C). In these catchments only small areas were covered by urban (2.5%) and arable land (30%). Surface temperature fluctuations ( $SD$ ) were 2.37 and 2.28, respectively. The influence of bare grounds, built-up areas and dry vegetation was demonstrated in the diverse catchment (D) with 58% covered by arable land and built-up areas. Only the upper part of the catchment was forested. Here the average surface temperature was 16.17 °C. The heterogeneity of land cover was reflected in surface temperature fluctuation ( $SD = 2.51$ ). The agricultural (A) and agricultural-drained (AD) catchments were from a large extent covered by arable land (73% and 91%, respectively), while forested areas were present only in the agricultural (A) catchment (21%). Both these catchments (A, AD) were characterized by average temperatures about 3.3 °C higher compared with (F) and (TF) catchments. The agricultural catchment (A) showed the highest surface temperature fluctuation ( $SD = 3.25$ ) caused by high surface temperature differences between the harvested fields and the vegetated areas. The agricultural-drained catchment (AD) reached much lower value due to the predominance of largely homogenous bare harvested fields ( $SD = 2.1$ ).

The growing season 2002 was rich in rain, with 86.7 mm precipitation within the critical period (9 days before passing of the satellite). Between the beginning of July and the date of Landsat data acquisition (21 July 2002) 123 mm of rainfall was measured, while the monthly normal is 85 mm (Pokorný and Kučerová, 2000). Due to the weather conditions the harvest had been postponed and the fields were still covered by crops (vegetation). This fact together with the high water content in the soil was reflected in the surface temperature distribution. Sufficient amount of water

for evapotranspiration resulted in most of the solar radiation having been converted into the latent heat flux and sensible heat flux was minimized. Surface temperature was low and, to a large extent, well balanced. The differences between the wet meadows (WM), forested (F), agriculture (A) and diverse (D) catchments were negligible, not exceeding 1 °C. The average temperatures were 28.16 °C, 28.53 °C, 28.85 °C and 28.27 °C, respectively. Higher values (29.44 °C) appeared only in the agricultural-drained (AD) catchment. The lowest values (27.51 °C) were recorded in the totally forested (TF) catchment. The surface temperature fluctuation was low, ranging from 1.05 to 1.89; with the lowest values for the (TF) and maximum values for the agricultural-drained (AD) catchment.

The growing season 2008 was characterized by in this area typical summer conditions when vegetation was limited by a slight moisture deficit, crops had mostly been harvested; only maize remained. In the 9 days period prior to the thermal data acquisition only 15 mm of precipitation were recorded. The lowest average surface temperature was in the totally forested (TF), forested (F) and wet meadows (WM) catchments (16.9 °C, 17.3 °C and 17.4 °C) where also the fluctuation of temperature was only low ( $SD = 1.18$ , 1.5 and 1.8, respectively). In the two studied agricultural catchments (A, AD) the average surface temperatures were by almost 5 °C higher (21.8 °C and 22.0 °C). Also surface temperature fluctuations were high ( $SD = 3.3$  and 2.7). The surface temperature average of the diverse catchment (D) was 19 °C ( $SD = 2.49$ ). The temperature differences would have most probably been much higher if the temperature scanning had been carried out in the afternoon. The distribution of the standardized surface temperature in the catchments described above is shown in Fig. 2. Comparison of absolute values would not provide relevant results.

If water saturation of a landscape is low, there is not enough water available for evapotranspiration. Its intensity is regulated, depending on the type of vegetation and land cover. As was shown in the forested (F), the totally forested (TF) and the wet meadows (WM) catchments, the forest stands, thanks to the effective water use, maintained lower surface temperature and reduced temperature fluctuations. On the other hand the catchments, with predominance of agricultural land (D, A, AD) showed only poor capacity for dampening the temperature fluctuation. During summer when the maximum solar irradiance reaches the ground (July and August) and the common crops have usually already been harvested, solar energy is not used for the latent heat flux of evaporation, but for the sensible heat flux, resulting in surface temperature increase. Simultaneously, high surface temperature leads to faster and more intensive matter losses and washing-out from the catchment. The content of dissolved substances in water increases (see Table 3).

In the period 1990–1991 only three basins were included in the comparison of water characteristics as other data needed for the subsequent assessment were not available. Average values of el. conductivity differed in all catchments. The highest el. conductivity was measured in the diverse (D) catchment (471  $\mu S cm^{-1}$ ), whereas the lowest value was recorded in the totally forested (TF) catchment (240  $\mu S cm^{-1}$ ). Also the  $HCO_3^-$  concentrations were highest in the diverse (D) and lowest in the totally forested (TF) catchments (164.87  $mg l^{-1}$ ; 75.76  $mg l^{-1}$ ).  $NO_3^-$  concentrations in all catchments were low, not exceeding 0.22  $mg l^{-1}$ . Average TN values around 2.4  $mg l^{-1}$  were found in all catchments. Average TP values were in the diverse catchment (D) twice as high as in the other catchments (0.27  $mg l^{-1}$ ). The average concentrations of  $Na^+$  were three times higher in the diverse (D) than in the other catchments and also  $HCO_3^-$  and other base cations concentrations were relatively high in the diverse (D) catchment presumably due to leaching from arable land and application of organic fertilizers and lime.



**Table 2**

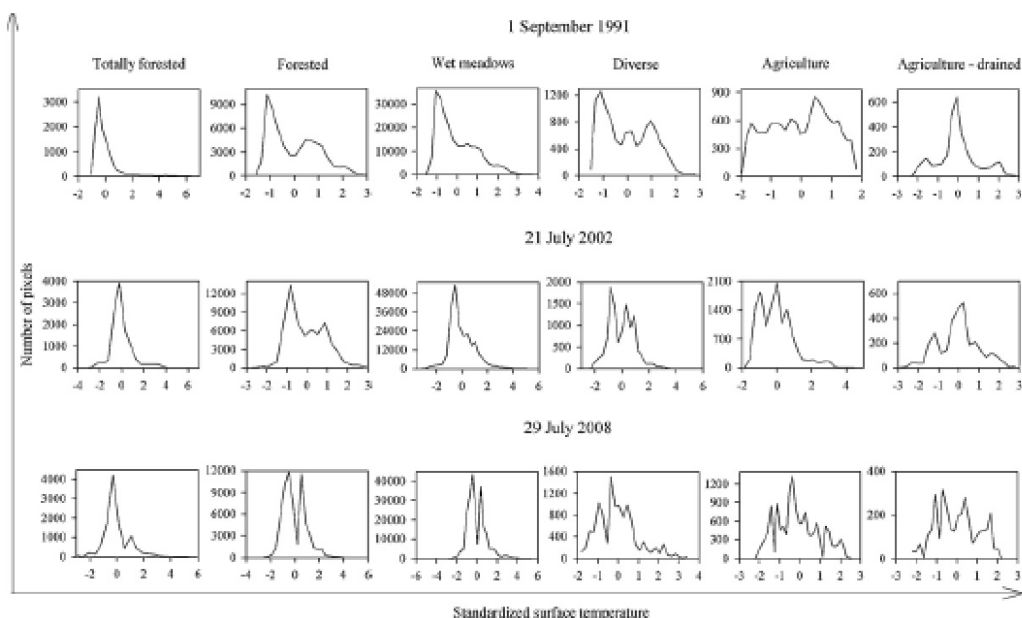
Average, maximum and minimum values of surface temperature of the catchments, calculated from Landsat thermal channel TM6 on 1 September 1991, 21 July 2002 and 29 July 2008 at 9:38 GMT + 1.

Surface temperature	Totally forested	Forested	Wet meadows	Diverse	Agricultural	Agricultural-drained
<b>1.9.1991</b>						
Minimum	11.81	11.81	11.81	12.35	12.35	13.95
Maximum	26.06	22.66	25.1	23.15	24.61	24.61
Average	13.84	15.45	15.38	16.17	18.72	18.77
Standard deviation	1.93	2.28	2.37	2.51	3.25	2.1
<b>21.7.2002</b>						
Minimum	24.12	24.12	23.04	24.12	25.72	24.12
Maximum	33.93	35.41	36.39	38.32	36.39	34.42
Average	27.51	28.53	28.16	28.27	28.85	29.44
Standard deviation	1.05	1.53	1.61	1.79	1.69	1.82
<b>29.7.2008</b>						
Minimum	13.42	12.3	6.8	14.48	14.5	16.1
Maximum	23.15	26.1	27.5	27.49	30.3	28
Average	16.9	17.3	17.4	19	21.8	22
Standard deviation	1.18	1.5	1.8	2.49	3.3	2.7

The comparison showed similar relations between the monitored sites also in the period 2000–02. The highest el. conductivity was measured in the diverse (D) catchment ( $318 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), as well as the highest concentrations of  $\text{HCO}_3^-$  and major cations. These concentration values were however only about half compared to the period 1990–91. A slight increase in TP concentrations (about  $0.3 \text{ mg l}^{-1}$ ) was recorded. As the land cover of the catchments had not changed, the observed decrease of major ions concentrations can be explained by a combination of several factors. One of them is the socio-economic transformation of the Czech Republic after the year 1989, when rapid changes in the land ownership and management started leading to substantial reduction of the amount of mineral fertilizers used in agricultural land.

A detailed monitoring, extended by four localities (seven in total), was carried out during the period 2008–11. The

highest average values of el. conductivity were measured in the agricultural-drained (AD) areas ( $625 \mu\text{S cm}^{-1}$ ), the lowest in the forested (F) and totally forested (TF) catchments (around  $131 \mu\text{S cm}^{-1}$ ). The highest concentrations of  $\text{HCO}_3^-$  were measured in the diverse (D) and both agricultural (A, AD) catchments ( $161.53 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $120.97 \text{ mg l}^{-1}$ ,  $140.71 \text{ mg l}^{-1}$ , respectively). The lowest values of  $\text{HCO}_3^-$  (around  $48 \text{ mg l}^{-1}$ ) as well as the lowest  $\text{NO}_3^- \text{ N}$  concentration (between  $0.01$  and  $0.02 \text{ mg l}^{-1}$ ) were recorded in the forested localities (F, TF). The highest values of  $\text{NO}_3^- \text{ N}$  were measured in the agricultural-drained (AD) catchment  $9.98 \text{ mg l}^{-1}$ . Remarkably low values of  $\text{NO}_3^- \text{ N}$  were measured in the fishponds, a typical sign of fishponds' hypertrophy caused by denitrification of nitrate in the anaerobic bottom sediments and nitrate uptake by phytoplankton (Pokorný et al., 1999; Pechar, 2000). The highest TN concentrations ( $16.94 \text{ mg l}^{-1}$ ) were reached



**Fig. 2.** Surface temperature distribution in the catchments; standardized surface temperature in a relation to the number of pixels for the individual catchments, calculated as formula (3).

**Table 3**

Average values of electrical conductivity of water, the concentration of bicarbonate ( $\text{HCO}_3^-$ ), nitrate nitrogen ( $\text{NO}_3^- \text{N}$ ), total nitrogen (TN), total phosphorus (TP), sodium cations ( $\text{Na}^+$ ) and calcium cation ( $\text{Ca}^{2+}$ ).

Period	Catchment	Average values of						
		El. conductivity ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	$\text{HCO}_3^-$ ( $\text{mg l}^{-1}$ )	$\text{NO}_3^- \text{N}$ ( $\text{mg l}^{-1}$ )	TN ( $\text{mg l}^{-1}$ )	TP ( $\text{mg l}^{-1}$ )	$\text{Na}^+$ ( $\text{mg l}^{-1}$ )	$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg l}^{-1}$ )
1990–91	Forested	379	121.30	0.09	2.34	0.19	7.49	44.36
	Totally forested	240	75.76	0.22	2.39	0.17	6.91	26.25
	Diverse	471	164.87	0.01	2.42	0.27	15.88	41.66
2000–02	Forested	231	81.56	0.11	1.87	0.21	4.77	28.59
	Totally forested	163	53.80	0.01	2.44	0.39	5.60	21.12
	Diverse	318	112.37	0.07	2.60	0.31	7.70	32.88
2008–11	Forested	131	49.36	0.01	2.01	0.21	3.40	14.20
	Totally forested	133	47.08	0.02	2.20	0.22	4.97	15.09
	Diverse	345	161.53	0.04	1.98	0.18	6.06	46.89
	Agricultural-drained	625	140.71	9.98	16.94	0.51	14.98	64.83
	Wet meadows	223	98.58	0.02	3.48	0.20	10.90	23.55
	Forested (2)	138	79.64	0.38	1.52	0.14	4.59	16.78
	Agricultural	313	120.97	0.18	2.97	0.18	11.20	33.00

in the agricultural-drained area (AD), whereas in the other catchments the values ranged around  $2 \text{ mg l}^{-1}$ . Also the TP values were highest in the agricultural-drained (AD) catchment ( $0.51 \text{ mg l}^{-1}$ ), whereas at the other localities the concentrations were around  $0.2 \text{ mg l}^{-1}$ .

Concentrations of major cations were five times higher in the agricultural-drained (AD) catchment when compared with catchments, where forests predominated. The values of  $\text{Na}^+$  and  $\text{Ca}^{2+}$  in the agricultural-drained (AD) catchment were  $14.98$  and  $64.83 \text{ mg l}^{-1}$ , respectively, whereas in the forested (F, TF) catchments  $\text{Na}^+$  ( $3.4$  and  $4.97 \text{ mg l}^{-1}$ ) and  $\text{Ca}^{2+}$  concentrations reached around  $15 \text{ mg l}^{-1}$ . Higher concentrations of major cations and  $\text{HCO}_3^-$  were measured in those catchments, where arable land predominated (D, AD). The lowest concentrations and matter losses were measured in the areas with a significant proportion of forests, wetlands and permanent grass cover (F, TF, WM).

Analysis of variance and post hoc Tukey's test were used to compare the studied sites. The analyses were performed for the physical-chemical parameters as listed in Table 3.

The statistical analyses showed significant differences in electric conductivity of the three catchments ( $P < 0.05$ ) in the first monitoring period (1990–91). The forested (F) catchment differed from the totally forested (TF) catchment only in  $\text{Ca}^{2+}$  concentrations ( $P < 0.05$ ) and from the diverse (D) catchment only in  $\text{Na}^+$  concentrations ( $P < 0.05$ ). The totally forested (TF) catchment differed from the diverse (D) in  $\text{HCO}_3^-$  and major cations concentrations ( $P < 0.05$ ). The statistical methods thus confirmed the results of the average values comparison, suggesting that the catchments with higher representation of arable land are more susceptible to leaching and matter losses as a consequence of fluctuating temperature.

The statistical analyses showed that ten years later (2000–02) the forested and totally forested catchments differed only in el. conductivity ( $P < 0.05$ ). Comparison of the forested areas (F, TF) and diverse (D) catchment showed statistically significant differences in el. conductivity,  $\text{HCO}_3^-$  and major cations concentrations ( $P < 0.05$ ).

The statistical comparison of the 2008–11 data showed no significant difference between the catchments with a significant proportion of forests, wetlands and permanent grasslands (F, TF, WM) with an exception of  $\text{Na}^+$  concentration which was higher in the wet meadows catchment (WM). No significant difference was observed between the two water sampling localities within the forested catchment. This shows that even though the pond acts as a separate specific ecosystem, its chemistry characteristics can be used as an indicator of the whole catchment

characteristics. The diverse and agricultural (D, A) catchments with a higher proportion of arable land significantly differed in el. conductivity,  $\text{HCO}_3^-$  concentrations and major cations concentrations. The agricultural-drained (AD) catchment significantly differed from the other catchments in all monitored parameters, while in many cases  $P < 0.001$ .

A literature review showed a lack of papers dealing with landscape functioning based on a combination of surface temperature and hydrochemistry measurements as introduced by Rippl (1995). The published studies that consider the relationship of land cover and water hydrochemistry (Dawson and Smith, 2007; Li et al., 2009; Soulsby et al., 2002; Zhao et al., 2010) do not emphasize the energy aspect of the landscape. An interesting concept of chemical and energy use efficiency (ETR model) of the landscape was developed for the Stör River catchment in Germany by Rippl and Hildmann (2000). Procházka et al. (2009) used this monitoring approach on the three small sub-mountainous catchments in southern Bohemia and demonstrated the relationship between high surface temperature and matter losses from the drained catchment. The ETR concept was included in an economic assessment of ecological benefits of restoring ecosystem functions by Eiseltová et al. (2007) and in Bodlák et al. (2012).

## 5. Conclusions

Our results showed that relatively high surface temperature of land cover and high spatial fluctuations of temperature are associated with increased outflow of dissolved substances from the catchment. The catchments with higher portion of arable land and built-up areas (AD, A, D catchments) are characterized by higher values of surface temperature, el. conductivity and chemical parameters of water ( $\text{HCO}_3^-$  concentrations, nitrogen-nitrate –  $\text{NO}_3^- \text{N}$ , total nitrogen – TN, total phosphorus – TP, sodium cation –  $\text{Na}^+$  and calcium cation –  $\text{Ca}^{2+}$ ). The values of all parameters are significantly lower for catchments with high proportion of forests and meadows (TF, F, WM catchments). Special weather conditions of the year 2002 showed that high rainfall saturation can minimize the temperature differences between the catchments of different land use.

Sustainable management should aim at closing water and matter cycles in the landscape. High surface temperature and large surface temperature differences result from drainage policy together with vegetation damage and consequent reduction of evapotranspiration. High surface temperature gives rise to heat and pressure potentials which cause turbulent flow of air and



consequent drying of landscape. Sustainable management supporting low matter and nutrient losses and dampening temperature extremes in the cultural landscape can be achieved by restoration of permanent vegetation. There is also a great need to support ecosystem functions provided by fishponds, floodplains and other types of wetlands.

#### Acknowledgements

The paper was supported by the project and grants of The Ministry of Education, Youth and Sports of the Czech Republic NPV 2B06023, MSM 6007665806 and by University of South Bohemia in České Budějovice GAJU 107/2010/Z.

#### References

- Bodlák, L., Křiváková, K., Nedbal, V., Pechar, L., 2012. Assessment of landscape functionality changes as one aspect of reclamation quality – the case of Velká podkráňnohorská dump, Czech Republic. *Ecol. Eng.* 43, 19–25.
- Chander, G., Markham, B., 2003. Revised Landsat-5 TM radiometric calibration procedures and postcalibration dynamic ranges. *IEEE Trans. Geosci. Remote Sens.* 41 (11), 2674–2677.
- Dawson, J.I.C., Smith, P., 2007. Carbon losses from soil and its consequences for land-use management. *Sci. Total Environ.* 382, 165–190.
- Eiseltová, M., Pokorný, J., Rippl, W., Bodlák, L., Pechar, L., Pecharová, E., Kučera, Z., 2007. Restoration of water and matter retention functions of a floodplain: ecology and economics. The Stropnice river catchment, Czech Republic. In: Trémolières, M. (Ed.), *Floodplain Protection and Restoration*. Lavoisier SAS.
- Eiseltová, M., Pokorný, J., Hesslerová, P., Rippl, W., 2012. Evapotranspiration—a driving force in landscape sustainability. In: Irmak, A. (Ed.), *Evapotranspiration—Remote Sensing and Modeling*, pp. 305–328 (IntTech).
- Foley, J.A., Costa, M.H., Delire, C., et al., 2003. Green surprise? How terrestrial ecosystems could affect earth's climate. *Front. Ecol. Environ.* 1 (1), 38–44.
- Foley, A.J., DeFries, R., Asner, G.P., et al., 2005. Global consequences of land use. *Science* 309, 570–574.
- Hesslerová, P., Pokorný, J., 2010. Forest clearing, water loss, and land surface heating as development costs. *Int. J. Water* 5 (4), 401–418.
- Jiménez-Munos, J.C., Sobrino, J.A., 2003. A generalized single-channel method for retrieving land surface temperature from remote sensing data. *J. Geophys. Res.* 108, <http://dx.doi.org/10.1029/2003JD003480>.
- Kravčík, M., Pokorný, J., Kohutiar, J., Kováč, M., Tóth, E., 2008. Water for the Recovery of the Climate—A New Water Paradigm. Municipalia, Košice.
- Li, S., Gao, S., Tan, X., Zhang, Q., 2009. Water quality in the upper Han River basin, China: the impacts of land use/land cover in riparian buffer zone. *J. Hazard Mater.* 165, 317–324.
- Lillesand, T.M., Kiefer, R.W., 2000. *Remote Sensing and Image Interpretation*. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Luvall, J.C., Holbo, H.R., 1989. Measurements of short term thermal responses of coniferous forest canopies using thermal scanner data. *Remote Sens. Environ.* 27 (1), 1–10.
- McAlpine, C.A., Syktus, J., Ryan, J.G., et al., 2009. A continent under stress: interactions, feedbacks and risks associated with impact of modified land cover on Australia's climate. *Glob. Change Biol.* 15 (9), 2206–2223.
- Odum, E.P., Barrett, G.W., 2004. *Fundamentals of Ecology*, fifth edition. Pacific Grove, Brooks Cole.
- O'Neill, R.V., 1975. A theoretical basis for ecosystem analysis with particular reference to element cycling. In: Howell, F.G., Centry, J.P., Smith, M.H. (Eds.), *Mineral Cycling in Southeastern Ecosystem*. Tech. Inform. Center Energy Res. and Develop. Administration, Virginia.
- Pechar, L., 2000. Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds. *Fish. Manage. Ecol.* 7 (1–2), 23–32.
- Pechar, L., Bastl, J., Edwards, K., Hais, M., Kučera, Z., Kropfelová, L., Pokorný, J., Radová, J., Šulcová, J., 2003. Changes in agricultural discharge runoff during the last ten years after political and socio-economical transformation in the Czech Republic—experience from fishpond water chemistry of the Treboň basin. In: Vymazal, J. (Ed.), *Nutrient Cycling and Retention in Natural and Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Penman, H.L., 1948. Natural evaporation from open water, bare soil and grass. *Proc. Roy. Soc. A: Math. Phys.* 193, 120–145.
- Pielke, R.A., Beltrán-Przekurat, A., Hiemstra, C.A., et al., 2006. Impacts of regional land use and land cover on rainfall: an overview. In: Demuth, S., Gustard, A., Planos, E., et al. (Eds.), *Climate Variability and Change—Hydrological Impacts*, pp. 325–332 (IAHS Publ. 308).
- Pokorný, J., Fleischer, S., Pechar, L., Pansar, J., 1999. Nitrogen distribution in hypertrophic fishponds and composition of gas produced in sediment. In: Vymazal, J. (Ed.), *Nutrient Cycling and Retention in Natural Constructed Wetlands*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Pokorný, J., Kučerová, A., 2000. Monitoring klimatu a atmosférických deposit v CHKO Třeboňsko. In: Pokorný, J., Hätle, M. (Eds.), *Třeboňsko 2000. Ekologie a ekonomika Třeboňska po dvaceti letech*. (in Czech).
- Pokorný, J., Čefovská, K., Macák, M., Pecharová, E., 2003. Matter losses from large catchment expressed as acidification—how much does acid rain cause? In: Vymazal, J. (Ed.), *Wetlands: Nutrients, Metals and Mass Cycling*. Backhuys Publishers, Leiden.
- Pokorný, J., Brom, J., Čermák, J., Hesslerová, P., Huryna, H., Nadezhdina, N., Rejšková, A., 2010. How water and vegetation control solar energy fluxes and landscape heat. *Int. J. Water* 5 (4), 311–336.
- Procházka, J., Brom, J., Pechar, L., 2009. The comparison of water and matter flows in three small catchments in the Šumava mountains. *Soil Water Res.* 4 (special issue 2), 75–82.
- Rippl, W., 1995. Management of water cycle and energy flow for ecosystem control: the energy-transport-reaction (ETR) model. *Ecol. Model.* 78, 61–76.
- Rippl, W., Ridgill, S., 1995. Sustainability of river catchments. In: Eiseltová, M., Biggs, J. (Eds.), *Restoration of Stream Ecosystems. An Integrated Catchment Approach*. (IWRB Publ. 37).
- Rippl, W., Hildmann, C., 2000. Dissolved load transported by rivers as an indicator of landscape sustainability. *Ecol. Eng.* 14, 373–387.
- Rippl, W., Wolter, K., 2002. Ecosystem function and degradation. In: Williams, P., Thomas, D., Reynolds, C. (Eds.), *Phytoplankton Productivity. Carbon Assimilation in Marine and Freshwater Ecosystems*. Blackwell Science Ltd, Malden, USA.
- Rippl, W., 2003. Water: the bloodstream of the biosphere. *Philos. Trans. Roy. Soc. Lond. B: Biol. Sci.* 358 (1440), 1921–1934.
- Rippl, W., Eiseltová, M., 2009. Sustainable land management by restoration of short water cycles and prevention of irreversible matter losses from top soils. *Plant Soil Environ.* 55 (9), 404–410.
- Ryszkowski, L., Kępcziora, A., 2008. The influence of plant cover structures on water fluxes in agricultural landscapes. In: Bossio, D., Geheb, K. (Eds.), *Conserving Land, Protecting Water*. CAB International, CABI, Wallingford, UK, Cambridge, MA, pp. 163–177.
- Schneider, N., Eugster, W., 2007. Climatic impacts of historical wetland drainage in Switzerland. *Climatic Change* 80 (3–4), 301–321.
- Sobrino, J.A., Jiménez-Muñoz, J.C., Paolini, L., 2005. Land surface temperature retrieval from LANDSAT TM 5. *Remote Sens. Environ.* 90, 434–440.
- Soulsby, C., Gibbins, C., Wade, A.J., Smart, R., Helliwell, R., 2002. Water quality in the Scottish uplands: a hydrological perspective on catchment hydrochemistry. *Sci. Total Environ.* 294, 73–94.
- Van de Griend, A.A., Owe, M., 1993. On the relationship between thermal emissivity and the normalized difference vegetation index for natural surfaces. *Int. J. Remote. Sens.* 14 (6), 1119–1131.
- Yokohari, M., Brown, R.D., Kato, Y., et al., 1997. Effects of paddy fields on summertime air and surface temperatures in urban fringe areas of Tokyo, Japan. *Landscape Urban Plan.* 38, 1–11.
- Zhao, M., Zeng, C., Liu, Z., Wang, S., 2010. Effect of different land use/land cover on karst hydrogeochemistry: a paired catchment study of Chenqi and Dengzhanhe, Puding, Guizhou, SW China. *J. Hydrol.* 388, 121–130.

**10.1.2 12th IWA International conference**

**12<sup>th</sup> IWA International Conference on  
Wetland Systems for  
Water Pollution Control**



**October 4-8, 2010**

**Venice, Italy**

*Volume II*

Pages 801 - 1616



**Specialist  
Conferences**

*Hosted by the Italian Section of the IWA Specialist Group on the Use of  
Macrophytes for Water Pollution Control*

## The role of shallow waters, natural and constructed wetlands in matter flow in the landscape

I. Chmelová<sup>\*,\*\*\*</sup>, J. Šulcová<sup>\*</sup>, L. Kröpfelová<sup>\*\*,\*\*</sup>, M. Baxa<sup>\*,\*\*\*</sup> and L. Pechar<sup>\*,\*\*\*</sup>

<sup>\*</sup>ENKI, o.p.s., Dukelská 145, Třeboň 379 01, Czech Republic  
(E-mail: iva.chmelova@atlas.cz; sulcova@enki.cz; kropfelova@enki.cz; marek.baxa@prirodou.cz; lpechar@zff.jcu.cz)

<sup>\*\*</sup>Faculty of Environmental Sciences, Czech University of Life Sciences Prague, Kamýcká 129, Praha 6- Suchbát, 165 21, Czech Republic

<sup>\*\*\*</sup>University of South Bohemia, Laboratory of Applied Ecology, Studentská 787/13, České Budějovice 370 05, Czech Republic

### Abstract

Managed landscape consists of different biotopes more or less affected by the human. Nature-close biotopes operate in short-circulating cycles of nutrients, water and minimize their matter losses. Today's landscape management results in a serious modification of the landscape ecological system. Agricultural as well as municipal management results in removing water from the landscape by the drainage networks and reduction of natural vegetation throughout large areas. It has resulted in highly-fluctuating discharges in streams and increased losses of nutrients and basic cations. Chemistry of surface waters in six different localities within the typical agricultural landscape in the Czech Republic was studied from 2007 to 2009. The conductivity of water in human impacted localities was around  $600 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$  while in nature-close localities only  $200 \mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ . Significant differences between localities were found for most of the monitored parameters (N, P and basic cations). Concerning these parameters discharged water from arable land has a similar patterns like water leaving constructed wetland loaded by municipal discharge. Effects of natural processes and human impacts on water chemistry are discussed in terms of sustainability of the landscape management as well as defining good ecological status of the waters according to The Water Framework Directive 2000/60 EU.

### Keywords

Basic cations, Landscape management, Nutrients, Water chemistry

### INTRODUCTION

The role of shallow waters, natural and constructed wetland in matter flow in the landscape is significant. The well-functional natural landscape structure is characterized by close nutrient and mineral cycles and minimal matter losses through the discharged water (Ripl 1995). Nowadays we meet the consequences of unsustainable management of landscape. Humans know the importance of the water but nobody could assess the consequences of their activity in the landscape for the water regime (Kravčík 2007). The dramatic changes in landscape and especially enhancement of agriculture over the last century have gradually resulted in large increases in nutrients and minerals being leached into the surface and ground waters. It is well known and documented that the expansion and intensification of agriculture have led also to an accelerated mineralisation of soil organic matter, followed by leaching of dissolved mineral ions and nutrients through soils to the water courses (Ripl, Wolter 2002).

Human activities in cultural landscape in Třeboň region led to changes in the water chemistry. This study describes and compares surface water chemistry in six localities in Třeboň region (Květ et al. 2002). Catchments of these six water bodies differ in agriculture management and land

use. The results demonstrate the possible extent of differences in the chemistry of surface waters, effect of the current state of the landscape even within small basins. The Water chemistry data thus allow to assess the status and functions of the landscape and formulate the relevant criteria for evaluation of chemical and ecological status of aquatic habitats according to rules of the Water Framework Directive 2000/60EU.

#### METHODS

The samples were collected on six localities (Table 1) during years 2008 and 2009. Altogether 23 samples were taken at each localities. The localities were the small shallow waters Bošilecký fishpond and Nový Vdovec fishpond, constructed wetland Libnič, natural wetland Mokré louky and Ruda and the stream which flows through arable land Přeseka as a locality with major impact of human activity in the catchment.

**Table 1** Characterization of sampling localities.

Sampling locality name	The level of human activities	Characterization of the locality
Nový Vdovec fishpond	Low	The catchment consist of forests and areas with low human activities. There is the normal amount of fish stock.
Mokré louky wetland	Low	The natural wetlands Mokré louky catchment consist of wet meadows with high level of ground water seasonally flood with water from near river.
Ruda wetland	Low	The natural wetlands Ruda catchment consist of moist forests with peat subsoil.
Libnič constructed wetland	High	The construced wetland Libnič is designed for 500 PE but at present, about 250 inhabitants are connected. Treatment system consists of mechanical pre-treatment (screens, grit chamber, Imhoff tank) and two series-connected filtration beds with a total area of 1280 m <sup>2</sup> . Both beds are planted with Reed canarygrass ( <i>Phalaris arundinacea</i> ).
Bošilecký fishpond	High	The catchment consist of meadows and agriculture land with intensive human agriculture activities. It is hypertrophied fishpond with enormous amount of fish stock.
Přeseka stream	High	The stream which flows through arable land Přeseka. This arable land was during the 1970s drained using a subsurface drainage system. Water from main drains was discharged directly to running waters. Chemistry in this water reflected the processes of cultivation of the arable land.

The physico-chemical parameters (conductivity, pH, alkalinity, temperature), concentration of nitrate (NO<sub>3</sub>-N), total nitrogen (TN) and total phosphorus (TP), sodium (Na<sup>+</sup>), calcium (Ca<sup>2+</sup>) and magnesium (Mg<sup>2+</sup>) were measured with the standard methods and equipments (for details see Pechar 2000, Procházka et al. 2009). The data were evaluated by GraphPrismPad 4. The Repeated Measures Analyse of Variance was used.

#### RESULTS AND DISCUSSION

The mean concentrations of monitored parameters in sites more affected by the human activities are shown in table 2. Table 3 summarizes data from more nature-close localities.

The mean conductivities in shallow waters affected by intensive human activities and in Přeseka stream discharges water from arable land were in the range from (300 to 700 μS.cm<sup>-1</sup>). The conductivity in constructed wetland Libnič was comparable to discharged water form the arable land, about 700 μS.cm<sup>-1</sup>. Significantly lower conductivities were observed in nature-close shallow

water and natural wetlands. The highest mean pH between 8 and 9 were observed in shallow waters – fishponds. pH in other monitored types of wetlands was more or less neutral. The highest concentration of alkalinity was found in constructed wetland. This was probably caused by high amount of bicarbonates in water, which flow into the constructed wetland with waste water from a household. The concentrations of NO<sub>3</sub>-N were the highest in the Přeseka stream from arable land. It was probably caused by application of mineral fertilizer but nitrification can be also considered. The lowest concentrations of nitrates were found in shallow waters – fishponds. Intensive utilization of nitrates by fishpond biocenosis and denitrification in the fishpond sediment cause rapid decrease of the nitrate concentration (Pechar et al 2002).

Concentrations of TN and TP were the highest in Přeseka stream (23.3 mg.l<sup>-1</sup>, 0.6 mg.l<sup>-1</sup>) and constructed wetland (24.0 mg.l<sup>-1</sup>, 2.7 mg.l<sup>-1</sup>) respectively. Similarly in constructed wetland and Přeseka stream from arable land the highest concentration of main cations were found. In the shallow nature-close waters the values of TN and TP were an order of magnitude lower than the concentrations which were observed human affected localities natural wetlands. The concentrations of main cations in natural wetlands represent approximately 50% of the values in human impacted sites.

**Table 2.** Mean conductivity, pH, alkalinity and concentrations of nitrate-nitrogen (NO<sub>3</sub>-N), total nitrogen and phosphorus (TN and TP) and main cations (Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) in Přeseka stream, Bošilecký fishpond, Libnič constructed wetland.

Parameter	2008	2009	2008	2009	2008	2009
	Přeseka	Přeseka	Bošilecký	Bošilecký	Libnič	Libnič
Conductivity (μS.cm <sup>-1</sup> )	670	620	328	317	619	703
pH	7.3	7.1	8.1	8.3	-	-
Alkalinity (mmol.l <sup>-1</sup> )	1.9	2.1	2.2	2.4	5.5	4.9
NO <sub>3</sub> -N	16.6	10.1	0.03	0.34	-	-
TN	23.3	14.6	2.5	3.8	24.0	15.1
TP	0.6	0.5	0.2	0.2	2.7	2.5
Na <sup>+</sup>	14.4	12.1	11.6	11.4	36.0	36.4
Ca <sup>2+</sup>	64.2	67.9	30.6	39.5	59.8	62.4
Mg <sup>2+</sup>	20.4	15.4	7.2	7.1	11.1	11.9

**Table 3.** Mean conductivity, pH, alkalinity and concentrations of nitrate-nitrogen (NO<sub>3</sub>-N), total nitrogen and phosphorus (TN and TP) and main cations (Na<sup>+</sup>, Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup>) in Nový Vdovec fishpond, Ruda natural wetland and Mokré louky wetland

Parameter	2008	2009	2008	2009	2008	2009
	Nový	Nový	Ruda	Ruda	Mokré	Mokré
Conductivity (μS.cm <sup>-1</sup> )	183	157	154.9	155	236.8	228.8
pH	9.0	8.2	6.4	6.7	6.6	6.7
Alkalinity (mmol.l <sup>-1</sup> )	0.9	0.8	1.1	1.0	1.1	1.3
NO <sub>3</sub> -N	0.04	0.03	0.4	0.4	0.3	0.4
TN	3.4	3.3	1.8	2.2	2.5	2.5
TP	0.3	0.3	0.1	0.2	0.2	0.2
Na <sup>+</sup>	10.5	10.94	5.1	4.6	11.3	11.1
Ca <sup>2+</sup>	20.5	12.6	19.1	19.6	25.3	29.9
Mg <sup>2+</sup>	4.1	2.5	4.4	3.8	6.5	7.0

The results of Repeated Measures Analyses of Variance are shown in table 4 and 5. Significant differences in conductivity were found between nature-close sites and human affected localities (shallow water with intensive human activities, stream discharging arable land and constructed wetland) at  $P < 0.001$ . According to pH there are no significant differences between shallow waters – fishponds, but they significantly differ from natural and constructed wetlands and stream from the arable land ( $P < 0.001$ ).

No significant difference was observed between shallow waters and natural wetland in  $\text{NO}_3\text{-N}$ . These sites are significantly different than stream from the arable land ( $P < 0.001$ ).

A similar situation was found in comparing these sites according to TN. The constructed wetland significantly differ from shallow waters ( $P < 0.001$ ) but it doesn't differ from Přeseka stream from arable land.

Significant difference wasn't found between shallow waters and natural wetland and Přeseka stream in TP and  $\text{Na}^+$ . In the constructed wetland both TP and  $\text{Na}^+$  were significantly higher than concentrations in these parameters in all types of monitored wetlands ( $P < 0.001$ ). The phosphorus can be washed away from the constructed wetlands when sorption capacity is saturated and thus outflow concentration of TP may increase (Vymazal and Kröpfelová, 2008, Watson, 1989).

According to  $\text{Ca}^{2+}$  no significant differences were observed between shallow waters and natural wetlands. The constructed wetland and stream from the arable land differ significantly from other monitored types. Significant difference was found in concentration of  $\text{Mg}^{2+}$ , which was the highest in Přeseka stream from the arable land.

**Table 4.** Results of Repeated Measures Analyse of Variance in the physico-chemical parameters of the monitored localities. NS - no significant difference; x – missing data.

Sampling locality name	Sampling locality name	Conductivity	pH	Alkalinity
Nový Vdovec	Mokré louky	NS	$P < 0.001$	NS
Nový Vdovec	Ruda	NS	$P < 0.001$	NS
Nový Vdovec	Libnič	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.001$
Nový Vdovec	Bošilecký	$P < 0.001$	NS	$P < 0.01$
Nový Vdovec	Přeseka	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.001$
Mokré louky	Ruda	NS	NS	NS
Mokré louky	Libnič	$P < 0.001$	NS	$P < 0.001$
Mokré louky	Bošilecký	$P < 0.001$	$P < 0.001$	NS
Mokré louky	Přeseka	$P < 0.001$	$P < 0.05$	$P < 0.01$
Ruda	Libnič	$P < 0.001$	NS	$P < 0.001$
Ruda	Bošilecký	$P < 0.001$	$P < 0.001$	NS
Ruda	Přeseka	$P < 0.001$	NS	$P < 0.05$
Libnič	Bošilecký	$P < 0.001$	$P < 0.001$	$P < 0.001$
Libnič	Přeseka	$P < 0.001$	NS	$P < 0.001$
Bošilecký	Přeseka	$P < 0.001$	$P < 0.05$	NS



**Table 5.** Results of Repeated Measures Analyse of Variance in the chemical parameters of the monitored localities. NS - no significant difference; x – missing data.

Sampling locality name	Sampling locality name	NO <sub>3</sub> -N	TN	TP	Na <sup>+</sup>	Ca <sup>2+</sup>	Mg <sup>2+</sup>
Nový Vdovec	Mokré louky	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Nový Vdovec	Ruda	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Nový Vdovec	Libnič	x	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.001	x
Nový Vdovec	Bošilecký	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Nový Vdovec	Přesecka	P < 0.001	P < 0.01	NS	NS	P < 0.001	P < 0.001
Mokré louky	Ruda	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Mokré louky	Libnič	x	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.05	x
Mokré louky	Bošilecký	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Mokré louky	Přesecka	P < 0.001	P < 0.001	NS	NS	P < 0.01	P < 0.001
Ruda	Libnič	x	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.01	x
Ruda	Bošilecký	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Ruda	Přesecka	P < 0.001	P < 0.001	NS	NS	P < 0.001	P < 0.001
Libnič	Bošilecký	x	P < 0.001	P < 0.001	P < 0.001	NS	x
Libnič	Přesecka	x	NS	P < 0.001	P < 0.001	NS	x
Bošilecký	Přesecka	P < 0.001	P < 0.01	NS	NS	NS	P < 0.001

Chemistry of surface waters reflects both natural processes and all human activities in catchments. Therefore, water quality represents integral information about landscape functions in the catchment (Ripl 1995). Changes in the landscape affected mainly by human activities had, and still continue to have, an effect on the catchment's hydrology and landscape functioning (Eiseltová et al. 2007). Socio-economic transformation in the Czechoslovakia after 1989 started rapid changes in the land ownerships and in the structure of the agriculture. The Třeboň basin belong to less-favoured areas for agriculture (according the EC Directive 1257/99) and more extensive management practices are introduced in this region during the last decades. The data about spatial patterns of surface water chemistry allow to analyze the effects of land-use in terms of sustainability and reliable ecological potential of water bodies according to Water Framework Directive.

## CONCLUSIONS

Results document decisive role of catchment management on the chemistry of the different types of surface waters. The concentrations of the main ions in water reflect high sensitivity of the water chemistry to both increase and decrease in agriculture activities. High material losses in runoff discharged from catchment indicate disturbances of the natural condition and decrease in sustainability of the system. Monitoring of the basic water chemistry, e.g. main ions concentrations, can be considered as a holistic diagnostic tool of the evaluation of landscape functioning.

## Acknowledgements

The study has been supported by MSM project no. 6007665806, and project NPVII 2B06023.

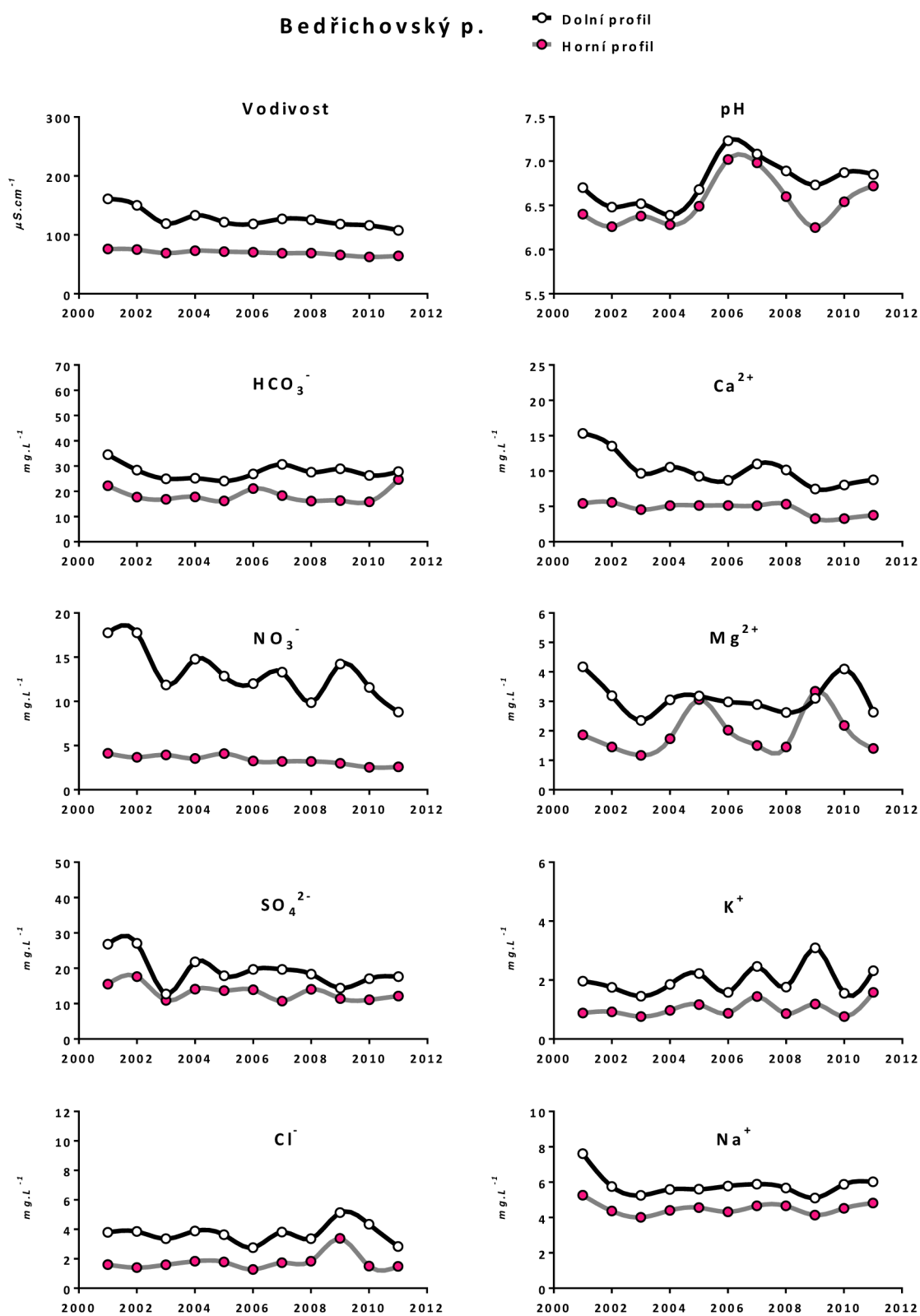
## REFERENCES

- Council Regulation (EC) No. 1257/1999 on support for rural development from the European Agricultural Guidance and Guarantee Fund and amending and repealing certain regulations.
- Eiseltová, M., Pokorný, J., Ripl, W., Bodlák, L., Pechar, L., Pecharová, E. and Kučera, Z. (2007): Restoration of water and matter retention functions of a floodplain: ecology and economics. The Stropnice river catchment, Czech Republic. - In: M. Trémolières (ed.), Floodplain protection and restoration., Lavoisier SAS. 189-199 pp.
- Kravčík, M., (2007): Voda pro ozdravení klímy – Nová vodná paradigma, Krupa Print, Žilina

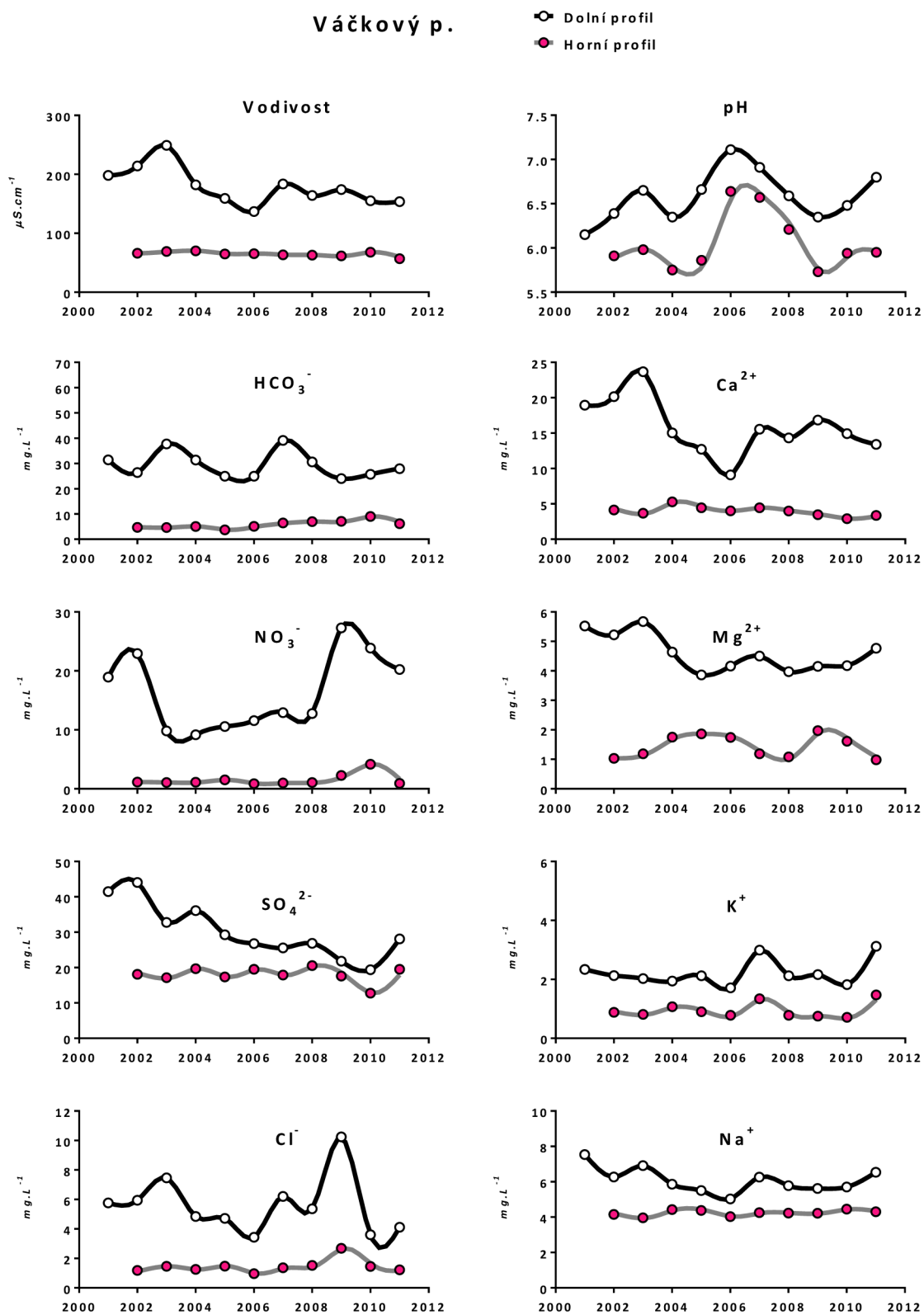
12<sup>th</sup> International Conference on Wetland Systems for Water Pollution Control  
October 4 – 8, 2010

- Květ J., Jeník J. & Soukupová L. (eds.): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, 492pp.
- Pechar, L. (2000): Impacts of long-term changes in fishery management on the trophic level and water quality in Czech fish ponds.- Fisheries Management and Ecology (Blackwell Sci.) 7(1-2): 23-32.
- Pechar, L., Příkryl, I., Faina, R. (2002): Hydrobiological evaluation of Třeboň fishponds since the end of 19th century. In: Květ J., Jeník J. & Soukupová L. (eds.): Freshwater Wetlands and Their Sustainable Future: A Case Study of the Třeboň Basin Biosphere Reserve, Czech Republic. Man and the Biosphere Series 28, UNESCO & The Parthenon Paris, 31-62 pp.
- Procházka, J., Brom, J., and Pechar, L. (2009): The Comparison of Water and Matter Flows in Three Small Catchments in the Šumava Mountains. - Soil & Water Res., 4, (Special Issue 2): S75–S82
- Ripl, W. (1995): Management of water cycle and energy flow ecosystem control – the energy-transport-reaction (ETR) model. Ecological Modelling 78, pp.61-76
- Ripl, W., Wolter, K. (2002): Ecosystem Function and Degradation. – in.: Williams, P., Thomas, D., Reynolds, C.: Phytoplankton Produktivity. Carbon Assimilation in Marine and Freshwater Ecosystems. Blackwell Science Ltd. Malden. USA. s. 291-317.
- Vymazal J. and Kröpfelová L. (2008): Wastewater Treatment in Constructed Wetlands with Horizontal Sub-Surface Flow. Springer
- Watson J.T., Reed S.C., Kadlec R.H., Knight R.L. and Whitehouse A.E. (1989). Performance expectations and loading rates for constructed wetlands. In: Hammer D.A. (ed.), constructed Wetlands for Wastewater Treatment. Municipal, Industrial and Agricultural. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan, 319-358.

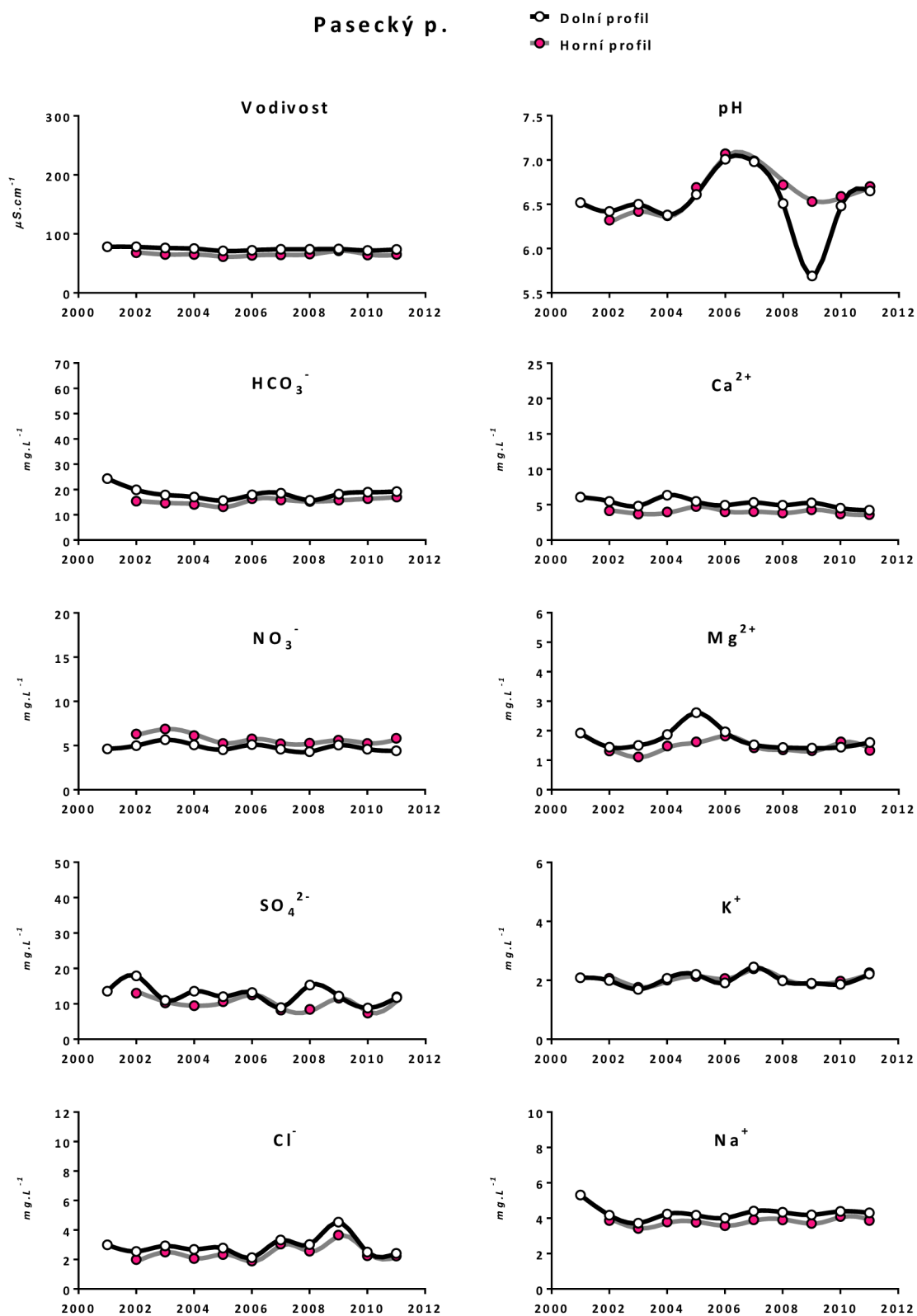
## 10.2 Příloha 2 - Průběhy průměrných hodnot na Novohradsku (2001 – 2011)



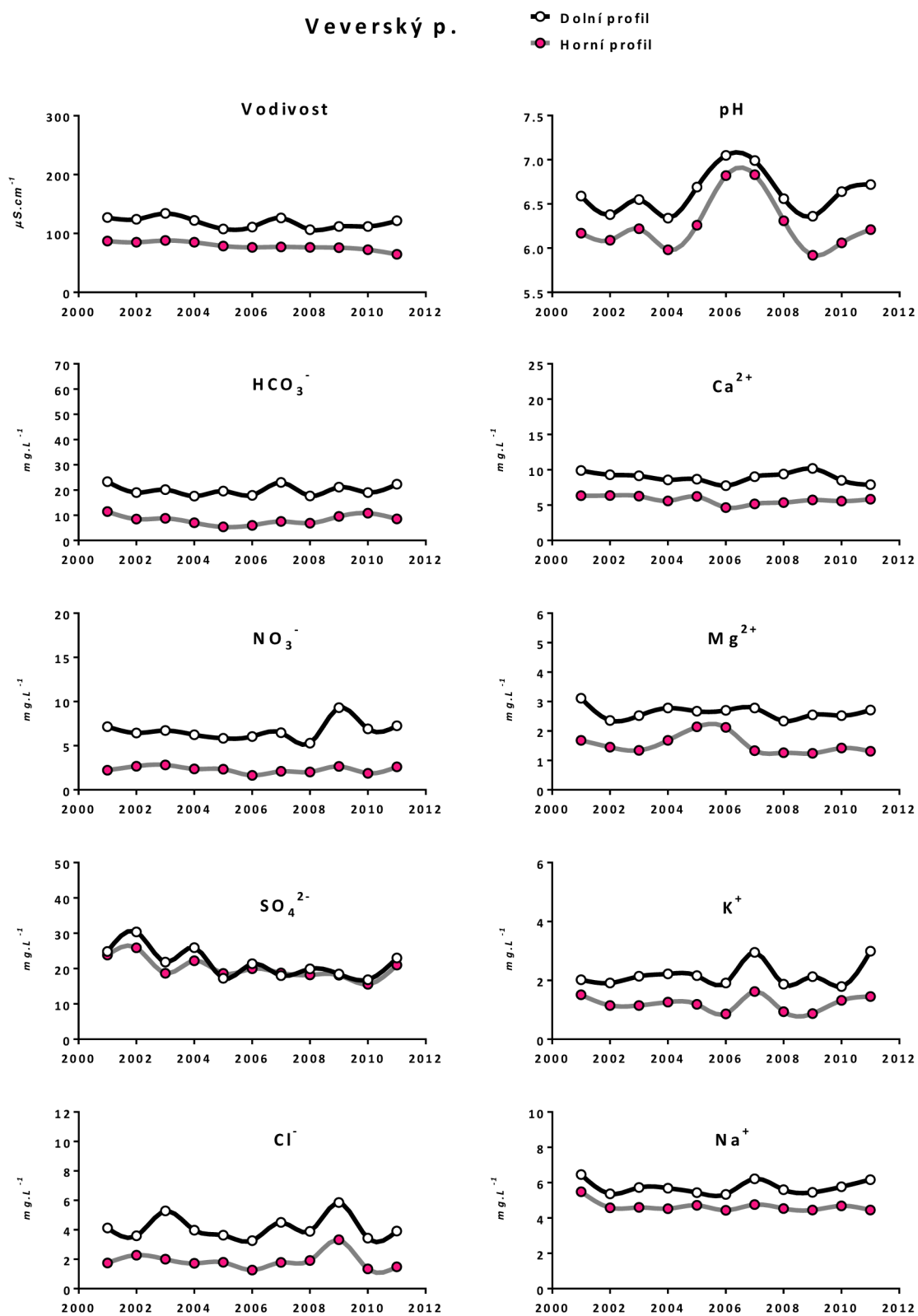
Paleta 7 – Průběhy průměrných hodnot vybraných parametrů měřených v povodí Bedřichovského potoka v letech 2001 - 2011 a srovnání horní a dolní části povodí.



Paleta 8 - Průběhy průměrných hodnot vybraných parametrů měřených v povodí Váčekového potoka v letech 2001 - 2011 a srovnání horní a dolní části povodí.

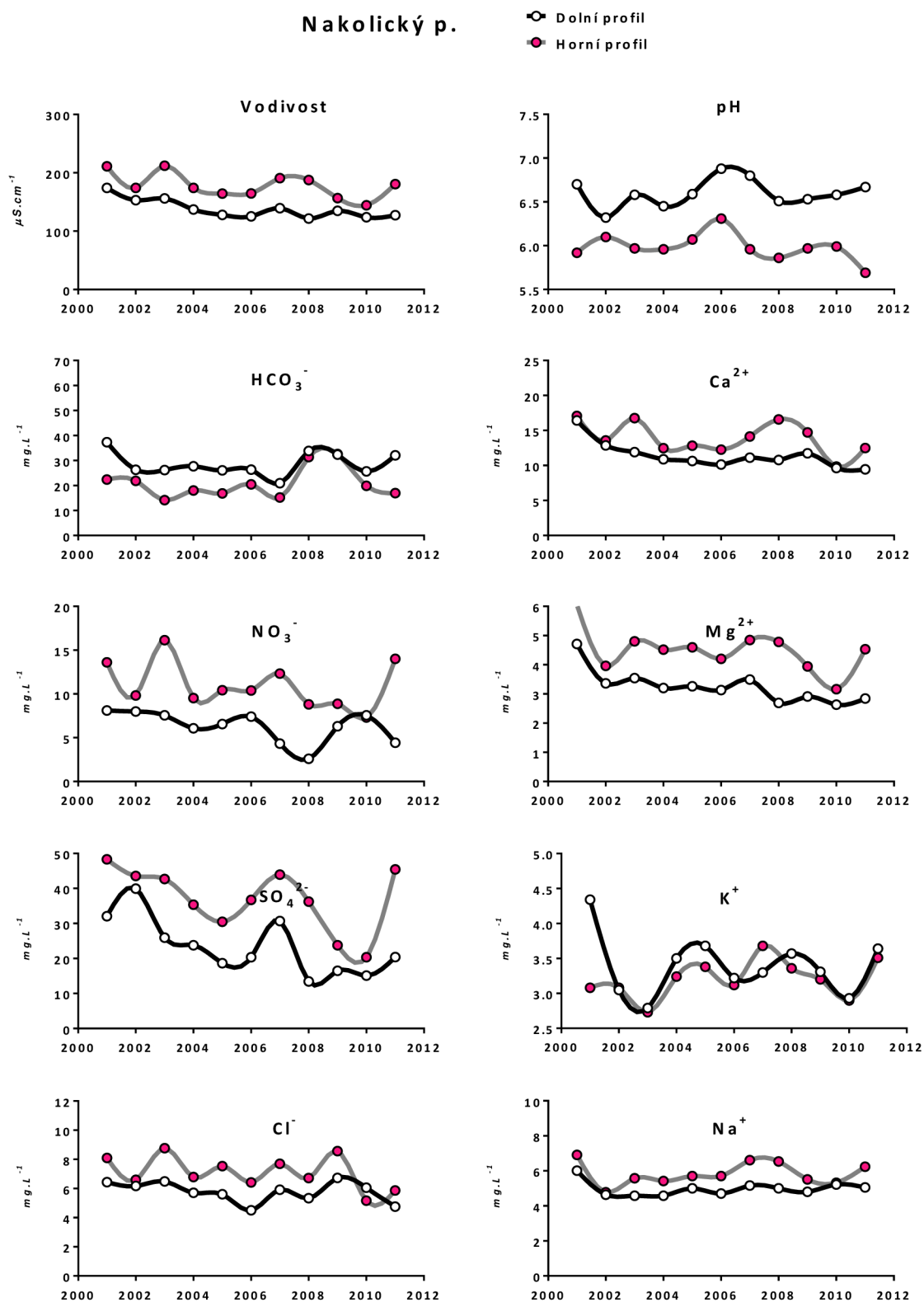


Paleta 9 - Průběhy průměrných hodnot vybraných parametrů měřených v povodí Paseckého potoka v letech 2001 - 2011 a srovnání horní a dolní části povodí.

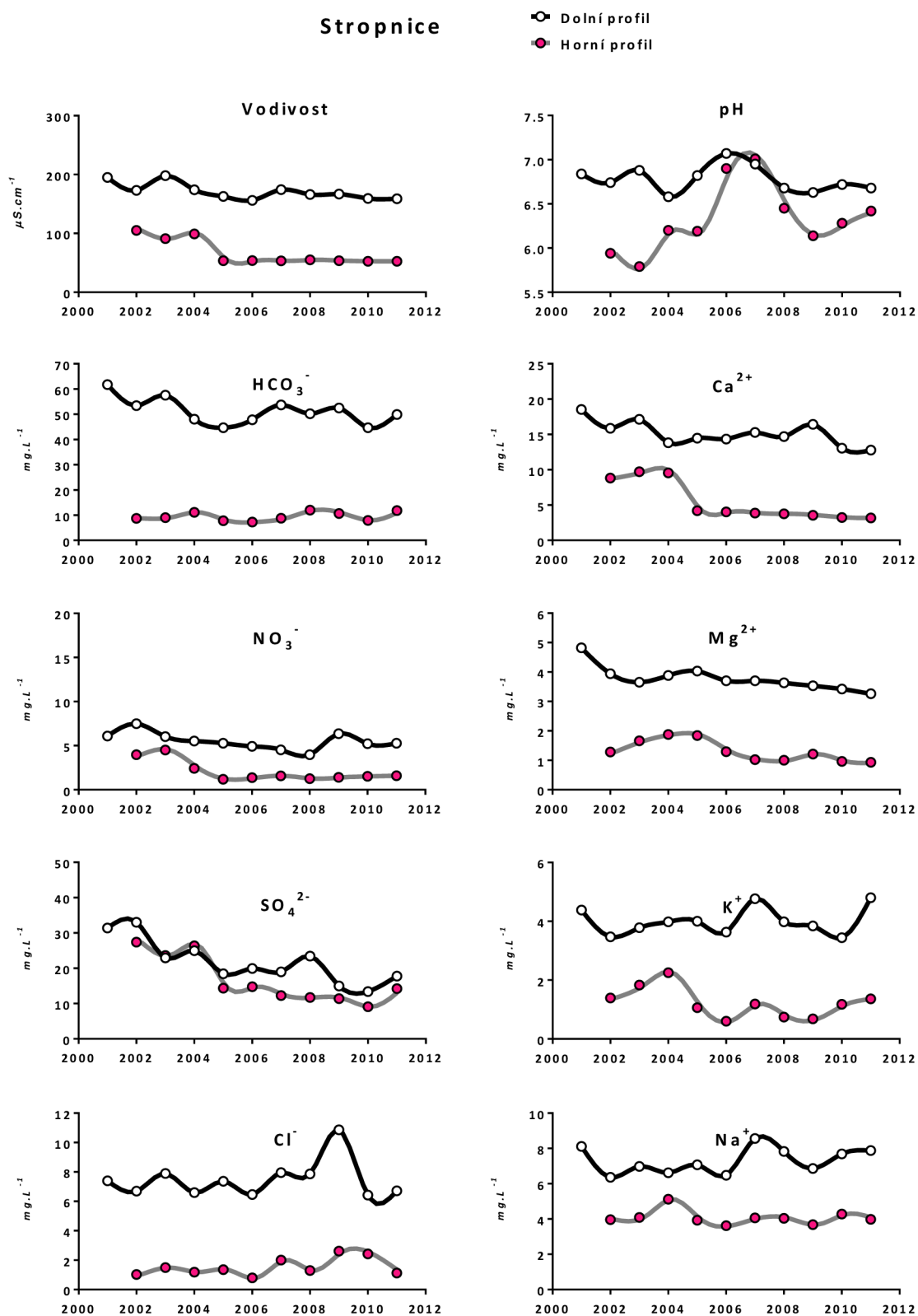


Paleta 10 - Průběhy průměrných hodnot vybraných parametrů měřených v povodí Veverského potoka v letech 2001 - 2011 a srovnání horní a dolní části povodí.





Paleta 11 - Průběh průměrných hodnot vybraných parametrů měřených v povodí Nakolického potoka v letech 2001 - 2011 a srovnání horní a dolní části povodí.



Paleta 12 - Průběhy průměrných hodnot vybraných parametrů měřených na Stropnici v letech 2001 - 2011 a srovnání horní a dolní části povodí.

## 10.3 Příloha 3 - Tabulky průměrných hodnot pro Novohradsko (2001 – 2011)

Tab. 14 - Průměrné hodnoty hydrochemických parametrů na H a D profilu Bedřichovského potoka v letech 2001 - 2011. Roky 2001 - 2004 převzaty z Hellebrandová (2006)

<b>Bedřichovský D</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	161	150	119	133	121,55	118,68	127,24	125,64	118,35	116,00	107,63	<b>127,10</b>
<b>pH</b>	6,7	6,48	6,52	6,39	6,68	7,23	7,08	6,89	6,73	6,87	6,85	<b>6,77</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	34,52	28,39	24,93	25,15	24,08	26,85	30,64	27,54	28,88	26,29	27,78	<b>27,73</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	17,76	17,75	11,86	14,78	12,85	12,01	13,30	9,86	14,22	11,57	8,79	<b>13,16</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	3,79	3,85	3,36	3,88	3,63	2,75	3,81	3,36	5,13	4,35	2,83	<b>3,70</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	26,8	27,08	12,73	21,83	17,91	19,69	19,69	18,37	14,38	17,06	17,64	<b>19,38</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	15,32	13,53	9,67	10,55	9,27	8,69	11,02	10,16	7,46	8,03	8,75	<b>10,22</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	4,17	3,19	2,35	3,05	3,18	2,98	2,89	2,62	3,10	4,10	2,63	<b>3,11</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	7,61	5,75	5,25	5,59	5,60	5,78	5,89	5,67	5,10	5,88	6,02	<b>5,83</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,96	1,75	1,45	1,85	2,22	1,58	2,46	1,76	3,09	1,55	2,32	<b>2,00</b>

<b>Bedřichovský H</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	76	75	69	73	71,65	70,61	68,89	69,13	65,85	62,67	64,34	<b>67,81</b>
<b>pH</b>	6,4	6,26	6,38	6,28	6,49	7,02	6,98	6,60	6,25	6,54	6,72	<b>6,68</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	22,22	17,68	16,84	17,74	16,19	21,07	18,27	16,12	16,32	15,81	24,64	<b>18,13</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	4,13	3,67	3,94	3,54	4,09	3,26	3,20	3,21	2,99	2,54	2,59	<b>3,18</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,6	1,4	1,59	1,83	1,78	1,27	1,73	1,83	3,38	1,50	1,48	<b>1,88</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	15,53	17,66	10,94	14,09	13,69	13,95	10,74	14,05	11,43	11,09	12,14	<b>12,47</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	5,42	5,58	4,55	5,11	5,14	5,14	5,12	5,33	3,29	3,28	3,76	<b>4,61</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,86	1,45	1,17	1,73	3,06	2,02	1,50	1,45	3,34	2,18	1,40	<b>2,18</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	5,26	4,37	4,01	4,4	4,56	4,32	4,66	4,66	4,14	4,52	4,82	<b>4,51</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	0,88	0,92	0,76	0,97	1,17	0,87	1,44	0,86	1,19	0,76	1,58	<b>1,12</b>

Tab. 15 - Průměrné hodnoty hydrochemických parametrů na H a D profilu Váčkového potoka v letech 2001 - 2011. Roky 2001 - 2004 převzaty z Hellebrandová (2006)

<b>Váčkový D</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	198	214	249	182	159,03	136,80	183,60	164,17	174,17	155,22	153,60	<b>162,19</b>
<b>pH</b>	6,15	6,39	6,65	6,35	6,66	7,11	6,91	6,59	6,35	6,48	6,80	<b>6,71</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	31,4	26,39	37,74	31,34	24,91	24,96	39,09	30,59	23,98	25,68	27,94	<b>28,71</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	18,93	22,93	9,82	9,15	10,56	11,55	12,91	12,76	27,29	23,87	20,24	<b>16,52</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	5,76	5,94	7,46	4,84	4,72	3,43	6,20	5,36	10,24	3,60	4,11	<b>5,52</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	41,49	44,08	32,79	36,11	29,26	26,75	25,55	26,86	21,82	19,38	28,11	<b>25,45</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	18,95	20,15	23,68	15,03	12,71	9,10	15,56	14,33	16,85	14,92	13,41	<b>13,90</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	5,52	5,22	5,67	4,64	3,86	4,16	4,50	3,97	4,15	4,18	4,77	<b>4,20</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	7,54	6,27	6,91	5,86	5,50	5,03	6,26	5,78	5,62	5,70	6,54	<b>5,75</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	2,34	2,13	2,03	1,94	2,12	1,71	2,99	2,12	2,16	1,82	3,12	<b>2,29</b>

<b>Váčkový H</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )		66	69	70	64,88	65,47	63,48	62,95	61,63	67,92	56,93	<b>63,44</b>
<b>pH</b>		5,91	5,98	5,75	5,86	6,64	6,57	6,21	5,73	5,94	5,95	<b>6,14</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		4,71	4,64	5,02	3,72	5,11	6,43	6,99	7,06	9,03	6,17	<b>6,37</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		1,15	1,06	1,11	1,50	0,85	0,98	1,05	2,26	4,17	0,92	<b>1,64</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		1,19	1,46	1,25	1,47	0,96	1,36	1,52	2,68	1,45	1,22	<b>1,56</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		18,09	17,14	19,68	17,34	19,52	17,88	20,56	17,62	12,79	19,50	<b>17,90</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		4,14	3,68	5,29	4,44	4,02	4,45	3,98	3,46	2,90	3,37	<b>3,95</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		1,03	1,19	1,75	1,86	1,74	1,19	1,08	1,97	1,61	0,98	<b>1,51</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		4,15	3,96	4,43	4,38	4,03	4,25	4,23	4,22	4,45	4,30	<b>4,25</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		0,88	0,81	1,07	0,90	0,78	1,34	0,78	0,75	0,71	1,47	<b>0,96</b>

Tab. 16 - Průměrné hodnoty hydrochemických parametrů na H a D profilu Paseckého potoka v letech 2001 - 2011. Roky 2001 - 2004 převzaty z Hellebrandová (2006)

<b>Pasecký D</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	78	78	76	75	71,06	72,23	73,94	73,92	74,32	71,83	73,56	<b>72,97</b>
<b>pH</b>	6,52	6,42	6,5	6,38	6,61	7,01	6,98	6,51	5,69	6,48	6,65	<b>6,58</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	24,31	19,86	17,84	17	15,61	17,88	18,52	15,71	18,18	18,91	19,17	<b>17,68</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	4,62	4,99	5,66	5,07	4,53	5,10	4,59	4,30	5,05	4,59	4,40	<b>4,67</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	2,99	2,55	2,92	2,68	2,77	2,12	3,32	3,01	4,53	2,51	2,41	<b>2,98</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	13,56	17,91	10,97	13,56	12,03	13,20	8,94	15,30	12,17	8,82	11,76	<b>11,76</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,07	5,47	4,81	6,35	5,46	4,92	5,32	4,92	5,27	4,52	4,22	<b>5,04</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,92	1,44	1,5	1,87	2,61	1,96	1,52	1,43	1,41	1,44	1,60	<b>1,74</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	5,31	4,17	3,72	4,24	4,17	4,01	4,40	4,34	4,19	4,39	4,30	<b>4,24</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	2,09	1,99	1,69	2,07	2,20	1,91	2,45	1,98	1,90	1,86	2,21	<b>2,09</b>

<b>Pasecký H</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )		68	65	65	61,26	63,72	64,37	65,83	71,37	64,18	65,13	<b>65,15</b>
<b>pH</b>		6,32	6,42	6,37	6,69	7,07	6,99	6,72	6,53	6,59	6,70	<b>6,76</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		15,35	14,62	14,09	13,15	16,37	15,86	15,25	15,78	16,37	17,00	<b>15,68</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		6,31	6,87	6,12	5,24	5,75	5,20	5,27	5,60	5,24	5,82	<b>5,44</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		1,99	2,5	2,07	2,34	1,89	3,04	2,56	3,65	2,25	2,23	<b>2,60</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		13	10,29	9,49	10,59	12,48	8,24	8,42	11,59	7,38	11,97	<b>10,12</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		4,14	3,68	3,96	4,74	3,98	4,01	3,83	4,29	3,69	3,60	<b>4,07</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		1,31	1,11	1,48	1,62	1,82	1,42	1,35	1,32	1,62	1,33	<b>1,50</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		3,87	3,42	3,79	3,77	3,58	3,91	3,90	3,70	4,10	3,87	<b>3,82</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )		2,07	1,76	2,01	2,13	2,06	2,39	2,00	1,88	1,97	2,26	<b>2,10</b>

Tab. 17 - Průměrné hodnoty hydrochemických parametrů na H a D profilu Veverského potoka v letech 2001 - 2011. Roky 2001 - 2004 převzaty z Hellebrandová (2006)

<b>Veverský D</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	127	124	134	122	107,72	110,97	126,34	106,36	111,75	111,83	121,51	<b>114,03</b>
<b>pH</b>	6,59	6,38	6,55	6,34	6,69	7,05	6,99	6,56	6,36	6,64	6,72	<b>6,74</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	23,3	18,97	20,15	17,56	19,59	17,90	23,01	17,67	21,16	19,00	22,33	<b>20,11</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	7,16	6,44	6,72	6,24	5,84	6,04	6,48	5,29	9,30	6,90	7,25	<b>6,74</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	4,12	3,59	5,28	3,97	3,63	3,26	4,50	3,89	5,85	3,43	3,91	<b>4,12</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	24,85	30,41	21,86	25,95	17,29	21,38	18,04	19,95	18,49	16,86	23,00	<b>19,21</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	9,9	9,3	9,15	8,58	8,67	7,75	9,04	9,41	10,19	8,51	7,90	<b>8,85</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	3,11	2,36	2,52	2,78	2,67	2,70	2,78	2,34	2,55	2,52	2,71	<b>2,62</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,46	5,37	5,73	5,69	5,44	5,34	6,22	5,60	5,45	5,77	6,17	<b>5,69</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	2,02	1,91	2,14	2,22	2,16	1,91	2,95	1,87	2,13	1,79	2,99	<b>2,27</b>

<b>Veverský H</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	87	85	88	85	78,69	76,44	77,24	76,46	75,86	72,46	64,54	<b>74,89</b>
<b>pH</b>	6,17	6,09	6,22	5,98	6,26	6,82	6,83	6,31	5,92	6,06	6,21	<b>6,36</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	11,49	8,46	8,76	7,01	5,38	5,99	7,54	6,88	9,52	10,80	8,53	<b>7,81</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	2,23	2,68	2,83	2,37	2,34	1,64	2,10	2,03	2,66	1,88	2,60	<b>2,19</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,74	2,28	2	1,72	1,79	1,26	1,78	1,91	3,32	1,34	1,48	<b>1,90</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	23,84	25,9	18,7	22,24	18,63	19,98	18,77	18,23	18,14	15,56	21,01	<b>18,60</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,34	6,36	6,28	5,6	6,23	4,66	5,17	5,37	5,73	5,57	5,84	<b>5,49</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,68	1,45	1,34	1,68	2,14	2,12	1,33	1,26	1,24	1,42	1,31	<b>1,55</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	5,49	4,58	4,6	4,53	4,72	4,44	4,76	4,54	4,45	4,69	4,45	<b>4,59</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	1,51	1,15	1,15	1,26	1,19	0,86	1,62	0,94	0,87	1,32	1,45	<b>1,18</b>



Tab. 18 - Průměrné hodnoty hydrochemických parametrů na H a D profilu Nakolického potoka v letech 2001 - 2011. Roky 2001 - 2004 převzaty z Hellebrandová (2006)

<b>Nakolický H</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	174	153	156	137	127,78	125,25	139,36	121,70	134,77	123,75	127,35	<b>128,82</b>
<b>pH</b>	6,7	6,32	6,58	6,45	6,59	6,88	6,80	6,51	6,53	6,58	6,67	<b>6,66</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	37,29	26,29	26,17	27,69	26,03	26,33	20,92	33,78	32,34	25,63	32,07	<b>27,75</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	8,11	7,99	7,55	6,07	6,56	7,40	4,33	2,59	6,31	7,55	4,43	<b>5,58</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,43	6,17	6,48	5,7	5,60	4,50	5,91	5,33	6,72	6,05	4,76	<b>5,55</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	32,07	39,93	25,94	23,79	18,65	20,35	30,68	13,45	16,48	15,09	20,38	<b>19,52</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	16,42	12,86	11,91	10,89	10,64	10,13	11,12	10,78	11,74	9,64	9,45	<b>10,64</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	4,71	3,36	3,54	3,2	3,26	3,13	3,49	2,69	2,91	2,63	2,84	<b>3,05</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,01	4,64	4,58	4,58	5,00	4,70	5,16	5,00	4,80	5,22	5,05	<b>4,97</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	4,34	3,05	2,79	3,5	3,68	3,22	3,30	3,57	3,31	2,93	3,64	<b>3,38</b>

<b>Nakolický D</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ )	211	174	212	174	164,40	164,65	190,86	187,60	156,56	144,44	180,72	<b>170,07</b>
<b>pH</b>	5,92	6,1	5,97	5,96	6,07	6,31	5,96	5,86	5,97	5,99	5,69	<b>5,99</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	22,38	21,85	14,15	18,01	16,83	20,47	15,17	31,37	32,57	19,88	16,96	<b>21,81</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	13,6	9,83	16,15	9,52	10,43	10,39	12,32	8,81	8,88	7,31	14,00	<b>10,39</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	8,09	6,59	8,77	6,78	7,53	6,41	7,69	6,71	8,56	5,16	5,86	<b>6,96</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	48,31	43,55	42,7	35,36	30,47	36,72	43,94	36,22	23,78	20,34	45,44	<b>34,30</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	17,07	13,58	16,75	12,47	12,83	12,27	14,14	16,58	14,71	9,85	12,49	<b>13,54</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,06	3,96	4,8	4,52	4,60	4,20	4,85	4,78	3,94	3,16	4,53	<b>4,36</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	6,91	4,78	5,58	5,42	5,70	5,70	6,61	6,54	5,51	5,32	6,24	<b>5,98</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ )	3,08	3,08	2,73	3,24	3,38	3,12	3,68	3,36	3,20	2,90	3,51	<b>3,33</b>

Tab. 19 - Průměrné hodnoty hydrochemických parametrů na H a D profilu Stropnice v letech 2001 - 2011. Roky 2001 - 2004 převzaty z Hellebrandová (2006)

<b>Stropnice D</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu S.cm^{-1}$ )	195	173	198	174	162,75	156,03	174,31	166,08	166,80	159,34	158,83	<b>163,77</b>
<b>pH</b>	6,84	6,74	6,88	6,58	6,82	7,07	6,95	6,68	6,63	6,72	6,68	<b>6,81</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	61,73	53,43	57,57	48,04	44,64	47,83	53,69	50,17	52,49	44,67	49,90	<b>49,06</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	6,09	7,49	6,03	5,52	5,28	4,92	4,53	3,97	6,36	5,22	5,28	<b>5,07</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	7,39	6,69	7,89	6,59	7,36	6,46	7,95	7,86	10,86	6,42	6,71	<b>7,72</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	31,38	33,03	22,94	24,97	18,44	19,95	18,98	23,42	14,97	13,41	17,79	<b>18,30</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	18,54	15,87	17,14	13,83	14,46	14,35	15,28	14,69	16,42	13,05	12,78	<b>14,65</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	4,82	3,94	3,65	3,88	4,03	3,70	3,70	3,63	3,53	3,42	3,26	<b>3,66</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	8,11	6,36	6,98	6,62	7,07	6,48	8,56	7,83	6,86	7,69	7,88	<b>7,45</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )	4,38	3,47	3,78	3,98	4,00	3,63	4,77	3,98	3,84	3,44	4,80	<b>4,07</b>

<b>Stropnice H</b>	<b>2001</b>	<b>2002</b>	<b>2003</b>	<b>2004</b>	<b>2005</b>	<b>2006</b>	<b>2007</b>	<b>2008</b>	<b>2009</b>	<b>2010</b>	<b>2011</b>	<b>AVG (celk.)</b>
<b>Vodivost</b> ( $\mu S.cm^{-1}$ )		105	91	99	53,74	53,81	53,36	55,06	53,67	52,72	52,56	<b>53,60</b>
<b>pH</b>		5,94	5,79	6,2	6,19	6,90	7,01	6,45	6,14	6,28	6,42	<b>6,51</b>
<b>HCO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		8,72	9,03	11,1	7,77	7,29	8,78	12,01	10,64	7,91	11,84	<b>9,32</b>
<b>NO<sub>3</sub><sup>-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		3,98	4,5	2,42	1,19	1,37	1,57	1,26	1,41	1,53	1,59	<b>1,42</b>
<b>Cl<sup>-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		1,02	1,49	1,19	1,35	0,79	2,00	1,29	2,61	2,42	1,13	<b>1,67</b>
<b>SO<sub>4</sub><sup>2-</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		27,41	23,61	26,37	14,34	14,77	12,26	11,73	11,40	9,12	14,21	<b>12,58</b>
<b>Ca<sup>2+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		8,83	9,71	9,55	4,20	4,04	3,86	3,76	3,56	3,24	3,17	<b>3,77</b>
<b>Mg<sup>2+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		1,28	1,66	1,88	1,84	1,29	1,02	1,00	1,21	0,96	0,93	<b>1,21</b>
<b>Na<sup>+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		3,96	4,09	5,12	3,93	3,62	4,06	4,04	3,68	4,28	3,98	<b>3,93</b>
<b>K<sup>+</sup></b> ( $mg.l^{-1}$ )		1,39	1,83	2,25	1,06	0,60	1,19	0,74	0,68	1,18	1,36	<b>0,94</b>

## 10.4 Příloha 4 - Tabulky statistik pro Novohradsko (2005 – 2011)

Tab. 20 - Statistické charakteristiky vodivosti ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

	Vodivost																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
2	121.6	118.7	127.2	125.6	118.4	116.0	107.6	142.0	134.1	159.7	139.3	140.9	141.0	127.7	89.8	87.0	101.5	113.8	90.5	98.4	82.0	13.9	13.4	18.5	9.2	16.8	12.8	13.9	13	12	14	12	11	11	9	120
3	71.6	70.6	68.9	69.1	65.9	62.7	64.3	84.0	74.9	71.7	73.0	69.0	67.4	67.0	59.4	63.0	66.8	67.0	58.9	56.0	61.0	7.1	3.5	1.3	1.8	2.9	3.8	1.7	13	12	14	12	11	12	9	68
9	107.7	111.0	126.3	106.4	111.8	111.8	121.5	130.7	140.7	145.3	141.1	135.7	149.5	142.8	85.5	89.3	98.6	73.5	84.0	78.0	88.5	13.4	18.4	15.1	21.9	18.1	25.3	15.4	11	12	14	11	11	11	9	114
10	78.7	76.4	77.2	76.5	75.9	72.5	64.5	82.0	79.1	81.2	79.5	83.5	78.9	73.9	73.8	71.3	71.8	71.2	71.4	65.1	10.8	2.5	2.4	2.8	2.5	2.9	3.4	20.3	11	9	14	11	12	10	9	75
11	127.8	125.2	139.4	121.7	134.8	123.8	127.4	142.0	152.1	303.0	135.9	178.2	146.7	154.0	108.0	107.8	98.8	112.9	105.1	91.5	108.7	13.2	14.4	56.8	7.4	22.8	16.8	14.5	12	13	14	12	12	12	9	129
12	164.4	164.6	190.9	187.6	156.6	144.4	180.7	218.0	217.0	217.0	216.0	205.0	178.9	201.0	114.0	115.8	132.3	143.7	98.0	122.5	128.7	39.7	39.9	29.7	24.7	30.0	18.9	20.7	12	11	14	12	12	12	9	170
13	162.8	156.0	174.3	166.1	166.8	159.3	158.8	197.0	199.3	218.0	197.4	202.0	207.0	179.1	137.0	117.5	137.6	145.2	138.2	132.1	130.7	22.1	26.7	21.5	17.0	19.7	23.5	14.4	13	13	14	12	12	12	9	164
16	53.7	53.8	53.4	55.1	53.7	52.7	52.6	57.0	56.4	57.3	60.9	60.8	55.4	55.7	46.3	51.0	49.6	50.5	50.7	49.2	49.7	3.1	1.4	2.6	2.9	2.9	1.9	2.0	11	11	14	12	11	12	8	54
5a	64.9	65.5	63.5	62.9	61.6	67.9	56.9	76.0	70.6	71.3	65.9	69.1	143.3	59.6	60.0	60.9	59.2	58.1	52.5	56.5	53.1	4.5	3.8	3.1	1.9	3.8	26.6	1.9	11	9	14	11	12	10	8	63
5	159.0	136.8	183.6	164.2	174.2	155.2	153.6	206.0	193.6	246.0	201.0	223.0	230.0	208.0	123.0	110.4	143.8	119.0	135.8	6.6	90.1	35.2	24.2	26.7	26.4	26.8	67.6	41.5	11	10	13	12	11	11	8	162
6	71.1	72.2	73.9	73.9	74.3	71.8	73.6	75.7	76.8	78.3	80.5	95.8	73.4	85.1	56.4	69.0	69.9	69.7	52.1	70.3	68.7	5.3	2.2	3.0	3.0	11.4	1.0	5.9	12	13	14	12	12	12	9	73
6a	61.3	63.7	64.4	65.8	71.4	64.2	65.1	68.0	67.0	66.9	74.6	95.8	66.0	78.0	41.2	48.0	58.8	62.7	61.5	61.2	61.0	7.8	5.1	2.2	3.1	11.7	1.4	5.0	11	12	14	12	12	12	9	65

Tab. 21 – Statistické charakteristiky  $\text{HCO}_3^-$  ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

	$\text{HCO}_3^-$																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
2	24.08	26.85	30.64	27.54	28.88	26.29	27.78	29.29	43.93	45.76	34.17	43.93	34.17	34.05	16.47	9.15	12.20	17.08	18.91	17.69	17.08	5.02	8.53	8.40	6.07	6.52	5.49	5.35	13	12	14	11	12	11	9	27.5
3	16.19	21.07	18.27	16.12	16.32	15.81	24.64	24.41	47.59	23.80	31.73	25.63	21.97	54.91	4.27	0.61	2.50	0.00	0.00	10.37	14.95	7.48	10.18	5.86	7.30	6.69	2.96	11.85	13	13	14	12	12	12	9	18.1
9	19.59	17.90	23.01	17.67	21.16	19.00	22.33	45.76	28.07	42.71	26.85	29.90	26.24	31.85	7.93	7.32	7.93	0.00	12.20	15.86	11.59	11.27	7.33	9.33	7.27	6.22	3.54	6.46	10	12	14	11	10	11	9	20.1
10	5.38	5.99	7.54	6.88	9.52	10.80	8.53	8.54	10.37	11.59	9.76	19.53	47.59	12.39	3.05	3.05	3.84	0.00	4.27	3.66	6.10	1.72	2.31	2.07	2.75	3.84	13.01	2.02	11	9	14	11	12	10	9	7.8
11	26.03	26.33	20.92	33.78	32.34	25.63	32.07	39.05	46.37	38.44	54.30	45.76	33.56	45.27	10.37	7.32	7.32	18.30	12.81	17.08	17.39	10.05	9.18	8.48	11.43	8.14	4.42	10.75	12	13	14	11	12	12	9	27.8
12	16.83	20.47	15.17	31.37	32.57	19.88	16.96	25.02	43.32	20.75	70.17	74.44	26.85	26.42	11.59	12.81	10.98	13.42	11.29	12.81	9.76	4.17	8.91	2.71	19.48	16.18	4.37	5.41	12	11	14	11	12	12	9	21.8
13	44.64	47.83	53.69	50.17	52.49	44.67	49.90	59.80	70.17	81.15	67.12	82.37	59.80	69.56	29.29	28.68	26.85	36.61	32.34	37.83	26.85	10.85	13.98	14.40	10.04	13.97	6.97	14.07	13	13	14	11	12	12	9	49.1
16	7.77	7.29	8.78	12.01	10.64	7.91	11.84	23.19	10.98	12.81	29.29	24.41	9.76	25.02	1.83	3.05	3.05	6.10	2.68	6.71	6.10	6.19	2.91	3.01	7.18	6.22	1.12	6.11	11	11	14	11	11	12	8	9.3
5a	3.72	5.11	6.43	6.99	7.06	9.03	6.17	6.71	7.93	24.41	12.20	13.42	22.58	9.09	1.22	3.05	2.87	4.52	2.50	4.88	3.66	1.67	1.90	5.25	2.63	3.16	5.77	1.72	11	9	14	10	12	10	8	6.4
5	24.91	24.96	39.09	30.59	23.98	25.68	27.94	40.88	48.81	97.02	51.86	37.22	53.08	42.77	10.37	11.59	14.03	15.86	15.86	5.49	12.81	8.97	12.55	25.68	12.56	6.98	14.04	11.90	11	10	14	11	10	11	8	28.7
6	15.61	17.88	18.52	15.71	18.18	18.91	19.17	18.91	34.78	21.36	20.75	26.85	26.85	23.98	7.32	10.37	13.42	0.00	11.59	17.08	15.25	3.14	5.57	2.40	5.54	3.95	2.77	2.87	12	13	14	12	12	12	9	17.7
6a	13.15	16.37	15.86	15.25	15.78	16.37	17.00	18.30	32.34	18.30	19.53	20.75	18.91	20.81	4.88	7.93	10.37	10.98	5.67	14.64	14.03	4.09	5.63	2.21	2.59	4.02	1.30	2.64	11	12	14	11	12	12	9	15.7

	Bedřichovský	Váčkový	Pasecký	Veverský	Nakolický	Stropnice
Odběrový profil D	2	5	6	9	12	13
Odběrový profil H	3	5a	6a	10	11	16

Tab. 22 - Statistické charakteristiky Cl<sup>-</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

Cl <sup>-</sup>																																				
	AVG							MAX							MIN							STD							N							Celkem AVG
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
2	3.63	2.75	3.81	3.36	5.13	4.35	2.83	5.34	3.64	5.83	4.57	8.67	18.72	3.32	2.77	0.92	2.96	2.60	2.29	1.50	2.29	0.78	0.83	0.84	0.56	2.43	5.41	0.36	13	12	14	11	12	9	10	3.70
3	1.78	1.27	1.73	1.83	3.38	1.50	1.48	2.61	1.59	2.56	2.63	8.77	2.63	1.69	1.39	0.55	1.06	1.16	0.89	1.05	1.25	0.35	0.32	0.42	0.42	2.36	0.45	0.14	13	11	14	11	12	9	10	1.88
9	3.63	3.26	4.50	3.89	5.85	3.43	3.91	5.47	6.96	6.98	5.03	11.48	6.10	5.40	2.35	1.12	2.26	2.37	1.66	2.08	2.04	1.23	1.87	1.36	0.83	3.23	1.25	1.12	11	12	14	10	12	9	9	4.12
10	1.79	1.26	1.78	1.91	3.32	1.34	1.48	2.85	1.62	2.93	3.51	10.52	1.93	1.90	1.31	0.60	0.94	0.84	0.99	0.93	1.27	0.48	0.30	0.53	0.73	2.61	0.31	0.20	11	9	14	10	12	9	9	1.90
11	5.60	4.50	5.91	5.33	6.72	6.05	4.76	7.15	6.50	11.02	7.05	13.98	16.55	5.95	4.65	1.34	4.08	3.28	0.92	3.86	3.56	0.71	1.38	1.98	1.14	3.59	4.00	0.77	12	13	14	11	12	9	10	5.55
12	7.53	6.41	7.69	6.71	8.56	5.16	5.86	10.25	9.04	8.91	8.39	15.57	9.13	6.49	4.77	3.23	5.43	4.65	1.27	3.24	5.39	1.78	2.03	1.11	1.26	5.13	1.88	0.40	11	11	14	11	12	9	10	6.96
13	7.36	6.46	7.95	7.86	10.86	6.42	6.71	10.17	9.58	12.80	10.26	29.88	11.61	8.36	5.32	3.74	0.63	6.22	1.86	4.48	4.03	1.63	1.89	2.85	1.08	7.11	2.07	1.45	13	13	14	11	12	9	10	7.72
16	1.35	0.79	2.00	1.29	2.61	2.42	1.13	2.43	1.25	11.80	2.10	9.45	12.91	1.50	0.88	0.26	0.44	0.70	0.50	0.68	0.85	0.47	0.31	2.88	0.35	2.48	3.96	0.25	11	10	14	11	11	9	9	1.67
5a	1.47	0.96	1.36	1.52	2.68	1.45	1.22	2.25	1.48	1.91	2.41	6.06	3.48	1.65	1.15	0.43	0.65	0.92	0.54	0.54	0.76	0.39	0.32	0.35	0.42	1.53	0.87	0.28	11	9	14	10	12	9	9	1.56
5	4.72	3.43	6.20	5.36	10.24	3.60	4.11	7.93	8.79	10.53	6.65	30.03	7.35	6.08	2.57	1.32	3.69	3.94	1.91	1.46	2.31	2.24	2.34	1.89	1.10	8.08	1.90	1.39	11	10	14	11	11	9	9	5.52
6	2.77	2.12	3.32	3.01	4.53	2.51	2.41	4.19	3.11	9.98	3.72	8.60	4.71	3.06	2.06	0.80	2.10	2.52	1.46	1.71	1.47	0.66	0.67	1.95	0.35	2.35	0.90	0.47	12	13	14	11	12	9	10	2.98
6a	2.34	1.89	3.04	2.56	3.65	2.25	2.23	3.43	2.52	11.11	3.63	6.30	3.26	2.71	1.69	0.90	1.32	1.70	1.35	1.77	1.73	0.59	0.61	2.37	0.52	2.01	0.47	0.30	11	12	14	11	12	9	10	2.60

Tab. 23 - Statistické charakteristiky SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup>																																				
	AVG							MAX							MIN							STD							N							Celkem AVG
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	
2	17.91	19.69	19.69	18.37	14.38	17.06	17.64	27.31	26.35	32.42	27.66	31.31	25.86	20.97	12.02	13.44	11.34	7.49	1.91	8.16	14.76	3.81	3.95	6.10	7.31	9.31	6.89	2.15	13	12	14	11	12	9	10	17.9
3	13.69	13.95	10.74	14.05	11.43	11.09	12.14	22.22	22.26	22.53	26.73	27.38	18.88	15.20	9.73	10.86	1.04	1.68	1.31	3.47	9.14	3.35	3.32	6.57	7.30	8.89	5.17	1.86	13	13	14	11	12	9	10	12.5
9	17.29	21.38	18.04	19.95	18.49	16.86	23.00	27.98	25.45	34.83	33.56	39.86	25.99	29.93	4.18	16.51	5.88	2.21	1.61	10.22	14.80	5.96	2.82	7.41	10.36	12.39	4.78	4.61	11	12	14	10	12	9	9	19.2
10	18.63	19.98	18.77	18.23	18.14	15.56	21.01	27.64	26.52	32.29	27.35	37.67	24.36	24.10	13.42	16.51	12.51	6.13	1.23	9.67	17.17	4.07	3.02	5.73	7.64	8.81	4.74	2.10	11	9	13	10	12	9	9	18.6
11	18.65	20.35	30.68	13.45	16.48	15.09	20.38	27.74	25.54	111.93	27.32	32.72	22.88	28.97	12.26	15.40	6.75	0.42	2.64	9.36	13.69	4.48	2.99	27.21	10.85	7.91	3.96	4.71	12	13	12	11	12	9	10	19.5
12	30.47	36.72	43.94	36.22	23.78	20.34	45.44	48.47	66.08	66.43	70.89	46.75	36.49	61.97	17.62	20.50	21.08	1.23	4.07	13.41	30.64	11.19	15.75	14.08	19.72	10.51	7.73	11.21	11	11	14	11	12	9	10	34.3
13	18.44	19.95	18.98	23.42	14.97	13.41	17.79	27.82	25.31	28.64	40.87	23.49	21.04	21.04	12.91	15.06	12.67	1.19	3.88	8.25	13.11	4.47	3.27	4.71	10.46	5.07	4.02	2.41	13	13	14	11	12	9	10	18.3
16	14.34	14.77	12.26	11.73	11.40	9.12	14.21	20.82	20.58	20.34	27.20	22.38	13.81	17.29	11.69	9.96	0.43	0.52	1.35	1.17	10.17	2.81	3.11	4.75	8.65	5.82	3.71	2.32	11	11	14	11	11	9	9	12.6
5a	17.34	19.52	17.88	20.56	17.62	12.79	19.50	23.97	24.00	30.37	26.99	41.41	22.11	28.97	12.72	17.38	12.02	5.89	1.74	2.30	14.64	3.19	2.14	4.90	7.57	13.32	6.27	4.33	11	9	13	10	12	9	9	17.9
5	29.26	26.75	25.55	26.86	21.82	19.38	28.11	42.54	35.65	43.20	37.93	45.26	30.73	38.75	14.87	20.89	11.38	10.26	3.92	7.23	19.71	8.14	5.01	8.54	8.12	14.52	7.68	7.40	11	9	14	11	11	9	9	25.4
6	12.03	13.20	8.94	15.30	12.17	8.82	11.76	19.13	21.44	22.09	23.80	36.38	13.96	14.10	8.82	10.73	0.01	1.29	1.45	3.58	9.14	2.94	3.26	6.35	7.75	13.03	3.47	1.88	12	13	14	11	12	9	10	11.8
6a	10.59	12.48	8.24	8.42	11.59	7.38	11.97	16.10	20.42	19.14	24.73	32.71	12.12	38.73	7.82	9.23	0.04	0.81	1.44	1.50	5.08	2.58	3.22	5.68	7.39	10.71	3.42	9.78	11	12	14	11	12	9	10	10.1

	Bedřichovský	Váčkový	Pasecký	Veverský	Nakolický	Stropnice
Odběrový profil D	2	5	6	9	12	13
Odběrový profil H	3	5a	6a	10	11	16

Tab. 24 - Statistické charakteristiky Ca<sup>2+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

	Ca <sup>2+</sup>																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<b>2</b>	9.27	8.69	11.02	10.16	7.46	8.03	8.75	13.77	12.00	17.56	13.45	11.99	12.66	14.74	2.74	2.49	7.24	5.52	1.26	2.21	5.95	3.77	3.04	2.82	2.26	4.32	4.64	3.09	13	12	14	11	10	6	6	<b>9.3</b>
<b>3</b>	5.14	5.14	5.12	5.33	3.29	3.28	3.76	7.04	10.00	7.14	10.90	6.21	6.11	4.82	2.07	1.53	3.85	2.95	1.01	1.10	2.58	1.83	2.15	0.98	2.06	1.97	2.13	0.98	13	13	14	11	11	7	6	<b>4.6</b>
<b>9</b>	8.67	7.75	9.04	9.41	10.19	8.51	7.90	11.66	12.70	11.89	14.18	14.54	12.88	10.09	2.45	1.86	6.49	5.09	7.89	6.10	6.15	2.36	3.07	1.62	2.74	1.83	2.48	1.77	11	12	14	10	11	6	6	<b>8.9</b>
<b>10</b>	6.23	4.66	5.17	5.37	5.73	5.57	5.84	8.97	7.89	7.74	6.60	6.84	6.98	10.51	1.69	1.25	3.71	2.86	4.91	4.49	3.76	1.83	2.21	1.07	1.17	0.57	0.95	2.72	11	9	14	10	11	5	6	<b>5.5</b>
<b>11</b>	10.64	10.13	11.12	10.78	11.74	9.64	9.45	14.75	15.59	29.33	14.43	16.88	13.59	13.20	3.35	2.77	7.43	5.62	8.44	4.41	5.45	3.57	3.58	5.59	2.43	2.65	3.37	3.07	12	13	14	11	11	7	6	<b>10.6</b>
<b>12</b>	12.83	12.27	14.14	16.58	14.71	9.85	12.49	18.36	19.63	18.17	23.18	21.01	13.21	16.05	3.68	3.22	8.96	10.38	9.63	3.61	7.29	4.28	4.89	2.59	3.91	2.94	3.47	3.47	12	11	14	11	11	7	6	<b>13.5</b>
<b>13</b>	14.46	14.35	15.28	14.69	16.42	13.05	12.78	17.58	20.29	20.62	19.42	22.18	17.61	17.01	3.64	3.09	11.65	9.23	10.76	8.32	9.24	3.49	4.52	2.61	2.73	2.92	3.52	2.66	13	13	14	11	11	7	6	<b>14.6</b>
<b>16</b>	4.20	4.04	3.86	3.76	3.56	3.24	3.17	5.50	5.91	6.27	4.86	4.23	3.71	3.94	1.47	0.92	2.72	2.03	0.77	2.19	2.24	1.27	1.34	0.99	0.74	1.01	0.53	0.64	11	11	14	11	10	7	5	<b>3.8</b>
<b>5a</b>	4.44	4.02	4.45	3.98	3.46	2.90	3.37	6.04	7.23	8.00	4.64	5.24	3.63	4.19	1.50	1.18	2.88	2.44	1.16	1.20	2.57	1.18	2.00	1.67	0.74	1.53	0.99	0.63	11	9	14	10	11	5	5	<b>3.9</b>
<b>5</b>	12.71	9.10	15.56	14.33	16.85	14.92	13.41	21.91	14.26	21.03	20.71	23.45	19.34	20.35	3.16	2.55	12.06	9.65	12.08	10.54	7.97	5.29	4.17	3.03	3.25	3.68	3.88	4.96	11	10	14	11	10	6	5	<b>13.9</b>
<b>6</b>	5.46	4.92	5.32	4.92	5.27	4.52	4.22	8.80	8.42	7.35	5.72	6.09	5.17	5.51	1.65	1.45	4.08	3.55	3.95	2.98	2.87	1.96	1.86	0.95	0.66	0.72	0.78	0.99	12	13	14	11	11	7	6	<b>5.0</b>
<b>6a</b>	4.74	3.98	4.01	3.83	4.29	3.69	3.60	5.58	6.98	5.23	4.65	5.00	4.26	4.81	3.68	1.37	3.24	3.03	3.40	2.53	2.90	0.49	1.51	0.57	0.64	0.52	0.56	0.78	11	12	14	11	11	7	6	<b>4.1</b>

Tab. 25 - Statistické charakteristiky Mg<sup>2+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

	Mg <sup>2+</sup>																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<b>2</b>	3.18	2.98	2.89	2.62	3.10	4.10	2.63	4.03	5.39	3.63	3.23	8.58	6.90	2.88	2.35	1.83	2.26	2.20	1.24	2.86	2.42	0.44	0.92	0.47	0.36	2.26	1.63	0.18	11	12	14	11	10	6	6	<b>3.02</b>
<b>3</b>	3.06	2.02	1.50	1.45	3.34	2.18	1.40	7.24	5.91	1.68	1.57	5.48	4.11	1.58	1.47	1.24	1.33	1.18	1.22	1.17	1.15	2.19	1.32	0.12	0.11	1.94	1.08	0.17	13	13	14	11	11	7	6	<b>2.18</b>
<b>9</b>	2.67	2.70	2.78	2.34	2.55	2.52	2.71	3.17	6.82	3.73	3.18	3.21	3.58	3.22	2.00	1.35	1.64	1.87	1.72	1.97	2.20	0.40	1.43	0.57	0.46	0.51	0.64	0.34	11	12	14	10	11	6	6	<b>2.62</b>
<b>10</b>	2.14	2.12	1.33	1.26	1.24	1.42	1.31	6.77	5.50	1.50	1.40	1.39	2.16	1.77	1.42	0.91	1.10	1.07	0.95	1.12	1.03	1.56	1.91	0.11	0.12	0.13	0.42	0.27	11	9	14	10	11	5	6	<b>1.55</b>
<b>11</b>	3.26	3.13	3.49	2.69	2.91	2.63	2.84	3.91	4.48	8.32	2.96	3.83	3.23	3.42	2.00	2.03	2.28	2.50	2.05	1.13	2.23	0.53	0.63	1.68	0.15	0.59	0.75	0.52	11	13	14	11	11	7	6	<b>3.05</b>
<b>12</b>	4.60	4.20	4.85	4.78	3.94	3.16	4.53	5.97	6.61	5.82	6.57	5.33	3.96	4.96	3.16	2.50	3.50	3.35	2.42	0.90	3.22	0.91	1.62	0.83	0.95	0.82	1.04	0.65	10	10	14	11	11	7	6	<b>4.36</b>
<b>13</b>	4.03	3.70	3.70	3.63	3.53	3.42	3.26	4.64	5.00	4.42	4.33	4.27	3.87	3.82	3.50	2.87	2.94	3.02	2.50	2.95	2.82	0.34	0.68	0.37	0.43	0.54	0.34	0.34	12	13	14	11	11	7	6	<b>3.66</b>
<b>16</b>	1.84	1.29	1.02	1.00	1.21	0.96	0.93	5.40	4.54	1.17	1.24	3.23	1.10	1.05	1.00	0.86	0.84	0.85	0.85	0.79	0.82	1.26	1.08	0.08	0.11	0.71	0.11	0.09	11	11	14	11	10	7	5	<b>1.21</b>
<b>5a</b>	1.86	1.74	1.19	1.08	1.97	1.61	0.98	5.24	4.94	1.42	1.24	4.78	4.13	1.07	1.22	0.79	0.91	0.84	0.82	0.84	0.82	1.14	1.39	0.15	0.14	1.55	1.42	0.10	11	9	14	10	11	5	5	<b>1.51</b>
<b>5</b>	3.86	4.16	4.50	3.97	4.15	4.18	4.77	5.60	6.96	5.97	5.11	5.83	5.08	6.62	1.19	2.86	3.14	2.61	2.43	3.33	3.27	1.32	1.62	0.87	0.80	1.05	0.68	1.33	10	9	14	11	10	6	5	<b>4.20</b>
<b>6</b>	2.61	1.96	1.52	1.43	1.41	1.44	1.60	6.61	5.60	1.73	1.61	1.64	1.56	2.51	1.53	1.01	1.20	1.23	0.94	1.20	1.22	1.68	1.49	0.14	0.11	0.22	0.13	0.46	12	13	14	11	11	7	6	<b>1.74</b>
<b>6a</b>	1.62	1.82	1.42	1.35	1.32	1.62	1.33	1.96	4.74	1.63	1.51	1.53	3.51	1.47	1.20	0.92	1.26	1.14	0.91	1.17	1.11	0.23	1.22	0.10	0.11	0.21	0.77	0.13	11	12	14	11	11	8	6	<b>1.50</b>

	<i>Bedřichovský</i>	<i>Váčkový</i>	<i>Pasecký</i>	<i>Veverský</i>	<i>Nakolický</i>	<i>Stropnice</i>
Odběrový profil D	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>13</b>
Odběrový profil H	<b>3</b>	<b>5a</b>	<b>6a</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>16</b>



Tab. 26 - Statistické charakteristiky Na<sup>+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

	Na <sup>+</sup>																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<b>2</b>	5.60	5.78	5.89	5.67	5.10	5.88	6.02	6.94	9.43	7.49	6.43	6.77	6.92	6.91	2.13	2.58	4.44	4.46	2.43	4.92	5.28	1.24	1.59	0.79	0.58	1.35	0.65	0.67	13	12	14	11	10	6	6	<b>5.68</b>
<b>3</b>	4.56	4.32	4.66	4.66	4.14	4.52	4.82	5.83	5.25	5.93	5.08	5.61	4.99	5.71	1.85	2.22	3.38	3.94	1.48	3.99	4.05	1.10	0.78	0.68	0.34	1.27	0.37	0.66	13	13	14	11	11	7	6	<b>4.51</b>
<b>9</b>	5.44	5.34	6.22	5.60	5.45	5.77	6.17	7.37	7.93	9.21	6.70	7.39	7.30	7.23	2.30	3.17	4.40	4.46	3.04	4.66	4.91	1.37	1.25	1.32	0.74	1.31	0.98	1.00	11	12	14	10	11	6	6	<b>5.69</b>
<b>10</b>	4.72	4.44	4.76	4.54	4.45	4.69	4.45	5.86	4.94	5.59	5.38	5.43	5.21	4.79	1.54	3.93	3.73	3.72	3.18	4.43	4.01	1.16	0.33	0.57	0.53	0.72	0.31	0.29	11	9	14	10	11	5	6	<b>4.59</b>
<b>11</b>	5.00	4.70	5.16	5.00	4.80	5.22	5.05	6.12	5.63	6.76	5.58	5.81	5.95	6.27	1.79	3.52	3.69	4.00	3.30	4.38	3.70	1.14	0.58	0.89	0.44	0.79	0.58	0.92	12	13	14	11	11	7	6	<b>4.97</b>
<b>12</b>	5.70	5.70	6.61	6.54	5.51	5.32	6.24	8.37	7.62	8.37	7.81	7.02	6.16	7.06	2.19	4.14	4.28	5.21	2.92	4.00	4.50	1.78	1.13	1.36	0.84	1.28	0.68	0.89	12	11	14	11	11	7	6	<b>5.98</b>
<b>13</b>	7.07	6.48	8.56	7.83	6.86	7.69	7.88	10.67	8.55	12.75	9.14	8.93	11.41	9.16	2.81	3.94	5.13	6.53	4.87	5.09	5.14	2.03	1.42	2.06	0.77	1.36	2.06	1.51	13	13	14	11	11	7	6	<b>7.45</b>
<b>16</b>	3.93	3.62	4.06	4.04	3.68	4.28	3.98	5.61	4.74	5.52	4.36	4.62	6.78	4.33	1.47	2.42	2.93	3.32	2.14	3.54	3.36	1.08	0.77	0.67	0.30	0.73	1.13	0.38	11	11	14	11	10	7	5	<b>3.93</b>
<b>5a</b>	4.38	4.03	4.25	4.23	4.22	4.45	4.30	5.29	4.75	4.77	4.63	5.37	4.77	4.63	1.48	3.49	3.56	3.50	3.09	4.19	3.75	1.06	0.38	0.36	0.37	0.70	0.24	0.36	11	9	14	10	11	5	5	<b>4.25</b>
<b>5</b>	5.50	5.03	6.26	5.78	5.62	5.70	6.54	8.02	7.38	9.64	7.28	7.06	6.25	8.38	2.23	2.87	4.35	4.53	3.38	5.23	4.77	1.48	1.26	1.47	0.83	1.22	0.37	1.53	11	10	14	11	10	6	5	<b>5.75</b>
<b>6</b>	4.17	4.01	4.40	4.34	4.19	4.39	4.30	4.88	4.88	5.51	4.70	5.39	4.74	4.62	1.55	2.53	3.68	3.82	2.28	3.73	3.93	0.90	0.63	0.49	0.25	0.87	0.34	0.26	12	13	14	11	11	7	6	<b>4.24</b>
<b>6a</b>	3.77	3.58	3.91	3.90	3.70	4.10	3.87	4.99	4.17	4.93	4.33	4.96	4.42	4.18	1.35	2.02	3.27	3.31	1.46	3.54	3.48	1.05	0.63	0.48	0.30	0.96	0.30	0.26	11	12	14	11	11	7	6	<b>3.82</b>

Tab. 27 - Statistické charakteristiky K<sup>+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr); Novohradsko 2005 - 2011.

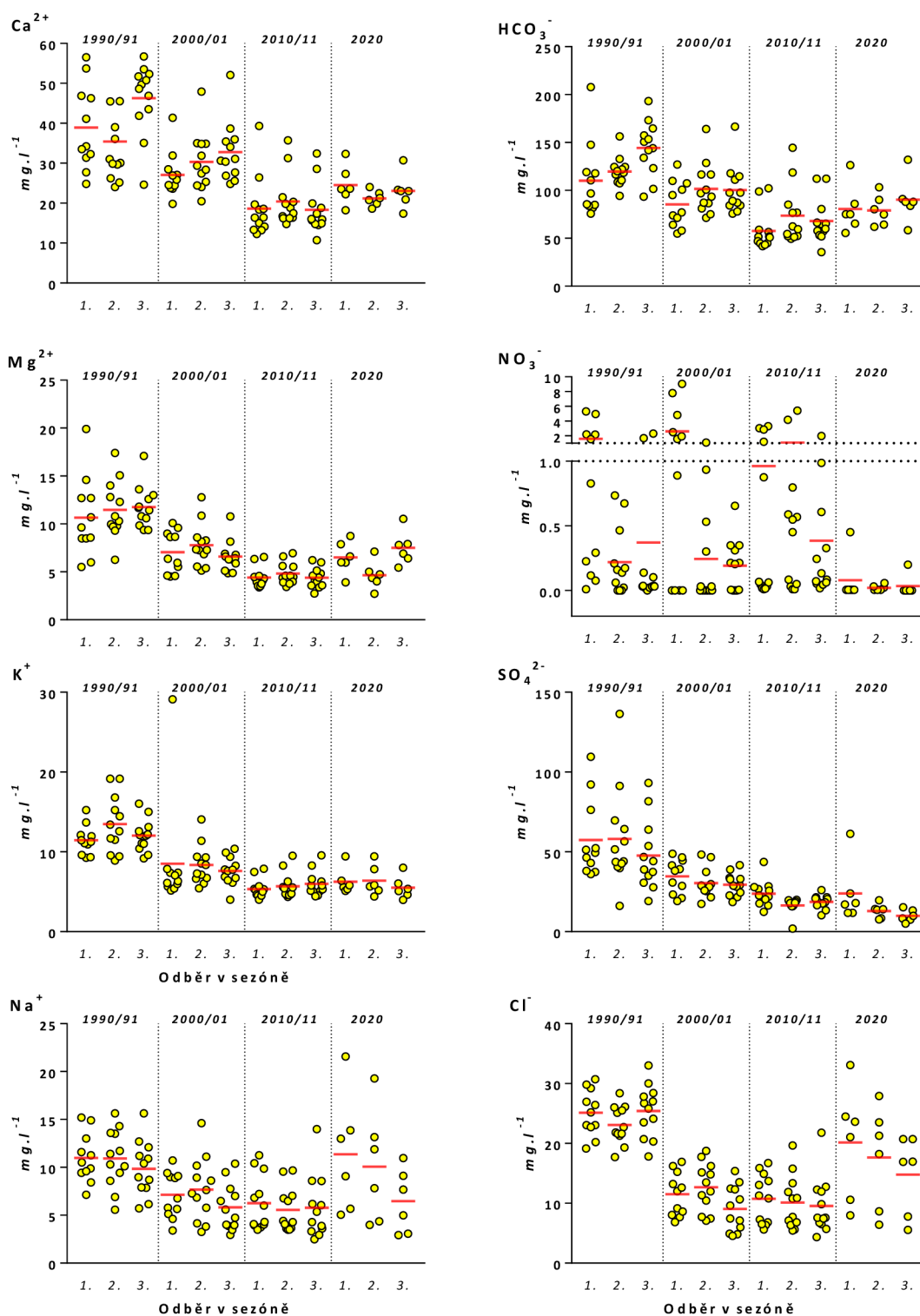
	K <sup>+</sup>																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011		2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
<b>2</b>	2.22	1.58	2.46	1.76	3.09	1.55	2.32	4.34	2.01	7.24	2.81	13.28	1.86	6.91	1.34	1.02	1.32	1.18	1.14	1.30	1.05	0.96	0.28	1.79	0.45	3.65	0.20	2.26	13	12	14	11	10	6	6	<b>2.16</b>
<b>3</b>	1.17	0.87	1.44	0.86	1.19	0.76	1.58	2.12	1.11	5.22	0.99	4.71	0.99	5.71	0.79	0.57	0.74	0.68	0.63	0.64	0.72	0.39	0.14	1.42	0.10	1.18	0.14	2.03	13	13	14	11	11	7	6	<b>1.12</b>
<b>9</b>	2.16	1.91	2.95	1.87	2.13	1.79	2.99	2.94	3.46	9.17	2.70	3.32	2.45	7.15	1.29	0.91	1.36	1.31	1.34	1.47	1.81	0.48	0.74	1.93	0.46	0.60	0.35	2.07	11	12	14	10	11	6	6	<b>2.27</b>
<b>10</b>	1.19	0.86	1.62	0.94	0.87	1.32	1.45	1.58	1.24	6.19	1.10	1.09	3.05	4.36	0.84	0.55	0.68	0.75	0.73	0.78	0.81	0.27	0.18	1.61	0.11	0.11	0.97	1.42	11	9	14	10	11	5	6	<b>1.18</b>
<b>11</b>	3.68	3.22	3.30	3.57	3.31	2.93	3.64	5.62	4.35	6.57	5.02	4.87	3.83	6.27	2.64	2.42	2.05	2.57	2.43	0.90	2.50	1.00	0.56	1.31	0.83	0.68	1.03	1.35	12	13	14	11	11	7	6	<b>3.38</b>
<b>12</b>	3.38	3.12	3.68	3.36	3.20	2.90	3.51	4.12	3.54	9.63	3.86	3.92	3.26	7.06	2.71	2.54	2.39	2.84	2.42	2.51	2.21	0.51	0.27	1.81	0.31	0.53	0.24	1.83	12	11	14	11	11	7	6	<b>3.33</b>
<b>13</b>	4.00	3.63	4.77	3.98	3.84	3.44	4.80	5.21	4.72	8.95	5.61	4.66	3.77	9.15	3.23	2.75	3.09	3.01	3.01	2.89	3.55	0.70	0.52	1.51	0.84	0.54	0.29	2.17	13	13	14	11	11	7	6	<b>4.07</b>
<b>16</b>	1.06	0.60	1.19	0.74	0.68	1.18	1.36	2.03	0.87	4.21	0.84	0.84	4.21	4.07	0.70	0.41	0.61	0.54	0.54	0.54	0.67	0.40	0.13	1.17	0.11	0.09	1.34	1.51	11	11	14	11	10	7	5	<b>0.94</b>
<b>5a</b>	0.90	0.78	1.34	0.78	0.75	0.71	1.47	1.33	1.08	4.48	1.02	1.00	0.82	4.51	0.64	0.49	0.63	0.59	0.57	0.64	0.57	0.19	0.18	1.30	0.14	0.14	0.08	1.70	11	9	14	10	11	5	5	<b>0.96</b>
<b>5</b>	2.12	1.71	2.99	2.12	2.16	1.82	3.12	3.02	2.82	8.77	3.51	3.26	2.04	7.08	1.52	0.88	1.66	1.03	1.00	1.46	1.32	0.58	0.65	1.86	0.77	0.72	0.20	2.27	11	10	14	11	10	6	5	<b>2.29</b>
<b>6</b>	2.20	1.91	2.45	1.98	1.90	1.86	2.21	2.86	2.47	4.92	2.33	2.20	2.12	4.46	1.78	1.20	1.65	1.61	1.48	1.56	1.56	0.36	0.30	1.06	0.20	0.24	0.21	1.12	12	13	14	11	11	7	6	<b>2.09</b>
<b>6a</b>	2.13	2.06	2.39	2.00	1.88	1.97	2.26	2.52	2.52	4.42	2.28	2.18	2.17	3.99	1.60	1.36	1.90	1.69	1.60	1.72	1.72	0.33	0.28	0.84	0.17	0.18	0.19	0.86	11	12	14	11	11	7	6	<b>2.10</b>

	Bedřichovský	Váčkový	Pasecký	Veverský	Nakolický	Stropnice
Odběrový profil D	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>13</b>
Odběrový profil H	<b>3</b>	<b>5a</b>	<b>6a</b>	<b>10</b>	<b>11</b>	<b>16</b>



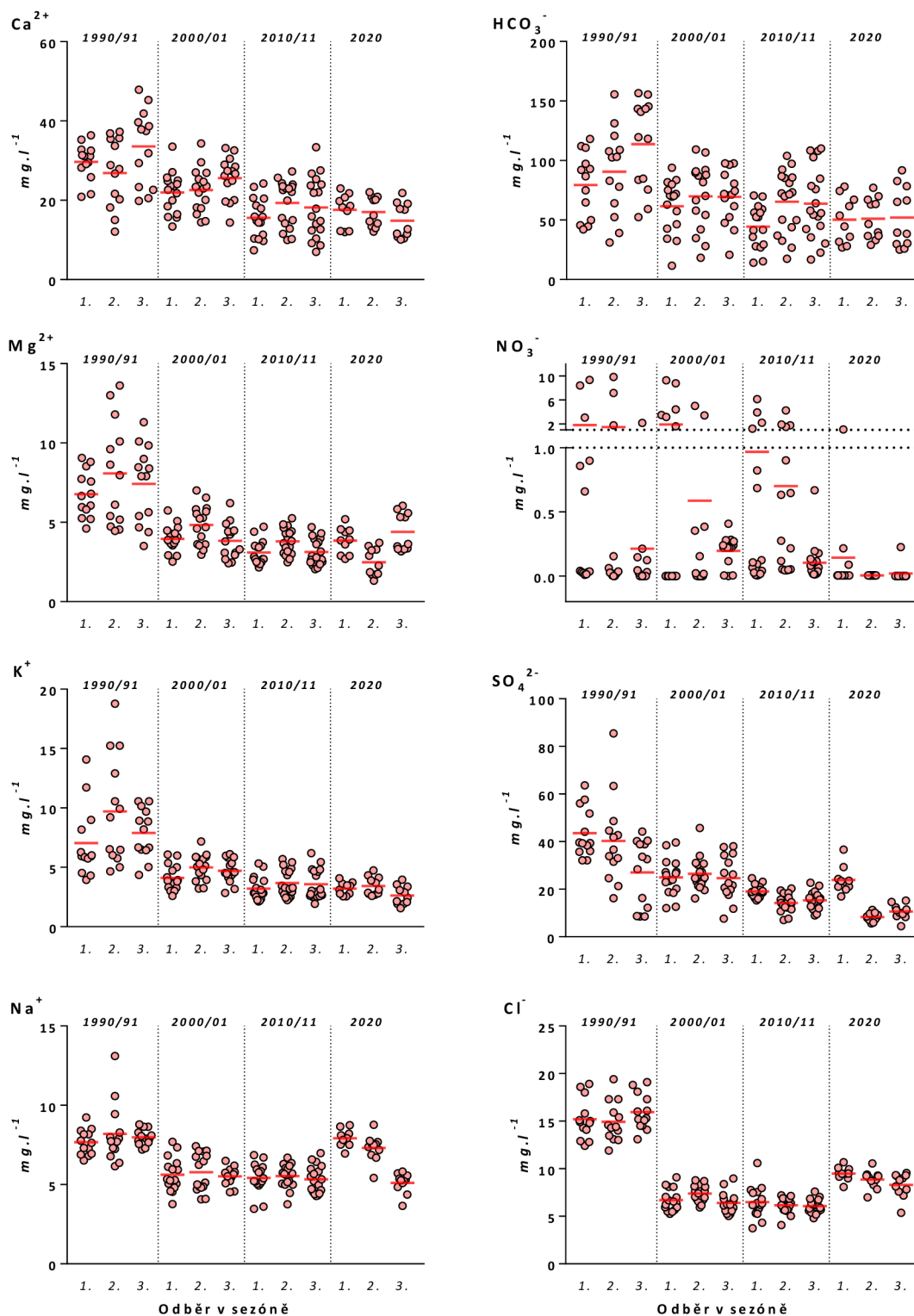
## 10.5 Příloha 5 - Sezonalita na rybnících (1990/91, 2000/01, 2010/11 a 2020)

### Soustava Třeboň



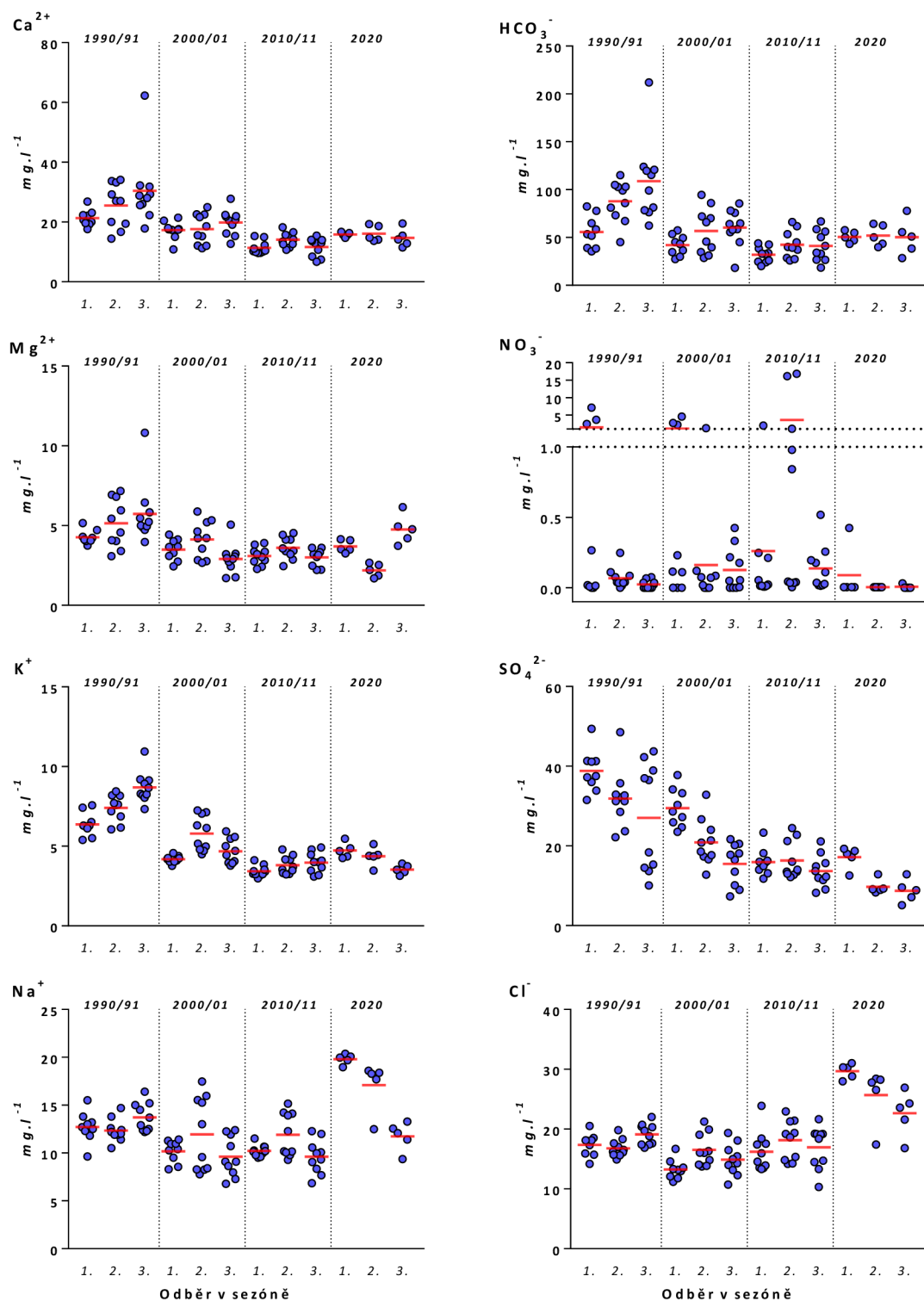
*Paleta 13 – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Třeboňské soustavě v dekadách 1990/91 (AVG), 2000/01 (AVG), 2010/11 (AVG) a 2020. Červená linka = průměr v konkrétním odběru a dekádě; 1. = data z jarního období (duben – červen); 2. = data z letního období (červenec – srpen); 3. = data z pozdně letního až podzimního období (září – říjen).*

## Soustava Chlum



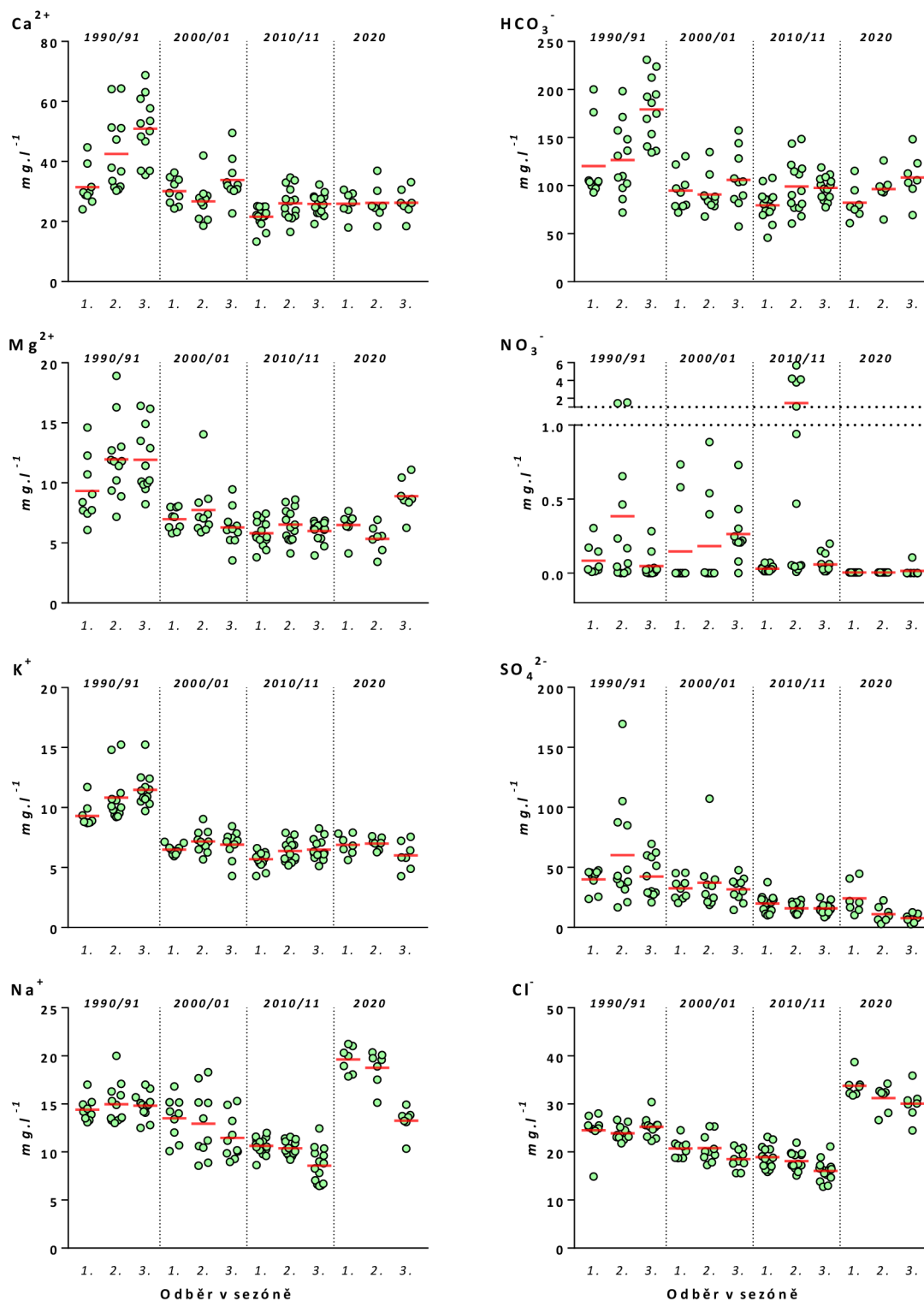
*Paleta 14 – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Chlumské soustavě v dekádech 1990/91 (AVG), 2000/01 (AVG), 2010/11 (AVG) a 2020. Červená linka = průměr v konkrétním odběru a dekádě; 1. = data z jarního období (duben – červen); 2. = data z letního období (červenec – srpen); 3. = data z pozdně letního až podzimního období (září – říjen).*

## Soustava Vitmanov



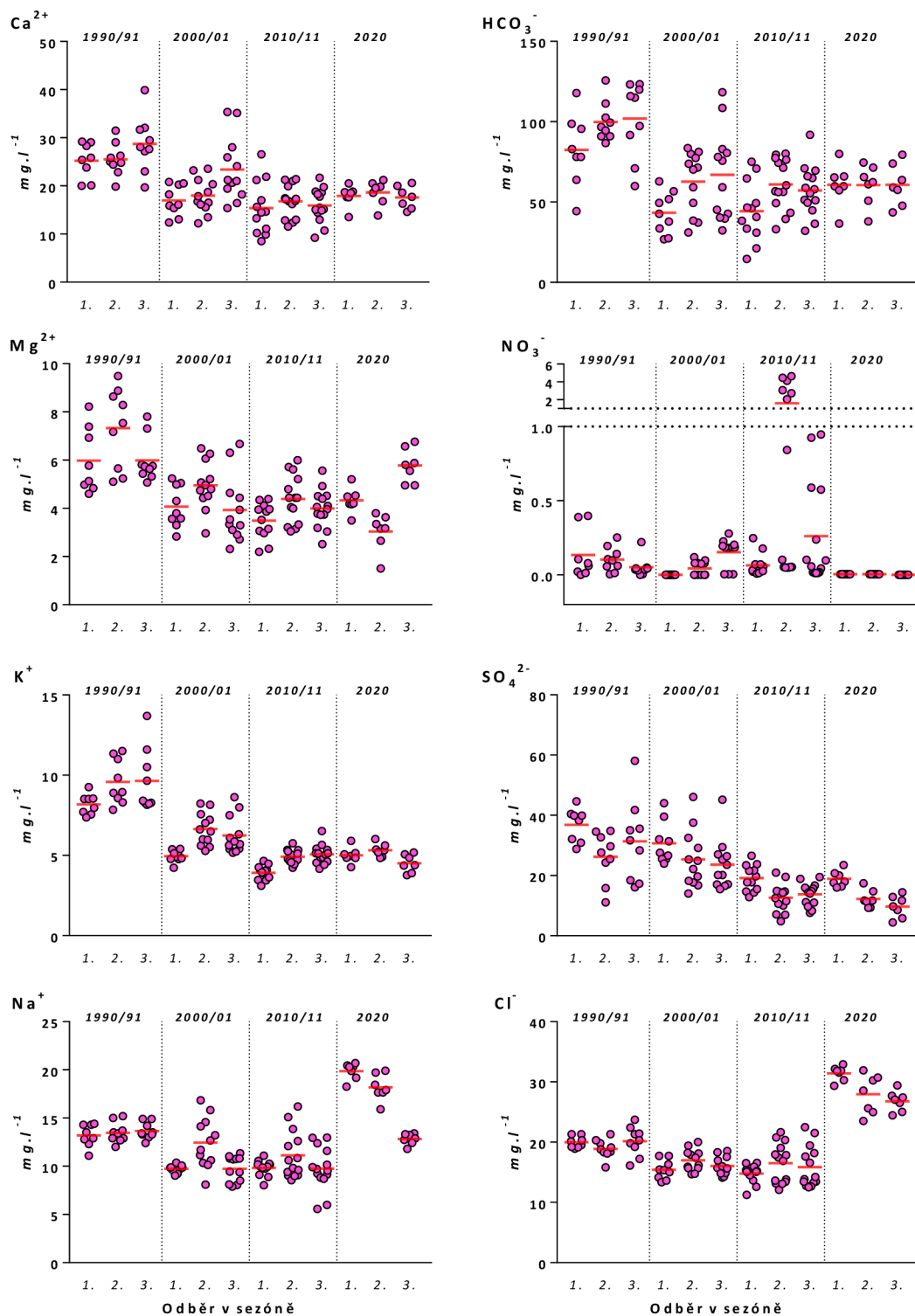
*Paleta 15 – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Vitmanovské soustavě v dekádech 1990/91 (AVG), 2000/01 (AVG), 2010/11 (AVG) a 2020. Červená linka = průměr v konkrétním odběru a dekádě; 1. = data z jarního období (duben – červen); 2. = data z letního období (červenec – srpen); 3. = data z pozdně letního až podzimního období (září – říjen).*

## Soustava Lomnice



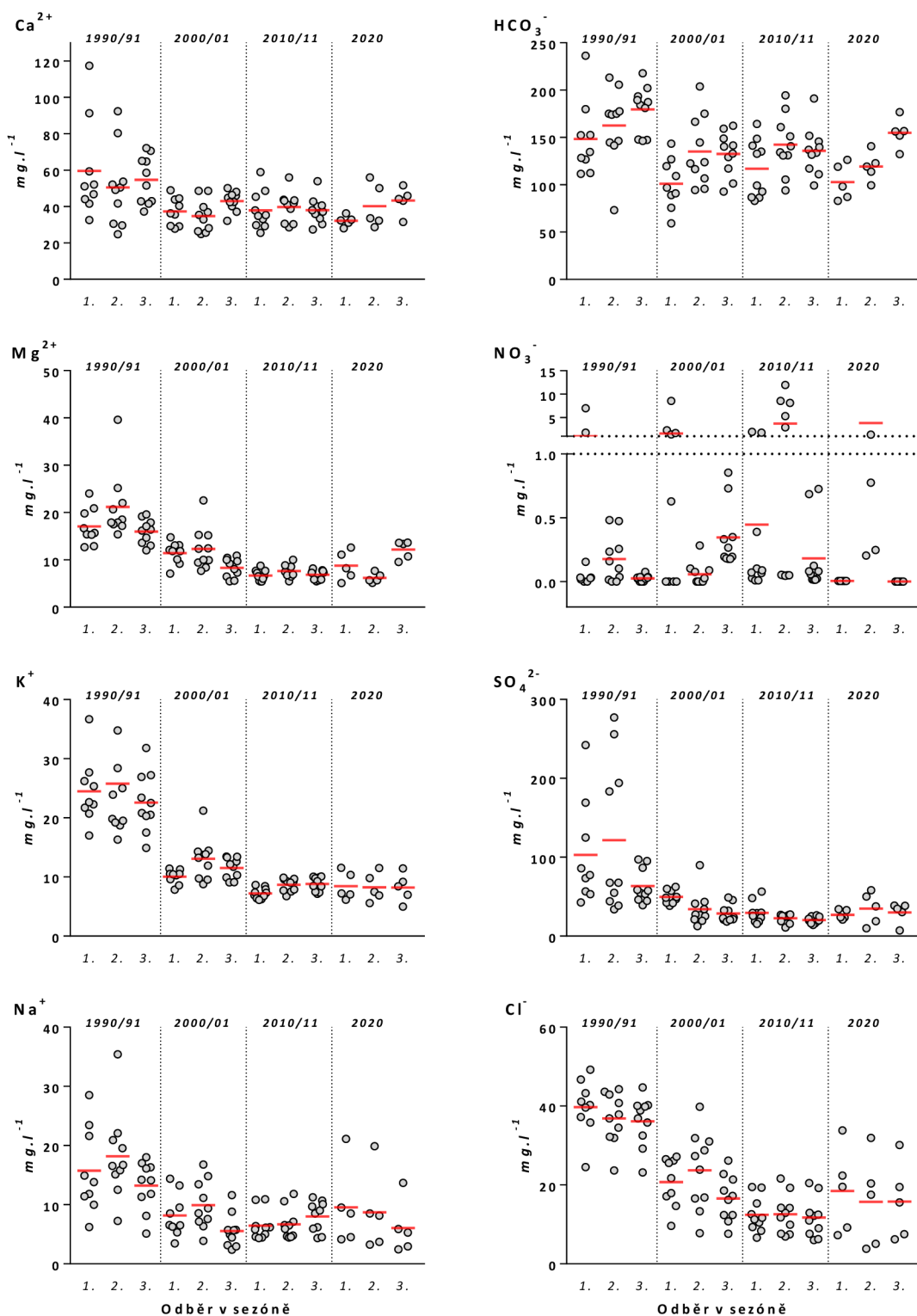
*Paleta 16 – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Lomnické soustavě v dekádech 1990/91 (AVG), 2000/01 (AVG), 2010/11 (AVG) a 2020. Červená linka = průměr v konkrétním odběru a dekádě; 1. = data z jarního období (duben – červen); 2. = data z letního období (červenec – srpen); 3. = data z pozdně letního až podzimního období (září – říjen).*

## Soustava Naděje



*Paleta 17 – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Nadějské soustavě v dekadách 1990/91 (AVG), 2000/01 (AVG), 2010/11 (AVG) a 2020. Červená linka = průměr v konkrétním odběru a dekádě; 1. = data z jarního období (duben – červen); 2. = data z letního období (červenec – srpen); 3. = data z pozdně letního až podzimního období (září – říjen).*

## Soustava Břilice



**Paleta 18** – Porovnání sezonality u vybraných parametrů na Břilické soustavě v dekadách 1990/91 (AVG), 2000/01 (AVG), 2010/11 (AVG) a 2020. Červená linka = průměr v konkrétním odběru a dekádě; 1. = data z jarního období (duben – červen); 2. = data z letního období (červenec – srpen); 3. = data z pozdně letního až podzimního období (září – říjen).



## 10.6 Příloha 6 - Tabulky statistik pro Třeboňsko (1990/91, 2000/01, 2010/11 a 2020)

Tab. 28 - Statistické charakteristiky vodivosti ( $\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybniční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	Vodivost																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	348.0	360.3	257.6	262.1	180.3	190.9	234.8	348.0	360.3	257.6	262.1	180.3	190.9	234.8	266.0	290.0	189.2	198.5	99.0	129.5	177.0	62.2	51.6	45.4	43.6	43.3	42.1	33.1	18	17	18	17	18	18	18	<b>261.2</b>
<b>2</b>	232.5	253.0	190.3	189.5	149.4	146.0	152.0	232.5	253.0	190.3	189.5	149.4	146.0	152.0	190.0	204.0	146.0	138.0	94.0	106.8	105.0	31.8	36.0	26.5	34.7	31.7	33.4	29.8	15	24	24	23	27	25	32	<b>182.5</b>
<b>3</b>	235.8	235.0	196.5	189.7	145.6	167.1	206.7	235.8	235.0	196.5	189.7	145.6	167.1	206.7	211.0	195.0	152.0	158.0	114.0	149.3	157.0	18.5	37.7	29.9	22.8	19.9	9.4	30.4	14	15	14	15	15	15	15	<b>196.2</b>
<b>4</b>	345.8	378.5	304.9	275.8	224.5	255.7	298.6	345.8	378.5	304.9	275.8	224.5	255.7	298.6	281.0	274.0	242.0	204.0	179.9	193.2	230.0	74.8	90.7	57.0	28.0	22.5	27.8	36.0	16	17	14	15	21	21	21	<b>293.8</b>
<b>5</b>	253.3	252.6	225.0	204.1	171.1	183.5	229.2	253.3	252.6	225.0	204.1	171.1	183.5	229.2	224.0	200.0	151.0	164.3	121.0	132.9	191.0	20.0	27.6	46.0	28.2	22.2	22.0	19.1	9	18	15	18	20	20	21	<b>213.1</b>
<b>6</b>	551.1	569.2	344.3	331.0	285.8	308.3	333.3	551.1	569.2	344.3	331.0	285.8	308.3	333.3	335.0	367.0	217.1	271.0	217.0	222.0	222.0	109.4	206.8	83.6	40.9	43.6	44.2	53.4	15	14	14	15	15	15	15	<b>387.7</b>

Tab. 29 - Statistické charakteristiky  $\text{HCO}_3^-$  ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybniční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	$\text{HCO}_3^-$																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	124.08	126.16	98.30	93.64	62.94	70.00	83.31	193.30	207.82	128.74	166.57	118.70	144.52	132.04	75.66	83.84	54.91	57.97	35.45	41.86	55.52	32.19	31.91	20.37	30.48	23.03	27.25	21.04	18	17	18	17	18	18	18	<b>93.8</b>
<b>2</b>	90.06	97.39	70.50	63.09	58.60	58.09	51.17	145.46	156.57	109.22	106.78	108.49	110.07	91.71	31.12	39.05	28.07	11.59	14.16	15.19	25.08	32.79	38.94	22.04	26.10	25.91	28.01	20.23	15	24	24	23	27	25	32	<b>67.7</b>
<b>3</b>	90.77	79.84	55.44	51.58	33.03	43.97	50.97	123.86	211.97	94.57	86.03	53.38	66.75	77.86	39.05	35.51	28.68	18.30	18.49	25.87	28.49	27.33	42.67	20.40	19.83	10.38	14.56	12.07	14	15	14	15	15	15	15	<b>57.6</b>
<b>4</b>	132.59	154.73	109.09	86.11	82.37	101.66	95.65	192.32	231.01	157.42	111.66	118.92	148.41	148.27	92.74	72.00	72.00	57.36	45.82	59.00	61.02	34.12	51.24	27.08	13.93	16.73	21.33	22.13	16	17	14	15	21	21	21	<b>107.6</b>
<b>5</b>	99.13	93.10	70.37	49.46	54.93	54.37	60.63	123.25	125.69	118.37	78.10	75.11	91.77	79.93	78.10	44.30	26.85	27.46	21.23	14.58	36.61	17.61	22.86	25.88	15.90	14.55	20.59	12.18	9	17	15	18	20	20	21	<b>65.7</b>
<b>6</b>	170.32	157.43	126.78	120.81	117.71	145.79	125.60	217.83	236.38	175.12	203.79	164.32	194.52	176.76	126.67	73.22	75.66	59.19	83.04	86.76	82.98	29.79	42.20	30.87	34.16	23.89	29.52	27.32	15	14	14	15	15	15	15	<b>137.7</b>

Tab. 30 - Statistické charakteristiky  $\text{Cl}^-$  ( $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybniční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	$\text{Cl}^-$																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	24.90	24.14	11.62	10.49	9.51	10.76	17.52	33.00	30.70	18.74	16.92	16.70	21.80	33.08	19.15	17.73	4.83	4.54	4.35	5.61	5.54	3.77	4.02	4.22	3.82	3.58	5.00	8.04	18	17	18	17	18	18	18	<b>15.5</b>
<b>2</b>	15.27	15.41	6.17	7.53	6.42	6.02	8.86	18.80	19.40	8.34	9.10	10.58	7.14	10.68	12.41	11.90	5.04	5.47	4.08	3.74	5.36	1.93	2.12	0.80	0.96	1.30	0.75	1.08	15	24	24	23	27	25	32	<b>9.0</b>
<b>3</b>	18.05	17.50	15.96	13.99	16.03	18.17	26.00	22.00	20.50	21.26	16.68	23.88	22.94	31.02	14.18	15.60	11.18	10.73	10.31	13.31	16.83	2.16	1.72	3.29	1.45	3.42	3.01	4.43	14	15	14	15	15	15	15	<b>18.0</b>
<b>4</b>	24.62	24.47	20.84	19.22	18.07	17.36	31.68	30.40	28.01	25.35	24.51	23.14	21.93	38.72	14.90	21.80	15.62	15.61	13.84	12.77	24.48	3.26	1.59	2.59	2.18	2.41	2.45	3.15	16	17	14	15	21	21	21	<b>22.4</b>
<b>5</b>	19.75	19.60	16.99	15.57	14.06	17.47	28.71	23.70	22.40	20.01	17.73	17.50	22.50	32.90	16.10	15.80	13.34	14.12	12.09	11.24	23.53	2.16	1.65	2.06	1.01	1.51	3.08	2.91	9	17	15	18	20	20	21	<b>19.0</b>
<b>6</b>	37.64	37.36	24.75	16.19	12.77	11.74	16.66	44.70	49.20	39.82	25.58	19.34	21.65	33.84	23.70	23.20	7.61	7.79	6.03	6.29	3.81	6.30	7.09	8.13	5.10	4.15	5.14	10.03	15	14	14	15	15	15	15	<b>22.3</b>

<b>1</b>	<b>Třeboňská soustava</b>	<b>4</b>	<b>Lomnická soustava</b>
<b>2</b>	<b>Chlumská soustava</b>	<b>5</b>	<b>Nadějská soustava</b>
<b>3</b>	<b>Vitmanovská soustava</b>	<b>6</b>	<b>Břilická soustava</b>



Tab. 31 - Statistické charakteristiky  $SO_4^{2-}$  ( $mg.l^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybníční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	$SO_4^{2-}$																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	50.94	57.94	27.54	35.59	22.19	17.09	15.62	136.40	93.18	41.50	48.79	43.67	27.96	61.31	16.20	30.74	17.46	18.59	15.88	1.98	5.10	29.90	20.90	6.85	9.41	6.54	5.43	12.37	18	17	18	17	18	18	18	<b>32.2</b>
<b>2</b>	29.57	41.55	26.25	24.45	17.38	14.66	13.97	56.00	85.49	45.71	39.62	24.66	22.19	36.59	8.50	16.33	16.16	7.62	7.07	8.99	4.49	16.04	14.36	6.72	9.02	3.97	3.38	7.74	15	24	24	23	27	25	32	<b>23.0</b>
<b>3</b>	29.84	34.70	21.59	21.77	17.11	13.51	11.86	49.40	43.71	32.82	37.79	24.47	23.34	19.26	10.10	22.20	12.79	7.32	11.77	8.24	5.14	13.33	6.19	5.17	9.68	3.78	3.50	4.53	14	15	14	15	15	15	15	<b>21.4</b>
<b>4</b>	46.11	50.31	31.57	36.13	19.98	14.52	14.38	105.18	169.54	107.32	47.77	37.81	24.58	44.79	20.90	16.80	18.77	14.55	13.12	8.50	2.79	24.59	34.31	22.67	8.52	5.50	4.81	11.14	16	17	14	15	21	21	21	<b>28.8</b>
<b>5</b>	25.52	34.34	21.96	29.69	15.04	14.93	13.61	44.60	58.12	32.51	46.07	20.97	26.54	23.51	11.10	24.30	14.06	15.49	4.86	7.61	4.46	12.56	7.82	5.55	9.32	4.36	5.62	4.97	9	17	15	18	20	20	21	<b>21.4</b>
<b>6</b>	98.19	93.04	35.28	38.76	28.18	20.05	30.60	242.07	277.13	89.80	59.87	56.34	27.49	58.00	33.90	42.60	12.72	19.48	16.22	10.99	7.24	66.29	76.79	21.57	11.87	10.65	5.15	13.73	15	14	14	15	15	15	15	<b>48.9</b>

Tab. 32 - Statistické charakteristiky  $Ca^{2+}$  ( $mg.l^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybníční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	$Ca^{2+}$																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	42.89	37.45	28.09	32.32	19.16	19.07	22.93	62.93	56.70	38.68	52.09	39.35	35.75	32.32	24.65	24.00	19.81	24.43	10.71	12.27	17.37	10.69	11.04	5.56	8.01	6.98	6.51	3.94	18	17	18	17	18	18	18	<b>28.7</b>
<b>2</b>	28.67	30.89	23.75	22.91	19.07	16.38	16.44	37.47	47.90	33.15	34.31	33.40	27.51	22.96	19.80	12.10	14.44	13.38	8.62	6.99	10.09	5.92	9.45	4.82	6.08	6.17	6.37	4.14	15	24	24	23	27	25	32	<b>21.9</b>
<b>3</b>	26.82	25.02	17.79	18.77	12.21	12.52	15.53	34.07	62.32	27.77	24.99	15.42	18.24	19.53	17.80	14.43	11.24	10.83	7.45	6.71	11.48	5.94	11.22	4.71	3.88	2.48	3.12	2.29	14	15	14	15	15	15	15	<b>18.3</b>
<b>4</b>	40.53	44.45	31.49	29.01	23.22	25.74	26.10	64.33	68.74	49.51	36.33	28.33	34.64	36.90	26.60	24.00	18.56	22.71	16.11	13.28	17.93	12.12	13.76	8.94	3.58	3.08	5.59	4.75	16	17	14	15	21	21	21	<b>30.9</b>
<b>5</b>	27.48	26.04	21.24	18.38	16.85	15.28	18.05	32.06	39.88	35.35	23.58	26.56	21.88	21.25	23.80	19.70	12.39	12.25	9.91	8.53	13.52	2.62	5.30	7.33	3.01	3.81	4.29	2.26	9	17	15	18	20	20	21	<b>19.7</b>
<b>6</b>	63.51	45.37	38.19	38.50	37.25	39.72	38.47	117.40	65.10	50.10	48.62	58.83	55.91	55.91	41.50	24.80	24.82	26.35	27.35	25.48	27.96	23.10	13.19	9.88	6.13	8.52	8.44	9.15	15	14	14	15	15	15	15	<b>43.0</b>

Tab. 33 - Statistické charakteristiky  $Mg^{2+}$  ( $mg.l^{-1}$ , průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybníční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	$Mg^{2+}$																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	10.13	12.58	7.49	6.78	4.46	4.60	6.22	15.08	19.90	12.79	10.86	6.61	6.94	10.53	5.51	5.99	4.51	4.58	2.74	3.38	2.72	2.49	3.29	2.13	1.91	1.05	1.09	1.95	18	17	18	17	18	18	18	<b>7.4</b>
<b>2</b>	5.67	8.52	4.26	4.17	3.29	3.42	3.56	8.39	13.62	6.56	7.00	4.79	5.25	6.05	3.50	4.46	2.47	2.42	2.16	2.04	1.31	1.45	2.44	1.10	1.20	0.74	0.98	1.26	15	24	24	23	27	25	32	<b>4.6</b>
<b>3</b>	4.61	5.51	3.45	3.57	3.03	3.44	3.55	6.93	10.82	5.88	5.33	4.12	4.54	6.16	3.41	3.08	2.44	1.71	2.22	2.48	1.69	0.97	1.83	1.01	1.11	0.62	0.59	1.23	14	15	14	15	15	15	15	<b>3.9</b>
<b>4</b>	9.36	12.99	7.64	6.41	5.61	6.62	6.91	11.90	18.90	14.05	8.67	6.85	8.61	11.09	6.08	8.39	5.82	3.54	3.81	3.97	3.42	1.84	2.96	2.15	1.25	0.84	1.20	1.96	16	17	14	15	21	21	21	<b>7.8</b>
<b>5</b>	5.62	6.89	4.78	3.97	4.09	3.87	4.38	6.93	9.48	6.67	6.26	5.56	6.00	6.76	4.98	4.60	2.83	2.31	2.32	2.19	1.51	0.58	1.58	1.20	1.06	0.76	1.04	1.31	9	17	15	18	20	20	21	<b>4.7</b>
<b>6</b>	17.03	19.26	12.09	9.37	6.90	7.26	9.03	20.70	39.60	22.57	12.37	8.77	10.03	13.63	12.70	12.00	5.47	5.62	5.45	5.42	5.09	2.34	7.13	4.29	1.94	1.14	1.28	3.24	15	14	14	15	15	15	15	<b>11.5</b>

<b>1</b>	Třeboňská soustava	<b>4</b>	Lomnická soustava
<b>2</b>	Chlumská soustava	<b>5</b>	Nadějská soustava
<b>3</b>	Vitmanovská soustava	<b>6</b>	Břilická soustava

Tab. 34 - Statistické charakteristiky Na<sup>+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybníční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	Na <sup>+</sup>																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	10.18	11.00	7.56	6.14	5.59	6.14	9.30	15.63	15.20	14.62	10.71	10.42	14.00	21.57	5.58	5.71	2.95	3.26	3.32	2.48	2.93	2.87	2.74	2.89	2.55	2.18	3.32	5.40	18	17	18	17	18	18	18	<b>8.0</b>
<b>2</b>	7.31	8.34	6.29	4.97	5.38	5.48	6.74	8.64	13.10	7.70	5.96	6.71	6.98	8.77	6.15	6.94	4.57	3.77	3.61	3.47	3.66	0.77	1.28	0.83	0.56	0.81	0.86	1.39	15	24	24	23	27	25	32	<b>6.3</b>
<b>3</b>	12.81	13.04	12.61	8.72	9.91	11.26	16.21	16.40	15.50	17.47	11.40	11.52	15.16	20.37	9.64	11.90	9.10	6.77	7.68	6.83	9.37	1.80	1.18	2.51	1.25	0.86	2.40	3.83	14	15	14	15	15	15	15	<b>12.1</b>
<b>4</b>	14.32	15.19	14.37	10.97	10.29	9.44	17.22	16.60	20.00	18.31	16.83	12.45	11.60	21.24	13.00	12.50	9.86	8.57	8.64	6.47	10.35	1.01	1.93	2.23	2.25	1.03	1.84	3.25	16	17	14	15	21	21	21	<b>13.0</b>
<b>5</b>	12.92	13.74	12.14	9.54	9.47	11.05	16.96	14.90	15.20	16.84	11.70	11.09	16.19	20.69	11.10	12.40	9.21	7.90	8.56	5.57	11.80	1.08	0.85	2.30	1.09	0.65	2.67	3.22	9	17	15	18	20	20	21	<b>12.3</b>
<b>6</b>	13.27	18.32	9.10	6.72	6.48	7.64	8.10	19.54	35.40	16.78	13.44	10.90	11.80	21.13	6.20	5.10	2.38	2.97	4.34	4.35	2.44	3.73	7.90	4.35	3.11	2.21	2.78	5.88	15	14	14	15	15	15	15	<b>9.9</b>

Tab. 35 - Statistické charakteristiky K<sup>+</sup> (mg.l<sup>-1</sup>, průměr, maximum, minimum, směrodatná odchylka, počet hodnot a celkový průměr) rybníční soustavy; Třeboňsko 1990 - 2020.

	K <sup>+</sup>																												Celkem AVG							
	AVG							MAX							MIN							STD								N						
	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020	1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020		1990	1991	2000	2001	2010	2011	2020
<b>1</b>	11.40	13.36	9.30	6.93	5.76	5.59	6.06	15.25	19.16	29.12	11.38	9.56	9.52	9.44	8.92	9.34	5.17	4.02	4.35	4.02	4.00	1.98	3.00	5.34	1.70	1.42	1.51	1.59	18	17	18	17	18	18	18	<b>8.3</b>
<b>2</b>	7.78	8.49	4.62	4.58	3.56	3.44	3.08	14.08	18.77	6.10	7.17	5.70	6.19	4.74	3.94	4.30	3.18	2.59	2.35	1.92	1.56	2.89	3.84	0.96	1.25	1.07	1.22	0.76	15	24	24	23	27	25	32	<b>4.8</b>
<b>3</b>	7.71	7.36	5.32	4.53	3.55	3.92	4.21	9.20	10.95	7.14	7.24	4.80	4.91	5.47	6.24	5.39	3.77	3.78	2.98	3.24	3.14	0.95	1.52	1.09	0.84	0.50	0.56	0.68	14	15	14	15	15	15	15	<b>5.2</b>
<b>4</b>	10.29	10.97	7.18	6.58	6.23	6.14	6.63	15.25	15.25	9.05	7.31	8.26	7.73	7.91	8.71	8.72	5.53	4.30	4.53	4.29	4.28	1.65	1.90	1.05	0.75	0.94	0.83	0.95	16	17	14	15	21	21	21	<b>7.6</b>
<b>5</b>	8.93	9.30	6.58	5.59	4.69	4.65	4.95	11.60	13.70	8.64	7.02	6.52	5.75	6.02	7.56	7.37	4.23	4.79	3.46	3.11	3.77	1.45	1.63	1.43	0.57	0.68	0.71	0.58	9	17	15	18	20	20	21	<b>6.1</b>
<b>6</b>	22.53	26.15	12.32	10.94	8.41	8.05	8.31	34.80	52.39	21.21	14.28	10.06	10.09	11.55	16.30	14.90	8.78	7.84	6.73	6.12	4.99	4.91	9.41	3.14	1.98	1.18	1.35	2.21	15	14	14	15	15	15	15	<b>13.7</b>

- |                               |                            |
|-------------------------------|----------------------------|
| <b>1</b> Třeboňská soustava   | <b>4</b> Lomnická soustava |
| <b>2</b> Chlumská soustava    | <b>5</b> Nadějská soustava |
| <b>3</b> Vítmanovská soustava | <b>6</b> Břilická soustava |