

UNIVERZITA KARLOVA V PRAZE

Přírodovědecká fakulta

Katedra fyzické geografie a geoekologie



**EKOHYDROLOGICKÝ PRŮZKUM VODNÍCH TOKŮ
V URBANIZOVANÉ A PŘÍMĚSTSKÉ KRAJINĚ. APLIKACE NA
MODELOVÉM POVODÍ VINOŘSKÉHO POTOKA.**

**ECOHYDROLOGICAL SURVEY OF STREAMS IN URBAN AND
SUBURBAN LANDSCAPE. CASE STUDY OF THE VINOŘ
BROOK.**

Diplomová práce

Lenka Koubková

Vedoucí diplomové práce: RNDr. Milada Matoušková, Ph.D.

PRAHA, srpen 2011

Prohlašuji, že jsem tuto diplomovou práci vypracovala samostatně a že jsem všechny použité prameny řádně citovala.

Jsem si vědoma toho, že případné použití výsledků, získaných v této práci, mimo Univerzitu Karlovu v Praze je možné pouze po písemném souhlasu této univerzity.

Svoluji k zapůjčení této práce pro studijní účely a souhlasím s tím, aby byla řádně vedena v evidenci vypůjčovatelů.

V Praze dne 19. srpna 2011

.....

Lenka Koubková

Poděkování

Na tomto místě bych ráda poděkovala vedoucí diplomové práce RNDr. Miladě Matouškové, Ph.D. za cenné rady a připomínky při zpracování práce. Dále bych chtěla poděkovat RNDr. Miroslavu Šobrovi, Ph.D. za pomoc při odběru vzorků sedimentu, RNDr. Zbyňku Englovi, Ph.D. za umožnění přípravy vzorků sedimentu před jejich analýzou a RNDr. Ondřeji Šebkovi za odborné rady při analyzování vzorků sedimentu. Velké poděkování patří i pracovníkům z Laboratoře ochrany vod ÚŽP PřF UK Blance Popelákové a Sylvě Novákové a Marii Fayadové z laboratoří ÚGMNZ PřF UK.

V neposlední řadě bych chtěla poděkovat svým rodičům a přítelovi za podporu a pomoc při terénních měřeních.

Ekohydrologický průzkum vodních toků v urbanizované a příměstské krajině. Aplikace na modelovém povodí Vinořského potoka.

Abstrakt

Diplomová práce se zabývá ekohydrologickým průzkumem v povodí Vinořského potoka, které bylo v 90. letech 20. století nadměrně ekologicky zatížené. Ekohydrologický stav je hodnocen na základě vyhodnocení odtokového režimu, jakosti povrchových vod, znečištění sedimentu a ekomorfologického průzkumu. Data byla získána terénním průzkumem. Průtoky byly měřeny hydrometrickou vrtulí. Kvalita povrchové vody byla stanovena na základě analýzy fyzikálně-chemických ukazatelů vody. Z hlediska jakosti vody jsou v povodí nejproblematictější sloučeniny dusíku. Nejvyšší koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku byly naměřeny na horním toku Vinořského potoka na profilu č. 1., který je ovlivňován přečištěnými odpadními vodami z ČOV Kbely. Z důvodu zjištění starého antropogenního znečištění dnových sedimentů těžkými kovy a arsenem v okolí Biologického rybníka byly jednorázově odebrány vzorky sedimentů z této lokality a obsah jednotlivých prvků byl stanoven metodou ICP OES. Následně byla provedena srovnávací analýza s předchozími průzkumy. Ze zjištěných koncentrací těžkých kovů a arsenu v sedimentech v okolí Biologického rybníka vyplývá, že oproti znečištění v minulosti došlo k výraznému snížení toxických kovů v sedimentech. Obsah Cd ve dnových sedimentech však stále vysoce převyšuje přirozené pozadí koncentrací v sedimentu. Ekomorfologický stav byl hodnocen pomocí metody EcoRivHab (Matoušková, 2003). Z hlediska celkového ekomorfologického stavu v povodí Vinořského potoka převládají středně antropogenně ovlivněné úseky, což je dáno charakterem využití údolní nivy, která je značně transformovaná zástavbou.

Klíčová slova: městské toky, nepropustné povrchy, kvalita vody, znečištění sedimentu, těžké kovy, ekomorfologické hodnocení

Ecohydrological survey of streams in urban and suburban landscape. Case study of the Vinoř Brook.

Abstract

This thesis deals with a ecohydrological survey of the Vinoř Brook which was seriously environmentally burdened in the 90s of the 20th century. The ecological status is determined by the assessment of runoff regime, surface water quality, sediment contamination and ecomorphological survey. Data was compiled by the field survey and measurements. Discharges were measured by the hydrometric propeller. The water quality was determined based on the analysis of physico-chemical parameters. The most problematic are compounds of nitrogen. The highest concentration of nitrate and ammonia nitrogen was measured on the upper stream of the Vinoř Brook in the profile No. 1. This profile is influenced by the outlet of the sewage wastewater treatment plant in Kbely. In order to find the old anthropogenic pollution of bottom sediments with heavy metals and arsenic in the vicinity of Biologický pond, sediments from this location were sampled and content of each element was determined by ICP OES method. Subsequently a comparative analysis was made with previous surveys. The observed concentrations of heavy metals and arsenic in sediments in the vicinity of the Biologický pond show that, compared to pollution in the past there was a significant reduction of toxic metals in the sediments. The content of Cd in bottom sediments still highly exceeds the natural background concentrations in sediment. Ecomorphological status was assessed using the EcoRivHab method (Matoušková, 2003). In terms of overall ecomorphological status in the Vinoř Brook basin dominate medium modified reaches. The reason is the land use of the floodplain, which is considerably transformed by built-up area.

Keywords: urban streams, impervious surfaces, water quality, pollution of sediments, heavy metals, ecomorphological assessment

OBSAH

1. Úvod.....	8
2. Cíle práce.....	9
3. Vodní toky v urbanizovaných oblastech	10
3.1 Výzkum vodních toků v urbanizovaných oblastech	10
3.2 Kvalita vody	14
3.2.1 Charakteristika sledovaných ukazatelů	15
3.3 Znečištění sedimentů.....	18
3.3.1 Těžké kovy.....	18
3.3.2 Těžké kovy v sedimentech.....	19
3.3.3 Charakteristika vybraných prvků	20
4. Zdroje dat a metody	26
4.1 Zdroje dat.....	26
4.2 Použité metody	27
4.2.1 Hodnocení kvality povrchových vod	27
4.2.2 Hodnocení znečištění sedimentu těžkými kovy	28
4.3 Odběr vzorků a analýza ukazatelů kvality vody	31
4.3.1 Odběr vzorků	31
4.3.2 Přehled hodnocených profilů	31
4.3.3 Analýza hodnocených ukazatelů kvality vody.....	37
4.4 Odběr vzorků a laboratorní zpracování sedimentu.....	42
4.4.1 Odběr vzorků	42
4.4.2 Laboratorní zpracování.....	43
4.4.3 Stanovení prvků metodou ICP OES	44
5. Charakteristika zájmového území	46
5.1 Fyzickogeografická charakteristika	46
5.2 Hydrografické poměry a odtokový režim	52
5.2.1 Hydrografické poměry	52
5.2.2 Odtokový režim	53

5.2.3 Měření průtoků.....	54
5.3 Ochrana přírody	56
5.4 Možné zdroje znečištění v povodí.....	59
5.5 Socioekonomická charakteristika	62
5.5.1 Vývoj počtu obyvatel.....	62
5.5.2 Využití půdy.....	63
5.5.3 Historicko-geografická analýza zástavby v povodí.....	63
6. Znečištění v povodí Vinořského potoka	68
6.1 Původ znečištění	68
6.2 Zatížení sedimentů a půdy v povodí Vinořského potoka.....	68
7. Revitalizované úseky v povodí.....	77
7.1 Pramenná oblast Ctěnického potoka.....	77
7.2 Centrální park Kbely	79
7.3 Rybník U Kamenného stolu	80
8. Výsledky	81
8.1 Kvalita vody v povodí Vinořského potoka	81
8.1.1 Teplota, vodivost, pH	82
8.1.2 Ukazatele kyslíkového režimu	86
8.1.3 Sloučeniny dusíku a orthofosforečnany	91
8.1.4 Vápník a chloridy	97
8.1.5 Hodnocení kvality vody na základě získaných dat od správce toku	100
8.2 Výsledky a hodnocení vývoje znečištění sedimentů	102
8.2.1 Hodnocení podle vyhlášky č. 382/2001 Sb.....	102
8.2.2 Hodnocení podle pozad'ových hodnot.....	103
8.2.3 Srovnávání s předchozími výzkumy	106
8.3 Ekomorfologický průzkum a provedené revitalizace	110
8.3.1 Ekomorfologický průzkum	110
8.3.2 Vyhodnocení změny stavu kvality habitatu po provedených revitalizacích	115
9. Shrnutí výsledků a jejich diskuze.....	119
10. Závěr.....	122
11. Použité zdroje	124
12. Přehled použitých zkratk	130
13. Seznamy.....	132

1. ÚVOD

Člověk již od pradávna osídloval území podél řek, protože dobře věděl, že voda je základním zdrojem života. V průběhu času se však vztah mezi člověkem, osídlením a vodními zdroji velmi změnil. Člověk začal zasahovat do přírodní krajiny a s tím měnil a upravoval vodní toky podle svých zájmů a potřeb. V zemědělské krajině se původně široké nivy meandrujících řek zužovaly a odvodňovaly, aby se tak získala nová pole. Ve městě se vodní tok stal překážkou a nahlíželo se na něj jako na nebezpečný živel, který je potřeba co nejrychleji z města odvést. Vodní toky ve městech se začaly zatrubňovat, nadměrně zkapacitňovat a nevhodně opevňovat. Rozsáhlá výstavba podzemních sítí a kanalizace přispěla k odvodňování pramenišť potoků a jejich následnému pozvolnému vysychání. Tyto zásahy přispěly také ke zhoršení kvality vody ve vodních tocích. V současné době dostávají vodní toky v urbanizovaném území nový rozměr. Na vodu se nahlíží jako na nedílnou součást města. Vodní toky se revitalizují, betonová koryta jsou nahrazována přírodními materiály s ohledem na přirozenost toku (Karnecki, 2007). Velmi důležitým aspektem je kvalita vody, která se v urbanizovaném území stále potýká s městskými zdroji znečištění. Zdroj znečištění může představovat odtok z čistírny odpadních vod (ČOV) a dešťových kanalizací, znečištění z dopravy a průmyslových aktivit. V příměstské krajině mohou být vodní toky také kontaminovány splachy ze zemědělsky obdělávaných polí.

Tématem diplomové práce je ekohydrologický průzkum vodních toků v urbanizované a příměstské krajině na příkladu povodí Vinořského potoka, které se nachází v severovýchodním okraji Prahy a na území ORP Brandýs nad Labem – Stará Boleslav.

2. CÍLE PRÁCE

Cílem předkládané diplomové práce je vyhodnotit ekohydrologický stav vodních toků v povodí Vinořského potoka na základě odtokového režimu, jakosti povrchových vod, vyhodnocení znečištění sedimentu a ekomorfologického průzkumu. Povodí Vinořského potoka bylo vybráno, protože se nachází v urbanizované a příměstské krajině a především z důvodu silného znečištění dnových sedimentů těžkými kovy (hlavně Cd), které zde bylo prokázáno v 90. letech 20. století. Proto jedním z cílů je dokumentovat současné zatížení sedimentu těžkými kovy a arsenem v Biologickém rybníce a jeho okolí (lokalita v zájmovém povodí, která byla nejvíce kontaminována) a provést srovnávací analýzu s předchozími průzkumy. Dalším cílem je průzkum jakosti povrchové vody na základě analýzy fyzikálně-chemických ukazatelů kvality vody. Odtokový režim je vyhodnocen na základě vlastních měření průtoků hydrometrickou vrtulí. Nedílnou součástí předkládané práce je i geografická charakteristika zájmového povodí, zejména určení hlavních zdrojů znečištění a mapování vývoje zástavby, která má vliv jak na změnu v charakteru odtoku, tak na kvalitu vody a fyzického habitatu vodních toků. Cílem ekomorfologického průzkumu je shrnout a vyhodnotit celkový stav kvality habitatu v povodí Vinořského potoka a vyhodnotit změny po provedených revitalizacích.

3. VODNÍ TOKY V URBANIZOVANÝCH OBLASTECH

Tato kapitola se zabývá především problematikou vodních toků v urbanizovaném území. Také se věnuje kvalitě vody a znečištění sedimentů těžkými kovy a arsenem. Součástí je i charakteristika fyzikálně-chemických ukazatelů jakosti vody, které byly v povodí Vinořského potoka analyzovány a charakteristika prvků, jež byly zjišťovány ve dnových sedimentech.

3.1 Výzkum vodních toků v urbanizovaných oblastech

Vodní toky v urbanizovaných oblastech jsou nejvíce ovlivňovány lidskou činností. S rostoucí lidskou populací ve městech narůstá také tlak, který je kladen na přírodní ekosystémy (Komínková, 2007). V roce 1900 žilo ve městech necelých 14 % celkového obyvatelstva Země a existovalo 12 měst s počtem obyvatel nad 1 milion. V roce 2008 bylo zaznamenáno více než 400 měst s počtem obyvatel nad 1 milion a 19 měst, které měly více než 10 milionů obyvatel. Počet obyvatel žijících ve městech v roce 2008 v rozvinutých zemích činil 74 %, v méně rozvinutých zemích 44 % (Population Reference Bureau, 2011). S rostoucím rozšiřováním urbanizovaných oblastí roste i počet vodních toků ve městech (Meyer et al., 2005).

Vodními toky ve městech se zabývá řada zahraničních i českých autorů. V souvislosti s tímto tématem se v odborné literatuře vyskytuje pojem „syndrom urbanizovaných toků“ (urban stream syndrome), kterým se ve své práci blíže zabývá Walsh et al. (2005). Termín „syndrom urbanizovaných toků“ popisuje ekologickou degradaci vodních toků, které protékají urbanizovaným územím. Hlavními příznaky tohoto syndromu jsou změny hydrologických podmínek v toku, zvýšené koncentrace živin a znečišťujících látek, změny morfologie koryta toku a snížení biotické složky ve vodním prostředí s rostoucí dominancí tolerantních druhů (Walsh et al., 2005). Na fyzické, chemické, biologické a ekologické dopady urbanizace ve vztahu k vodním tokům se zaměřuje Paul a Meyer (2001). Významným prvkem v urbanizovaném povodí je podíl nepropustného povrchu, který ovlivňuje hydrografické podmínky (např. doba prodlení je kratší v urbanizovaném povodí než v povodí v zalesněné krajině). Povrchový odtok narůstá s vyšším procentem nepropustného povrchu v povodí. Při stejné srážkové události může být povrchový odtok v urbanizovaném povodí až pětkrát vyšší než odtok v zalesněném povodí (Paul, Meyer, 2001). „Syndromem urbanizovaných toků“ se z českých autorů zabývá např. Komínková (2007), která uvádí, že míra jednotlivých hydrologických jevů se nemění jen v závislosti na

stupni urbanizace, ale podílí se na nich také řada dalších faktorů, jako jsou klimatické a geologické podmínky.

Odtokovými poměry v urbanizovaném povodí se zabývají autoři Barles et al. (1999), kteří zkoumají především infiltrační schopnost půd. Infiltrační schopnost půdy je ovlivňována různým druhem zábořem půdy, dešťovou kanalizací a nepropustnými povrchy, které ovlivňují směr odtoku (Barles et al., 1999). Řešením odtoku ve městech se zabývá také Stránský et al. (2010). Autoři upozorňují na evapotranspiraci, která je oproti přirozeným podmínkám snížena. Kromě zvětšení povrchového odtoku a zvýšení maximálních průtoků při srážkové události se díky rychlejšímu odtoku snižuje schopnost transformace odtokové vlny. Důsledkem je změna hydrologického režimu vodního toku, který se projevuje častějším výskytem lokálních povodní. To je významné především v malých povodích, které tvoří větší urbanizovaný celek (Stránský et al., 2010).

Mnoho publikací věnující se problematice urbanizovaných toků je zaměřeno na kvalitu vody a dnových sedimentů. Schumann et al. (1991) se zaměřují na znečištění, které se do vodního toku dostává během přívalových srážek. Během bouřkové události mohou z kanalizace unikat odpadní vody přímo do vodního toku. Tyto odpadní vody obsahující znečišťující látky jsou v mnoha případech limitujícím faktorem pro stabilitu vodních ekosystémů (Schumann et al., 1991). Přívalové srážky v urbanizovaném povodí jsou hlavní příčinou znečištění vodních toků, zejména fekálními bakteriemi, jež mohou přímo ohrožovat lidské zdraví (Mallin et al., 2009). Fekální znečištění koliformními bakteriemi zkoumal Davis et al. (2003) v Gypsum Creek, který protéká městem Wichita ve státě Kansas (USA). Státní standardní limit kvality vody pro koliformní bakterie byl ve všech zkoumaných vzorcích překročen o 44 %. Bylo prokázáno zvýšení fekálního znečištění v důsledku větší srážkové události (Davis et al., 2003).

Těžkými kovy ve vodě a sedimentech drobných urbanizovaných toků se zabývala Komínková et al. (2010), kde autoři zkoumali vliv čistíren odpadních vod na obsahy těžkých kovů. I když se neprokázal výrazný negativní vliv ČOV na koncentraci těžkých kovů ve vodě a sedimentu, jejich obsah v biomase vodních organismů ukazuje, že ČOV mění biologickou dostupnost těžkých kovů, které se ve větší míře akumulují ve vodní biotě (Komínková et al., 2010). Organické znečištění a koncentrace těžkých kovů ve čtyřech pražských potocích a rybnících hodnotí Benešová et al. (2004). Z hlediska obsahu organické hmoty byl větší podíl zaznamenán v rybníčních sedimentech (16,9 – 29,2 %) než v sedimentech potoků (2,3 – 15,9 % organické hmoty). Významné znečištění dnových sedimentů představují polycyklické aromatické uhlovodíky (PAU) a polychlorované bifenylly (PCB), které byly zaznamenány v celém Dalejském potoce a v určitých místech Botiče a Rokytky. Nejvyšší koncentrace těžkých kovů byly zjištěny v Botiči a v určitých lokalitách Rokytky a Dalejského potoka. Z vodních nádrží byl nejvíce kontaminován Krčský rybník, kde koncentrace Pb, Cu a Hg výrazně převyšovaly požadované hodnoty sedimentů (zdrojem znečištění jsou pravděpodobně odpadní vody z nemocnice)

(Benešová et al., 2004). Distribucí těžkých kovů v sedimentech a kvalitou vody v pražských potocích se ve své disertační práci zabývá Hnat'uková (2007). Podobné téma, vliv městského odvodnění na distribuci kovů v sedimentech pražských vodních toků, je řešeno i ve studii Hnat'uková et al. (2009). Značný nárůst koncentrací těžkých kovů byl zaznamenán po zaústění odlehčovacích komor na dolním toku Botiče a Rokytky. Největší vliv městského odvodnění se projevil u Botiče. Na Kunratickém potoce nebyl prokázán vliv zaústění odlehčovacích komor, za to zde byly naměřeny jedny z největších koncentrací Cd (3,2 mg/kg) (Hnat'uková a kol, 2009).

Ekologický stav Botiče, Zátíšského a Komořanského potoka hodnotí Nábělková et al. (2004) na základě analýzy těžkých kovů ve vodě, sedimentech a u různých druhů bentických organismů. Botič nejvíce znečišťuje vyústění dešťové kanalizace a činnost odlehčovacích komor, jež zhoršují kvalitu vody v potoce. Hlavní problém na Zátíšském potoce představuje vyústění dešťové kanalizace. U Komořanského potoka byl prokázán silný hydraulický vliv, který způsobuje časté změny v morfologii koryta toku a ovlivňuje tak i složení bentických mikroorganismů (Nábělková et al., 2004).

Kvalitou vody v pražských potocích se dále zabývají Lesy hl. m. Prahy, které pravidelně monitorují 15 pražských potoků. Podle normy ČSN 75 7221 se kvalita vody v pražských potocích pohybuje od II. třídy až po nejhorší V. třídu. Jakost vody je negativně ovlivňována zejména kontaminací splaškovými vodami, které se do vodních toků dostávají prostřednictvím dešťové kanalizace, nebo jsou znečišťovatelé napojeni přímo na vodní tok. Zdrojem znečištění jsou také splachy ze zpevněných ploch a špatně fungující malé čistírny odpadních vod (Lesy hl. m. Prahy, 2010).

Jakost vody povrchových vod byla také tématem řady prací studentů na Přírodovědecké fakultě Univerzity Karlovy v Praze. Z pražských potoků se Kunratickým potokem zabývala Jánošková (2004), která uvádí, že voda v Kunratickém potoce je nejvíce ovlivňována zemědělskou činností a vypouštěním vod z přilehlých obcí. Litovecko - Šáreckému potoku se ve své práci věnuje Hřebíková (2007), podle níž největší znečištění představují sloučeniny dusíku, které podle ČSN 75 7221 spadají do IV. a V. třídy jakosti.

Sloučeninami dusíku a jejich pochody v urbanizovaných tocích (protékajících Baltimorem, USA) se zabýval Groffman et al. (2005). Autoři zkoumají, jak geomorfologické struktury v korytě toku (dnové sedimenty, štěrkové náplavy a dřevní hmota) přispívají k procesům produkce či spotřeby anorganického dusíku (NH_4^+ , NO_3^-). Nejvyšší denitrifikační potenciál byl zjištěn v organické hmotě a ve štěrkovitých náplavách bohatých na organickou hmotu. Také bylo zjištěno, že denitrifikační procesy v těchto strukturách jsou vyšší v urbanizovaných tocích než v tocích protékajících zalesněnou krajinou (Groffman et al., 2005).

Velká pozornost autorů, kteří se zabývají urbanizovanými toky, je věnována ekologickému stavu toků a revitalizacím. Vegetací podél městských toků se zabývá Herrmann (1990), který uvádí, že začátkem 19. století začaly být vodní toky napřimovány,

splavňovány a zatrubňovány a v období po 2. sv. v. často při těchto zásazích docházelo k zániku vegetace podél břehů. O významu rostlin v doprovodných vegetačních pásích podél vodních toků pojednává také Kirwald (1974). Otázkami proč upravovat vodní toky ve městech se zabývá Vigneron a Dégardin (2002). Úprava koryt řek v urbanizovaném území je důležitá především pro ochranu lidí a majetku před povodněmi, pro zlepšení kvality vody, ochranu břehů proti erozi a ochranu vodního ekosystému (Vigneron, Dégardin, 2002). Na druhé straně právě úprava koryt toků a údolní nivy může být jedním z faktorů, které ovlivňují ničivý průběh a následky povodně (Langhammer, 2010). Nevhodné lidské zásahy do přirozeného prostředí mají za následek zhoršení povodňové situace (Yin a Li, 2001). Někteří vodohospodáři si stále pod pojmem revitalizace představují jenom vytváření mělkých a meandrujících koryt, které nejsou vhodné pro intravilány. Revitalizací se rozumí takové zlepšení ekologického stavu vodního toku, které v zastavěném území respektuje požadavek dostatečné průtočné kapacity koryta. Revitalizace ve městech by měla být spojena se současným řešením protipovodňové ochrany (Just, 2008). Významem říčních ekosystémů v městském územním plánování se zabývá Yli-Pelkonen et al. (2006). Na řece Rekolanoja ve městě Vantaa (Finsko) bylo prokázáno, že intenzivní úpravy břehové vegetace a koryta toku vedou ke snížení druhové rozmanitosti v korytě toku a k zničení důležitých břehových biotopů (Yli-Pelkonen et al., 2006). Odstranění břehové vegetace vede k poklesu živin pro vodní organismy, úbytku zastínění, k zvýšené erozi břehů a bočním pohybům koryta toku, což vede k zvýšení sedimentace a k poklesu hloubky tůní (Riley, 1998).

3.2 Kvalita vody

Dobrá kvalita vody je nezbytná pro zajištění nezávadné vody pro život člověka, pro život organismů spjatých s vodním prostředím a celkově je důležitá pro zachování ekologické rovnováhy v krajině (Langhammer, 2010a). Ke zhoršování kvality vody dochází především antropogenní činností, užíváním odebrané vody a vypouštěním odpadních vod do vod povrchových. Průmyslové a městské odpadní vody vytvářejí soustavné a trvalé znečišťování. Za antropogenní zdroj znečištění je třeba pokládat i znečištěné srážky, jako jsou např. kyselá deště (Němec, Hladný, 2006).

Kvalitě vody je na katedře Fyzické geografie a geoekologie Přírodovědecké fakulty Univerzity Karlovy věnována velká pozornost. Kontaminací vodních toků specifickým znečištěním v povodí Berounky se zabýval Langhammer et al. (2004). Autoři hodnotí jakost povrchových vod a zatížení sedimentů těžkými kovy v jednotlivých povodích Berounky. Z hlediska základních chemických ukazatelů znečištění a zátěže těžkými kovy je kvalita vody v Berounce vyšší než v případě jejích hlavních přítoků. U většiny ukazatelů, s výjimkou amoniakálního dusíku, nedosahuje jakost vody v Berounce lepší než III. jakostní třídy. Kritická jakost vody je i na některých přítocích Berounky, ve vyústním profilu Střely, profilu Litavky pod Příbramí, na dolním toku Rakovnického potoka a Loděnice. Z průmyslových zdrojů znečištění v povodí Berounky dominuje chemický závod Aktiva Kaznějov ležící na dolním povodí Střely. Velkou část objemu organického znečištění představují komunální zdroje (Příbramsko, Berounsko, oblast Rokycan a Rakovnicko) (Langhammer et al., 2004). Chemismus vody a sedimentů v pěti starých říčních ramenech Labe se ve své disertační práci zabývala Chalupová (2011). Podobnost chemismu vody byla prokázána ve starém rameni ve Lžovicích a v Poděbradech. Na jakost vody těchto dvou jezer má určující vliv Labe, které s těmito rameny povrchově komunikuje. Tato jezera vykazovala na rozdíl od ostatních starých ramen nižší hodnoty vodivosti, BSK_5 , $CHSK_{Mn}$ (všechno II. jakostní třída) a nízké koncentrace vápníku (I. třída jakosti). Naopak méně hluboká říční jezera s omezenou komunikací s Labem vykazovala vyšší hodnoty řady stanovených parametrů (Chalupová, 2011). Kvalitou vody ve venkovských oblastech se zabývali autoři Judová a Janský (2005), kteří zkoumali jakost vody v povodí Šlapanky. Ve venkovských oblastech jsou problematické především organické látky a živiny, jejichž množství je zvýšené díky zemědělství a produkci komunálních odpadních vod. U koncentrací amoniakálního dusíku došlo z hlediska dlouhodobého vývoje (1976 – 2003) k poklesu, k čemuž přispělo snížení intenzity živočišné výroby (podle klasifikace ČSN se amoniakální dusík snížil na III. jakostní třídu). V povodí byly zjištěny vysoké koncentrace dusičnanového dusíku (deset z jedenácti profilů bylo klasifikováno V. jakostní třídou). Byla prokázána přímá závislost vysokých koncentrací dusičnanového dusíku na přítocích, což indikuje, že hlavním zdrojem znečištění jsou plošné splachy z hnojených polí (Judová, Janský, 2005).

3.2.1 Charakteristika sledovaných ukazatelů

Následující charakteristika se týká pouze fyzicko-chemických ukazatelů, které byly v povodí Vinořského potoka analyzovány.

Teplota

Teplota patří mezi významné ukazatele jakosti a vlastností vody. Významně ovlivňuje chemickou a biochemickou reaktivitu. Je to nezbytný údaj pro výpočet chemických rovnováh ve vodách (např. při posuzování vápenato-uhličitanové rovnováhy, agresivity vody, rozpustnosti tuhých látek a plynů), dále je teplota důležitá pro stanovení biochemické spotřeby kyslíku a při hodnocení samočištění povrchových vod (Pitter, 1999). Teplota povrchových vod se během ročního období i v průběhu dne značně mění (Grünwald, 1993). Roční průběh teploty v tocích se zpožďuje za ročním vývojem teploty vzduchu. Nejnížší teploty vody v tocích bývají v ČR v lednu a v únoru. Naopak nejvyšší teploty bývají v červnu a červenci, v tocích pod nádržemi bývají maximální teploty naměřeny až v srpnu. Denní teplotní změny představují u malých toků 3 – 6 °C, u větších toků se denní teplota mění kolem 1 °C (Lellák, Kubíček, 1991).

Hodnota pH

Hodnota pH má mimořádný význam, jelikož ovlivňuje řadu fyzikálně-chemických, chemických a biochemických procesů, které probíhají ve vodách. Neznečištěné povrchové vody mívají hodnoty pH v rozmezí od 6,0 do 8,5, což je dáno uhličitanovým systémem. V některých tocích se může hodnota pH pohybovat v alkalické oblasti (hodnoty nad 8,0). To bývá způsobeno asimilací zelených organismů, kdy dochází k vyčerpání volného oxidu uhličitého. Naopak poměrně malé hodnoty pH vykazují vody z rašelinišť, které obsahují huminové látky. U těchto vod může hodnota pH klesnout někdy i pod 4,0. Závislost hodnoty pH na ročním období se projevuje hlavně u stojatých vod, v létě bývá vyšší než v zimě (Pitter, 1999).

Konduktivita

Konduktivita je míra koncentrace ionizovatelných anorganických a organických součástí vody (Pitter, 1999). Je definována jako převrácená hodnota elektrického odporu roztoku mezi dvěma vloženými platinovými elektrodami. Jednotkou konduktivity je Siemens na metr ($S \cdot m^{-1}$) (Grünwald, 1993). Konduktivita je závislá na koncentraci iontů, jejich nábojovém čísle, pohyblivosti a také na teplotě (Pitter, 1999).

Rozpuštěný kyslík

Při hodnocení kvality vody je důležitým kritériem kyslíkový režim. Obsah rozpuštěného kyslíku ve vodním toku pochází přímou difúzí z ovzduší a z fotosyntetické činnosti vodních rostlin a řas (Lellák, Kubíček, 1991). Koncentrace rozpuštěného kyslíku jsou závislé na teplotě, biologicky rozložitelných organických látkách a na fotosyntéze. Neznečištěné toky

představují obvykle 85 % až 95 % nasycení. V letním období se koncentrace kyslíku pohybují od 8 mg/l do 12 mg/l a v zimním období zhruba od 6 mg/l do 8 mg/l. U toků, které jsou organicky znečištěny, se může koncentrace rozpuštěného kyslíku značně zmenšit, v extrémním případě klesnout až na nulovou hodnotu. Je to způsobeno biochemickými rozkladnými procesy, díky nimž se kyslík z vody vyčerpává. Naopak vodní toky mohou být přesyceny kyslíkem, a to při mimořádné turbulenci vody (peřeje, jezy) a při intenzivní fotosyntetické asimilaci zelených organismů (především u stojatých vod). Obsah kyslíku ve vodě je také významný z hlediska hodnocení agresivity vody vůči kovům, tzv. kyslíková koroze (Pitter, 1999).

Neutralizační kapacita

Neutralizační kapacita je schopnost vody vázat vodíkové nebo hydroxidové ionty, díky různým protolytickým systémům. U přírodních vod se jedná zejména o uhličitany systém. Neutralizační kapacita představuje látkové množství silné jednosytné kyseliny nebo silné jednosytné zásady v mmol, které spotřebuje 1 litr vody k dosažení určité hodnoty pH. Rozlišuje se proto kyselinová kapacita (KNK) a zásadová kapacita (ZNK) v mmol/l (Pitter, 1999).

Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

CHSK je definována jako množství kyslíku spotřebované za určitých podmínek na oxidaci organických látek, které jsou ve vodě přítomny. Oxidačním činidlem bývá manganistan draselný nebo dichroman draselný (podle toho název $CHSK_{Mn}$ nebo $CHSK_{Cr}$). CHSK se vyjadřuje v mg kyslíku na 1 litr vody (mg/l) (Grünwald, 1993). První metodou byla $CHSK_{Mn}$. Tato metoda se používá dodnes, zejména při analýze pitných, podzemních a povrchových vod, i když postupně bývá nahrazována metodou dichromanovou ($CHSK_{Cr}$). $CHSK_{Mn}$ se zásadně nepoužívá při analýze odpadních vod, protože procento oxidace většiny organických látek je u této metody nízké. U neznečištěných povrchových vod se hodnoty $CHSK_{Mn}$ pohybují v jednotkách mg/l, ve znečištěných řekách i v desítkách mg/l (Pitter, 1999).

Tvrdość vody

Tvrdość vody se vyjadřuje koncentrace všech vícemocných kationtů kovů alkalických zemin, tj. v podstatě suma vápníku a hořčíku. Přispět ale mohou také další prvky, jako je hliník, mangan, zinek, baryum, stroncium a železo (Benešová, 2009). Pojem tvrdość vody není v literatuře jednotně definován. Z technologického hlediska tvrdość vody představuje všechny ionty kovů s vyšším nábojovým číslem, které se nepříznivě projevují v provozních vodách. Z analytického hlediska je tvrdość vody dána součtem koncentrací vápníku, hořčíku, stroncia a barya, nebo pouze součtem koncentrací vápníku a hořčíku. V současné době se od pojmu tvrdości vody upouští, protože svým významem neodpovídá správnému

popisu vlastností vody. Tímto pojmem jsou totiž vápníku a hořčíku chybně přiděleny stejné chemické i biologické vlastnosti (Pitter, 1999).

Vápník

Vápník se v přírodních vodách nejčastěji vyskytuje jako jednoduchý kationt (Ca^{2+}). Kromě toho může tvořit i různé iontové asociáty, především s hydrogenuhličitany, uhličitany a sírany. Do přírodních vod se vápník dostává vyluhováním vápence, dolomitu, sádrovce a rozkladem hlinitokřemičitanů vápenatých (Grünwald, 1993). K antropogenním zdrojům vápníku mohou patřit některé průmyslové odpadní vody z provozů, kde se kyseliny neutralizují vápnem, vápencem nebo dolomitem. V povrchových vodách se koncentrace vápníku pohybují řádově v desítkách až stovkách mg/l. (Pitter, 1999).

Chloridy

Chloridy patří mezi základní anionty, které se vyskytují v přírodních vodách. Do přírodních vod se dostávají zvětráváním a vyluhováním z hornin a půd. Větší koncentrace mohou pocházet z ložisek kamenné soli a z ložisek draselných solí. Antropogenním zdrojem vyšších koncentrací chloridů jsou splaškové a průmyslové odpadní vody a zemědělské odpady z živočišné výroby. V zimním období je významným zdrojem chloridů také posyp vozovek (Pitter, 1999). V povrchových vodách se koncentrace chloridů pohybuje obvykle v rozmezí několika jednotek až desítek mg/l, v minerálních vodách mohou koncentrace dosáhnout až několika tisíc mg/l (Grünwald, 1993).

Amonné ionty NH_4^+

Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu organických dusíkatých látek živočišného a rostlinného původu. Antropogenním zdrojem amonných iontů organického původu jsou hlavně splaškové odpadní vody a odpady ze zemědělských výrob. Dalším zdrojem mohou být i emise amoniaku v okolí závodů živočišné výroby. Mezi antropogenní zdroje amoniakálního dusíku anorganického původu patří především dusíkatá hnojiva, která se splachem ze zemědělsky obdělávaných ploch dostávají do povrchových a podzemních vod. Poměrně velké množství NH_4^+ je obsaženo v průmyslových odpadních vodách z tepelného zpracování uhlí a z galvanického pokovování, kde se amonné soli přidávají do některých pokovovaných lázní. Amonné sloučeniny se také někdy přidávají do vody při jejím hygienickém zabezpečování tzv. chloraminací. Koncentrace amoniakálního dusíku v povrchových vodách obvykle nepřevyšují 1 mg/l (Pitter, 1999). V přírodních vodách je amoniak za oxických podmínek značně nestálý. Velmi snadno podléhá biochemické oxidaci (nitrifikaci) díky přítomným nitrifikačním bakteriím, kterými se oxiduje na dusitany až dusičnany. Jelikož je amoniak jedním z primárních produktů rozkladu organických dusíkatých látek, hraje významnou roli jako chemický indikátor při posuzování charakteru znečištění přírodních vod (Grünwald, 1993).

Dusičnany NO_3^-

Dusičnany vznikají zejména sekundárně nitrifikací amoniakálního dusíku a jsou konečným produktem rozkladu dusíkatých organických látek v oxickém prostředí. Dusičnany jsou v přírodních vodách za oxických podmínek stabilní, za anoxických podmínek naopak podléhají denitrifikaci. Ve vodách se objevují jako jednomocné ionty a vyskytují se téměř ve všech vodách (Pitter, 1999). Dusičnany se do vod nejčastěji dostávají v důsledku používání dusíkatých hnojiv v zemědělství a také s některými odpadními vodami (Grünwald, 1993). Koncentrace dusičnanů se mění také v závislosti na vegetačním období. Maximální koncentrace se vyskytují v zimě v době vegetačního klidu, kdy se dusičnany mohou vyluhovat z půdy. Naopak minimální koncentrace se objevují v letním vegetačním období, kdy jsou z vody dusičnany odčerpávány vegetací (Pitter, 1999).

Dusitany NO_2^-

Dusitany se ve vodách vyskytují převážně ve formě jednoduchého aniontu (Grünwald, 1993). Dusitany vznikají zejména biochemickou oxidací amoniakálního dusíku (nitrifikací) nebo biochemickou redukcí dusičnanů. V přírodních vodách zpravidla doprovázejí dusičnany a formy amoniakálního dusíku. Protože jsou dusitany chemicky a biochemicky labilní, vyskytují se obvykle ve velmi malých a často pouze ve stopových koncentracích. Mezi anorganickými formami dusíku dusitany v přírodních vodách nikdy nedominují, protože bývají nitrifikací rychle transformovány na dusičnany. Ve velmi čistých vodách jsou přítomny jen ve stopových množstvích. Na dusitany jsou velmi bohaté některé průmyslové odpadní vody. Jedná se např. o odpadní vody z výroby barviv nebo ze strojírenských závodů (Pitter, 1999).

Orthofosforečnany PO_4^{3-}

Orthofosforečnany představují jednoduchou nebo komplexní formu, ve které se ve vodách může vyskytovat rozpuštěný anorganicky vázaný fosfor. V přírodě se fosfor do vodních toků dostává rozpouštěním a vyluhováním některých minerálů a zvětralých hornin. Mezi primární minerály patří apatit, variscit, strengit a vivianit. K antropogenním zdrojům anorganického fosforu patří především používání fosforečných hnojiv a odpadní vody z prádelen, do kterých se fosforečnany dostávají z pracích prostředků. Dalším zdrojem mohou být polyfosforečnany, které se používají v čistících a odmašťovacích prostředcích (Pitter, 1999).

3.3 Znečištění sedimentů

3.3.1 Těžké kovy

Z chemického hlediska bývají těžké kovy definovány jako kovy, jejichž měrná hmotnost je větší než 5000 kg/m^3 . Pojem těžké kovy je často spojován a zaměňován s termínem

toxické kovy, což může vést k určitým nesrovnalostem. Např. beryllium je sice toxický kov, ale nejedná se o těžký kov (Pitter, 1999). K toxickým kovům patří takové kovy, které při určitých koncentracích působí škodlivě na člověka a ostatní biotické složky ekosystémů. Mezi takzvané mikropolutanty, které jsou toxické již při velmi nízkých koncentracích, patří např. kadmium, zinek, mangan, rtuť a olovo. Dalším termínem, který bývá spojován s pojmem těžké kovy, jsou stopové kovy. Stopové kovy představují kovy, které jsou přítomné v organismu nebo v životním prostředí jen ve velmi nízkých koncentracích. Řádově se jedná o jednotky mg na kg (jednotky ppm). V lidském organismu je stopovým prvkem např. zinek, chrom a železo (Kafka, Punčochářová, 2002).

Přirozeným zdrojem těžkých kovů v půdním prostředí je zvětrávání mateřské horniny a rud příslušných kovů. V atmosféře většina kovů pochází z antropogenního zdroje znečištění a nachází se ve formě aerosolu či popílku. Z tohoto hlediska jsou hlavními polutanty olovo, kadmium, arsen a rtuť (Ulbrichová, 2007). Zdroje znečištění těžkými kovy ve vodním prostředí se dělí na bodové a rozptýlené (difuzní). Mezi bodové zdroje znečištění patří zejména průmyslové odpadní vody a čistírny odpadních vod. Rozptýleným zdrojem znečištění může být povrchový odtok (zahrnující atmosférickou depozici), podpovrchový odtok, půdní eroze, zemědělství (používání průmyslových hnojiv a pesticidů), kombinovaná kanalizační síť, městské a dopravní znečištění (Vink & Behrend, 2002, Cit. In Thonon, 2006).

3.3.2 Těžké kovy v sedimentech

Velmi častými místy, kde se těžké kovy akumulují, jsou sladkovodní sedimenty. Jedná se o sedimenty, které se vyskytují v jezerech, rybnících, řekách, mokřadech a podobných zaplavených lokalitách. Takovéto lokality vznikají cíleně nebo spontánně v blízkosti zdrojů znečištění či v plošně kontaminované krajině (Fajtl et al., 2001).

Jsou-li sedimenty v anaerobních podmínkách, představují významný receptor znečištění. Polutanty se v sedimentu zachycují především díky vysokému specifickému povrchu minerálních částic, vysokému obsahu organické hmoty a specifickým mikrobiálním procesům, které probíhají v anaerobním prostředí sedimentů. Vysoký specifický povrch minerálních částic je důležitý především pro vazbu kationtů toxických kovů, jako je Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, Mn. Tyto elektricky nabitě polutanty se dobře zachycují proto, že většina přírodních minerálů má na svém povrchu trvalý negativní náboj. Vyšší specifický povrch mají především nejjemnější velikostní frakce minerálních částic sedimentu a díky tomu obsahují vyšší koncentrace toxických kovů než hrubší frakce. Sorpční procesy jsou často ovlivňovány hodnotami pH. S poklesem hodnot pH se kationty kovů uvolňují do vodní fáze sedimentu. Dalším významným faktorem ve vazbě polutantů na sediment je organická hmota. Důležitá je především díky svému negativnímu náboji umožňujícímu adsorpci, své komplexotvorné aktivitě (opět záleží na pH – se zvyšujícími se

hodnotami pH stoupá stabilita komplexů) a částečně hydrofobnímu (vodoodpudivému) povrchu. Významným faktorem v záchytu toxických kovů jsou také specifické mikrobiální pochody. Konkrétně jde o proces, při kterém mikrobiální anaerobní společenstva rozkládají organické látky a přitom redukuje sulfát na sulfid. Následující reakce pak výrazně zvyšují hodnoty pH. Takováto alkalizace prostředí vede ke zvýšení retenční schopnosti sedimentu pro toxické kovy (Fajtl et al., 2001).

Sladkovodní sedimenty, které akumulují toxické látky, se mohou stát tzv. chemickou časovanou bombou. Toxické látky, které byly doposud pevně fixovány v sedimentu, se mohou náhle uvolnit a opožděně způsobit škodlivé efekty. Např. jestliže se sediment nachází v anaerobních podmínkách, akumuluje a pevně fixuje polutanty, nedochází k jejich louhování do vodního prostředí. Náhlým poklesem pH vody může docházet k mobilizaci toxických kationtů kovů. Při povodňových situacích mohou být části sedimentu transportovány na vzdálenější místa oproti původnímu výskytu. Po opadnutí povodňové vlny se sediment z anaerobních podmínek dostává do podmínek aerobních, které nastartují chemické a mikrobiální pochody vedoucí k mobilizaci těžkých kovů. Podobná situace může také nastat po odtěžení a provzdušnění sedimentu z rybníčního dna či říčního koryta, nebo při poklesu vodní hladiny na určitém místě (Fajtl et al., 2001).

Určité tendence akumulace těžkých kovů v nivních nánosech shrnul Thonon (2006), který uvádí, že koncentrace těžkých kovů v nivních nánosech vzrůstá s malými četnými záplavami, se vzrůstajícím obsahem organické hmoty, se zvyšujícím se obsahem jílu a klesajícím mediánem velikosti zrna (těžké kovy se vážou především na jemné částice sedimentu).

3.3.3 Charakteristika vybraných prvků

Kadmium (Cd)

Kadmium díky chemické podobnosti doprovází zinek v jeho rudách. Hlavním zdrojem kadmia v přírodním prostředí je atmosférická depozice. Obsah kadmia v běžných přírodních materiálech, jako jsou horniny, půda, uhlí a rostliny, je nízký a průměrný obsah zpravidla nepřesáhne 1 mg/kg. Zvýšené koncentrace Cd se do přírodního prostředí dostávají především díky lidské činnosti (Mihaljevič, Šebek, 1995). Mezi významné antropogenní zdroje patří fosforečnanová hnojiva, která mohou obsahovat až 170 mg/kg kadmia a aplikace čistírenských kalů, které mohou obsahovat i přes 1000 mg kadmia v 1 kg sušiny. Mezi další zdroje patří odpadní vody z galvanického pokovování a z výroby Ni-Cd baterií. K antropogennímu znečištění atmosféry kadmiem dochází při spalování plastových odpadů, fosilních paliv, nafty a topných olejů (Pitter, 1999). Kadmium je také pro své vlastnosti chránit železo před korozi používáno při výrobě plechů, zejména v automobilovém průmyslu (Bencko et al., 1995).

Mobilita kadmia v sedimentu závisí hlavně na způsobu jeho vazby na pevné části sedimentu či půdy. Výskyt jednotlivých forem je podmíněn obsahem hlavních minerálních

a organických složek v sedimentu. Kadmium může být v sedimentu vázané ve vyměnitelné pozici, tzn. vázané elektrostatickou silou na elektronegativních pozicích zejména jílových minerálů (např. montmorillonit a kaolinit) a organické hmoty. Cd se také může vázat na oxidy a hydroxidy Fe, Mn a Al, které mohou tvořit povlaky jílových minerálů. Kadmium v sedimentu může být vázáno i v podobě karbonátů, fosfátů. Dále se může vázat na organickou hmotu. To znamená, že je kompletováno s organickou součástí sedimentu nebo půdy. Takové komplexy mají různou míru stability (od silně nestabilních umožňujících okamžitou mobilizaci, až po silně rezistentní sloučeniny). Poslední formou, kde se kadmium může vázat, je v mřížkách sulfidů a silikátů. Jedná se poměrně o rozšířenou formu výskytu Cd a zároveň je velmi stabilní v přírodním prostředí (Hošek et al., 1992). V kyselém prostředí je kadmium jedním z nejrychleji se rozpouštějících těžkých kovů. S rostoucí acidifikací roste i rozpustnost Cd (Lodenišius, 1990).

Kadmium patří mezi velmi nebezpečné jedy. Je druhým nejtoxičtějším kovem (první je rtuť). Vliv na zdravotní stav lidského organismu je jednoznačně negativní. Zajímavostí je, že chemicky velmi podobný zinek je naopak nezbytnou součástí potravy a má důležitou roli pro správný vývoj a zdravotní stav lidského organismu. Tato skutečnost způsobuje problémy, protože kadmium může snadno vstupovat do různých enzymatických reakcí místo zinku a následné biochemické pochody neproběhnou nebo probíhají jiným způsobem (např. zablokování inzulínového cyklu, což může způsobit vážné zdravotní komplikace) (Benešová, 2009). Cd se značně kumuluje v biomase a velmi dlouho setrvává v těle. Detoxikace kadmia je velmi pomalá a hrozí nebezpečí chronických otrav. Kadmium také zesiluje toxické účinky jiných kovů, např. Zn a Cu (Pitter, 1999). Akutní i chronická expozice vysokým koncentracím kadmia v prachu nebo párách kovů v průmyslu může vyvolat poškození funkce plic. To se projevuje těžkým podrážděním dýchacího ústrojí, které nastává již několik hodin po expozici. V konečné fázi se u takto postižených osob objevuje edém plic, který bývá příčinou smrti (Bencko et al., 1995).

Měď (Cu)

Ryzí měď se v přírodě nachází jen velmi vzácně. Nejčastěji se vyskytuje ve formě sulfidů, mezi které patří např. chalkosin, covellin, bornit, nebo chalkopyrit. Dalšími významnými minerály jsou kuprit, zelený malachit a jemu chemicky podobný modrý azurit. Nejvíce sloučenin tvoří měď v oxidačním stupni Cu^{2+} a Cu^{1+} . Měď se vyznačuje velmi dobrou tepelnou a elektrickou vodivostí, dobře se mechanicky zpracovává a je odolná proti atmosférické depozici. Tvoří základní součást řady velmi důležitých slitin a je mimořádně významná pro elektrotechniku (Benešová, 2009). Antropogenním zdrojem v povrchových vodách mohou být odpadní vody z povrchové úpravy kovů a aplikace některých algicidních preparátů, které se dávkuje proti nadměrnému rozvoji řas a sinic. Zdrojem mědi může být i atmosférická depozice (Pitter, 1999).

Z hlediska toxicity měď není pro člověka tak jedovatá. Na jedné straně je esenciálním prvkem, na druhé straně je pro člověka potenciálně toxická (Bencko et al., 1995). Měď

významně ovlivňuje živý organismus, kde se vyskytuje v řadě enzymatických cyklů a její přítomnost v potravě ovlivňuje zdravotní stav organismu (ovlivňuje metabolismus sacharidů, vytváření kostní hmoty a krvetvorbu, fungování nervového systému). Nedostatek mědi se projevuje chudokrevností, zpomalením duševního vývoje a zhoršením metabolismu cukrů (Benešová, 2009). Je podezření, že měď může být toxická pro embrya. Cu negativně ovlivňuje organoleptické vlastnosti vody (chuť) a to již v koncentracích kolem 1 mg/l. Platí poměrně přísné limity pro koncentrace mědi v povrchových vodách, protože Cu je značně toxická pro vodní organismy včetně ryb (Pitter, 1999).

Chrom (Cr)

V přírodě byl volný chrom nalezen pouze v meteoritech, jinak se vyskytuje výhradně ve sloučeninách. Z minerálů je nejvýznamnější chromit a krokoit (Bencko et al., 1995). Mezi antropogenní zdroje chromu patří odpadní vody z barevné metalurgie, povrchové úpravy kovů, kožedělného a textilního průmyslu, kde je součástí některých barvicích lázní. Dalším zdrojem mohou být některé inhibitory koroze používané v chladicích okruzích, při rozvodu teplé vody nebo při čištění kotlů (Pitter, 1999).

Chrom se významně sorbuje v oxidačním stupni III (Cr^{3+}) na hydratovaných oxidech Fe, Mn, Al aj. (hlavně v alkalickém prostředí). Proto je velká část chromu v přírodních vodách vázána na nerozpuštěné látky a sedimenty (Pitter, 1999). V této trojmocné formě je chrom ve stopovém množství významným esenciálním prvkem pro živé organismy. Na rozdíl od chromu šestimocného (Cr^{6+}), jehož sloučeniny jsou významné karcinogeny (vedou k rakovině plic), některé poškozují játra a ledviny a způsobují vnitřní krvácení. Cr^{6+} je také klasifikován jako jeden z nejvýznamnějších kontaminantů životního prostředí, především atmosféry, ale i pedosféry a hydrosféry. Tato forma chromu je v prostředí velmi mobilní, zejména v půdních vodách (Kafka, Punčochářová, 2002).

Kobalt (Co)

Kobalt v přírodě často doprovází nikl a arsen. Mezi významné minerály kobaltu patří kobaltin a smaltin. Kobalt bývá často přítomen v kalech z biologického čištění odpadních vod, kde je organicky vázaný jako vitamin B_{12} (koncentrace vitaminu B_{12} mohou být až 10 mg/kg v sušině). Dalším antropogenním zdrojem Co jsou odpadní vody z metalurgického průmyslu a galvanického pokovování. Kobalt se uplatňuje také v keramickém, sklářském a chemickém průmyslu (Pitter, 1999).

Kobalt je esenciálním mikroprvkem, který se zúčastňuje řady biochemických reakcí. Z hlediska vlivu na různé organismy byl Co zatím málo prozkoumán. Představuje potenciální karcinogen (Pitter, 1999).

Arsen (As)

V přírodě se arsen vyskytuje převážně ve formě sulfidů. Nejrozšířenější formou je arsenopyrit FeAsS . Arsen doprovází téměř všechny sulfidické rudy (rudy olova, stříbra,

mědi, niklu, antimonu, kobaltu a železa). As se získává jako vedlejší produkt při zpracování těchto rud (Bencko et al., 1995). Je častou součástí různých hornin a půd, jejichž zvětráváním se dostává do podzemních a povrchových vod. K antropogenním zdrojům arsenu patří spalování fosilních paliv, hutní a rudný průmysl, koželužny a aplikace některých insekticidů a herbicidů. Velké množství arsenu je také obsaženo ve vyluzích z elektrárenských popílků a v některých důlních vodách. Menší množství se používá i ve farmaceutickém průmyslu a ve sklářství. Protože As doprovází fosfor, tak je obsažen i v odpadních vodách z praní prádla (Pitter, 1999).

Arsen má značnou schopnost kumulovat se v říčních sedimentech. Je to velmi jedovatý kov. Jeho toxicita závisí na oxidačním stupni. Trojmocné sloučeniny mohou být až dvacetkrát toxičtější než pětimocné sloučeniny (Pitter, 1999). As má vysokou kumulativní schopnost v organismech. Ukládá se v játrech a ledvinách, typická je i akumulace ve vlasech, nehtech a kůži. Sloučeniny arsenu zasahují také nervový systém (Kafka, Punčochářová, 2002).

Stříbro (Ag)

Ze všech známých kovů se stříbro vyznačuje nejlepší elektrickou a tepelnou vodivostí. Ve sloučeninách se vyskytuje hlavně jako Ag^{1+} , sloučeniny dvojmocného stříbra Ag^{2+} jsou nestálé a mají silné oxidační schopnosti (Benešová, 2009). V přírodě se stříbro nachází převážně jako sulfid Ag_2S (argentit). Také doprovází výskyt sloučenin Cu, Pb, Zn, Sb a As (Pitter, 1999). Stříbro slouží jako součást různých slitin pro použití v elektronickém průmyslu (výroba CD, DVD nosičů), šperkařství a jeho sloučeniny jsou nezbytné také pro fotografický průmysl. Stříbro se vyskytuje v důlních vodách a průmyslových odpadních vodách ze zpracování rud (Benešová, 2009).

Stříbro patří mezi toxické kovy. Předávkování stříbrem způsobuje kožní nemoc (argyrie), která se projevuje hnědým zbarvením kůže. Ke kladným vlastnostem Ag patří oligodynamické účinky. Tzn., že stříbro působí již ve stopových koncentracích baktericidně, což se někdy využívá pro hygienické zabezpečení vody u malých vodních zdrojů (studny). Sloučeniny stříbra mají také algicidní účinky, kterých lze využít pro potlačení nadměrného rozvoje fytoplanktonu (Pitter, 1999).

Beryllium (Be)

Beryllium je součástí řady minerálů společně s křemíkem a hliníkem. Výskyt vlastních minerálů Be je poměrně vzácný. Je obsažen v hlinítokřemičitanech a v horninotvorných minerálech jako jsou pegmatity a granitoidy. V metamorfovaných a sedimentárních horninách se koncentrace Be nacházejí pouze v desetínách až jednotkách mg/kg, v půdách se pohybují v rozmezí 1 – 15 mg/kg. Velké množství Be je obsaženo ve fosilních palivech. Beryllium se do prostředí dostává také při spalování ropy a ropných produktů (topné oleje). Dalším antropogenním zdrojem je metalurgický a elektrotechnický průmysl, výroba skla, jaderné reaktory a raketová paliva (Pitter, 1999).

V porovnání s ostatními stopovými prvky je Be velmi dobře mobilní v horninovém prostředí. Je to dáno především acidifikací vod, obsahem fluoridů a organických látek. Z hlediska toxicity pro člověka je Be nebezpečné hlavně při inhalační expozici, která může vést k různým onemocněním dýchacího ústrojí. Be patří i mezi potenciální karcinogeny (Pitter, 1999).

Olovo (Pb)

Z těžkých kovů je olovo nejrozšířenější. Vyskytuje se v půdě, vodách i atmosférických složkách biosféry. Předpokládá se, že v místech, která nebyla dosud kontaminována lidskou činností, by neměla koncentrace Pb v ovzduší přesahovat 1 ng/m³. Olovo se ve většině anorganických sloučenin vyskytuje ve dvojmocné formě (Bencko et al., 1995). Mezi nejdůležitější minerály obsahující Pb patří galenit (sulfid olovnatý), který je nejrozšířenější, dále anglesit a cerrusit. Protože galenit nepodléhá chemické a biochemické oxidaci, olovo se v důlních vodách hromadí jen velmi málo (na rozdíl od jiných sulfidických rud). Antropogenním zdrojem olova jsou vody ze zpracování rud, z barevné metalurgie, z výroby akumulátorů a ze sklářského průmyslu, kde jsou sloučeniny olova součástí glazur. V minulosti byly významným zdrojem výfukové plyny motorových vozidel, díky kterým se olovo hromadilo na vegetaci v okolí silnic, odkud se splachem dostávalo do podzemních a povrchových vod (Pitter, 1999).

Protože má olovo vysoký akumulací koeficient, významně se hromadí v sedimentech, kalcích a v biomase mikroorganismů a rostlin. Ve vodě je Pb pro svou toxicitu velmi závažné (Pitter, 1999). Toxicky působí na červené krvinky a nervový systém (zejména u dětí). Olovnaté ionty jsou karcinogenní, zvláště nebezpečné je Pb pro těhotné ženy (Kafka, Punčochářová, 2002).

Mangan (Mn)

Mangan je v přírodě přítomen v manganových rudách, jako je burel, braunit, hausmanit a manganit. Často Mn doprovází i železné rudy. Antropogenními zdroji manganu mohou být odpadní vody ze zpracování rud, z hutnických závodů a výrob, kde se sloučeniny Mn používají jako oxidační činidla (chemický průmysl) (Pitter, 1999). Mnoho sloučenin manganu se také používá při výrobě průmyslových hnojiv, jako přísady do krmných směsí, při výrobě barev, katalyzátorů, prostředků pro ochranu dřeva (jeho impregnace) a ve sklářském a keramickém průmyslu. Významné znečištění prostředí manganem může pocházet i ze spalování fosilních paliv (Bencko et al., 1995).

Přísun malého množství manganu do organismu je nezbytný pro správnou funkci. Nedostatek Mn v potravě by mohl vést k problémům v cévním systému a zvyšovat tak riziko vzniku kardiovaskulárních chorob. Mangan je důležitý také pro správný metabolismus cukrů. Naopak přebytek Mn v potravě působí negativně na nervovou soustavu (Benešová, 2009).

Nikl (Ni)

V přírodě se nikl vyskytuje v minerálech často společně se sírou, arsenem a antimonem. Jedná se např. o gersdorfit, pentlandit, nikelin, millerit, garnierit a pyrhotin. Také bývá součástí některých hlinitokřemičitanů (např. hadec). K antropogenním zdrojům niklu patří odpadní vody z povrchové úpravy kovů a z barevné metalurgie. Ni se používá také v keramickém a sklářském průmyslu a při některých chemických syntézách jako katalyzátor (Pitter, 1999). Kontaminace prostředí niklem může pocházet i ze spalovny komunálního odpadu.

V některých sloučeninách vykazuje nikl výrazné toxické účinky na lidský organismus. Chronické otravy niklem vedou k poškození srdečního svalu, ledvin a centrálního nervového systému (Kafka, Punčochářová, 2002).

Vanad (V)

V přírodě je vanad samostatně přítomen v minerálu patronit, vanadinit a karnotit. Také je obsažen v ropě a uhlí, odkud se při jejich zpracování dostává do popela a do ovzduší (např. při spalování uhlí a nafty), a dále do povrchových a podzemních vod. Vanad se používá při výrobě speciálních ocelí a v některých chemických výrobcích jako katalyzátor (Pitter, 1999).

Vanad je esenciálním prvkem, který je nezbytný pro život. Ve větších koncentracích má však toxické účinky (Pitter, 1999).

Zinek (Zn)

Tento kovový prvek se vyskytuje pouze v dvojmocných sloučeninách Zn^{2+} . Zinek tvoří běžnou součást hornin, půd a sedimentů. V jílech bývá obsaženo až 100 mg/kg zinku. Pozadí Zn v půdách tvoří 80 mg/kg. K nejrozšířenějším zinkovým rudám patří sfalerit a smithsonit. Při oxidačním rozkladu sulfidických rud se zinek dostává do podzemních vod. V přírodních vodách je antropogenním zdrojem především atmosférický spad. Do atmosféry se Zn dostává spalováním fosilních paliv a při zpracování zinkových rud. Dalším zdrojem jsou průmyslové odpadní vody ze zpracování zinkových rud, z mořírén mosazi, ze zpracování tuků a z povrchové úpravy kovů. Zn obsahují také hnojiva (Pitter, 1999).

Zinek je esenciální prvek, jeho nízké koncentrace jsou nezbytné pro člověka, zvířata i rostliny. U lidí nedostatek zinku může vážně poškodit imunitní systém. Zn je rozšířen ve všech abiotických složkách životního prostředí. Pro vodní organismy je zinek značně toxický (více než pro člověka) (Kafka, Punčochářová, 2002).

4. ZDROJE DAT A METODY

4.1 Zdroje dat

Hlavní zdroje dat pocházejí z vlastního terénního průzkumu. V povodí Vinořského potoka byl pravidelně od listopadu 2008 do srpna 2010 měřen průtok pomocí hydrometrické vrtule (viz kapitola 5.2.3). Data ohledně kvality vody byla vyhodnocena na základě vlastních prováděných odběrů vzorků povrchové vody, které byly uskutečněny čtyřikrát za rok (více kapitola 4.3.1) Pro hodnocení znečištění sedimentů v povodí bylo jednorázově odebráno šest vzorků sedimentu (více kapitola 4.4.1). Celkový ekomorfologický průzkum byl uskutečněn mapováním v terénu na jaře roku 2008. V rámci diplomové práce proběhla jeho aktualizace se zaměřením na revitalizované úseky, kde došlo ke změně. Revitalizované úseky v povodí (kapitola 7.) byly hodnoceny pomocí metody EcoRivHab (Matoušková, 2003), jež je podrobněji popsána v bakalářské práci autorky (Koubková, 2008).

Pro historicko-geografickou analýzu zástavby v povodí byly použity císařské povinné otisky stabilního katastru 1: 2880 z roku 1843 získané z internetového serveru Archivní mapy, který poskytuje Český úřad zeměměřický a katastrální (ČÚZK, 2006). Dále byly použity letecké snímky z roku 1953 a 1988 pořizené Vojenským geografickým a hydrometeorologickým ústavem (VGHMÚř Dobruška, 1988), které poskytla Katedra aplikované geoinformatiky a kartografie PŘF UK.

Jako mapový podklad pro současnou charakteristiku v povodí byly použity rastrové datové sady leteckého snímkování Prahy z roku 2006 (CENIA, 2006) a z roku 2010 (ÚRM, 2010). Osy toků v podobě vektorových datových souborů (měřítko zpracování: 1:10 000 - DiBaVoD - zpřesňováno dle ortofoto 0.5m/px) pocházejí z internetového serveru Povodí Labe, s. p. (2010a). Dalším datovým zdrojem byl Hydroekologický informační systém VÚV TGM (2010), z kterého byly získány vektorové datové soubory rozvodnic a vodních nádrží (měřítko zpracování: 1:10 000 - DiBaVoD). Dále byla použita vektorová data ArcČR 500 (ARCDATA Praha, 2006).

U tabulek a grafů, kde není uveden zdroj, se jedná o výpočet na základě dat získaných vlastním měřením.

4.2 Použité metody

4.2.1 Hodnocení kvality povrchových vod

Kvalita vody v povodí Vinořského potoka byla vyhodnocena na základě ČSN 75 7221.

Norma ČSN 75 7221 byla schválena v srpnu roku 1989 a platí pro určení třídy jakosti povrchových vod – klasifikaci, která slouží ke srovnání jejich jakosti na různých místech a v různém čase. Poslední novelizace proběhla v roce 1998 na základě zkušeností s jejím užíváním v praxi. Norma se tak přiblížila klasifikaci jakosti povrchových vod používané v členských státech EU.

Klasifikace jakosti vody vychází ze zhodnocení vybraných ukazatelů jakosti vody, které se pro potřeby této normy rozdělují do šesti skupin: A – ukazatele kyslíkového režimu, B – základní chemické a fyzikální ukazatele, C – doplňující chemické ukazatele, D – těžké kovy, E – biologické a mikrobiologické ukazatele, F – ukazatele radioaktivity.

Povrchové vody se podle této normy zařazují do pěti tříd:

I. třída – velmi čistá voda – voda je obvykle vhodná pro všechna užití, zejména pro vodárenské účely, potravinářský a jiný průmysl, který vyžaduje jakost pitné vody, pro koupaliště a chov lososovitých ryb. Voda má velkou krajínovornou hodnotu.

II. třída – čistá voda – voda je obvykle vhodná pro většinu užití, hlavně pro vodárenské účely, vodní sporty, chov ryb a zásobování průmyslu vodou. Voda má krajínovornou hodnotu.

III. třída – znečištěná voda – voda je obvykle vhodná jen pro zásobování průmyslu vodou. Pro vodárenské využití je podmíněčně použitelná jen v případě, že není k dispozici zdroj lepší jakosti, a to za předpokladu použití víceúrovňové technologie úpravy. Voda má malou krajínovornou hodnotu.

IV. třída – silně znečištěná voda – voda je obvykle vhodná jen pro omezené účely.

V. třída – velmi silně znečištěná voda – voda se obvykle nehodí pro žádný účel (ČSN 75 7221, 1989).

Zařazení povrchové vody do jakostních tříd se uskutečňuje na základě charakteristické hodnoty ukazatele (C90). K vypočtení charakteristické hodnoty ukazatele jakosti vody je nutné odebrat alespoň 11 vzorků za rok. Jelikož v povodí Vinořského potoka byly vzorky odebrány pouze čtyřikrát za rok, nemohla být hodnota C90 vypočtena. Jakost vody byla tedy orientačně klasifikována na základě nejnepříznivějších hodnot, tj. podle maximálních zjištěných hodnot ze čtyř odběrů. V případě ukazatele rozpuštěného kyslíku z minimálních zjištěných hodnot. Výjimku tvoří amoniakální dusík, který byl zařazen do jakostní třídy podle průměrné hodnoty, jelikož maximální zjištěné koncentrace dosahovaly extrémních hodnot a mohly by tak zkreslovat výsledné zařazení.

V tabulce 1 jsou uvedeny hodnoty ČSN 75 7221, podle kterých byly hodnocené ukazatele zařazeny do jednotlivých jakostních tříd.

Tab. 1: ČSN 75 7221 vybraných ukazatelů (zdroj: ČSN 75 7221, 1989)

Ukazatel	Jednotka	Třída				
		I.	II.	III.	IV.	V.
Konduktivita	mS/m	<40	<70	<110	<160	>160
Rozpuštěný kyslík	mg/l	>7	>6	>5	>3	<3
CHSK _{Mn}	mg/l	<5	<10	<15	<25	>25
Dusitanový dusík	mg/l	<0,002	<0,005	<0,02	<0,05	>0,05
Dusičnanový dusík	mg/l	<1,0	<3,4	<7,0	<11,0	>11,0
Amoniakální dusík	mg/l	<0,3	<0,5	<1,5	<5,0	>5,0
Vápník	mg/l	<75	<150	<200	<300	>300
Chloridy	mg/l	<50	<200	<300	<400	>400

4.2.2 Hodnocení znečištění sedimentu těžkými kovy

Vzorky sedimentů byly porovnávány s mezními hodnotami vyhlášky č. 382/2001 Sb. a s pozad'ovými hodnotami, které charakterizují koncentraci těžkých kovů v přírodním prostředí.

Vyhláška č. 382/2001 Sb.

Jelikož je řada těžkých kovů toxických, jsou stanoveny maximální koncentrace těžkých kovů, které se v sedimentu mohou vyskytovat. Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v půdě udává vyhláška č. 382/2001 Sb. Ministerstva životního prostředí ČR. Vyhláška také stanovuje mezní hodnoty koncentrací vybraných rizikových látek a prvků v kalech pro jejich použití na zemědělské půdě. Hodnoty jsou uvedeny v tab. 2 a tab. 3. Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v půdě vymezují maximální hodnoty vybraných těžkých kovů, při jejichž překročení by mohlo dojít k poškození funkcí půdy a složek životního prostředí. V tab. 2 se za běžné půdy považují takové, které zaujímají převážnou část zemědělsky využívaných půd. Jedná se především o půdy písčitohlinité, hlinité a jílovité.

Tab. 2: Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v půdě (zdroj: Vyhláška č. 382/2001 Sb.)

Těžký kov	Mezní koncentrace [mg/kg sušiny]	
	běžné půdy	písky, hlinité písky, štěrkopísky
Arsen	20	15
Kadmium	0,5	0,4
Chrom	90	55
Měď	60	45
Rtuť	0,3	0,3
Nikl	50	45
Olovo	60	55
Zinek	120	105

Tab. 3: Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v kalech pro použití na zemědělské půdě
(zdroj: Vyhláška č. 382/2001 Sb.)

Těžký kov	Mezní koncentrace [mg/kg sušiny]
Arsen	30
Kadmium	5
Chrom	200
Měď	500
Rtuť	4
Nikl	100
Olovo	200
Zinek	2500

Pozad'ové hodnoty

Jako pozad'ové hodnoty kovů, které byly srovnávány s odebranými vzorky sedimentů, byly určeny hodnoty stanovené podle Turekiana a Wedepohla (1961), které představují světový průměr obsahu těžkých kovů a arsenu v jílovitých sedimentech. Vzorky byly také porovnávány s pozad'ovými hodnotami podle německé organizace FGG Elbe (2001) určenými pro povodí Labe, dále podle Rudnicka a Gaoa (2003) a nejnověji podle Hua a Gaoa (2008). Pozad'ové hodnoty stanovené výše zmíněnými autory jsou pro srovnání uvedeny v tabulce 4.

Tab. 4: Pozad'ové hodnoty vybraných prvků podle Turekiana a Wedepohla (1961), FGG Elbe (2001), Rudnicka a Gaoa (2003) a Hua a Gaoa (2008) (zdroj: Turekian a Wedepohl, 1961; FGG Elbe, 2001; Rudnick a Gao, 2003; Hu a Gao, 2008)

	Pozad'ové hodnoty [mg/kg]			
	Turekian a Wedepohl (1961)	FGG Elbe (2001)	Rudnick a Gao (2003)	Hu a Gao (2008)
Ag	0,07	-	0,053	-
As	13	3 - 5	4,8	5,7
Be	3	-	2,1	1,9
Cd	0,3	0,2 - 0,4	0,09	0,06
Co	19	-	17,3	15
Cr	90	60 - 80	92	73
Cu	45	20 - 30	28	27
Mn	850	-	-	-
Ni	68	10 - 30	47	34
Pb	20	25 - 30	17	-
V	130	-	97	106
Zn	95	90 - 110	67	75

Pro zařazení odebraných vzorků do tříd jakosti sedimentů byl vypočítán geoakumulační index Igeo. „Geoakumulační index byl původně definován Müllerem (1979) pro koncentraci kovů v jílovitých frakcích. Jedná se o standardní metodu pro vyhodnocení zátěže sedimentů.“ (Rubio et al., 2000). Geoakumulační index Igeo je vyjádřen vztahem:

$$I_{geo} = \log_2 \frac{C_n}{1,5 \cdot B_n}$$

C_n ... změřená koncentrace daného prvku v sedimentu

B_n ... pozad'ová hodnota daného prvku v přírodním sedimentu (podle Turekiana a Wedepohla (1961) a Rudnicka a Gaoa (2003))

1,5 ... koeficient, který upravuje přirozenou variabilitu litologického prostředí (Rubio et al., 2000; Chalupová, 2011).

Jednotlivé třídy jakosti sedimentu podle geoakumulačního indexu Igeo a jejich charakteristiky znečištění jsou uvedeny v tabulce 5.

Tab. 5: Třídy jakosti sedimentu podle geoakumulačního indexu Igeo (zdroj: Müller, 1979, Cit. In Chalupová, 2011)

Hodnota Igeo	Třída Igeo	Zatížení sedimentu
< 0	0	nezatížený
0 - 1	1	nezatížený až mírně zatížený
1 - 2	2	mírně zatížený
2 - 3	3	mírně až silně zatížený
3 - 4	4	silně zatížený
4 - 5	5	silně až nadměrně zatížený
> 5	6	nadměrně zatížený

4.3 Odběr vzorků a analýza ukazatelů kvality vody

V povodí Vnořského potoka je Povodím Labe, s. p. prováděn pravidelný monitoring kvality vody pouze na jednom profilu, a to na Vnořském potoce v profilu Brandýs nad Labem před ústím do Labe (říční km 1,75). Souhrnné výsledky z tohoto profilu jsou uvedeny v kapitole 8.1.5.

4.3.1 Odběr vzorků

Odběry vzorků byly uskutečněny čtyřikrát během jednoho hydrologického roku, a to v listopadu v roce 2009 a v únoru, květnu a srpnu v roce 2010. Vzorky byly odebírány na sedmi předem určených profilech do 1,5 l plastových lahví, které byly důkladně vymyty. Voda byla do lahví odebírána vždy v proudnici toku, zhruba 5 až 10 cm pod hladinou. Odebrané vzorky byly uchovány v chladu a temnu do následujícího dne, kdy byly analyzovány v Laboratoři ochrany vod v Ústavu životního prostředí (ÚŽP) Přírodovědecké fakulty UK.

4.3.2 Přehled hodnocených profilů

K odběru vzorků pro určení kvality vody bylo vytipováno 7 profilů v povodí Vnořského potoka, z nichž 6 profilů je situováno přímo na Vnořském potoce a jeden na Radonickém potoce. Profily byly vybrány tak, aby co nejlépe vystihovaly různé zdroje znečištění a stav kvality vody. Zároveň s odběrem vzorků byl na jednotlivých profilech měřen také průtok (měření průtoků v povodí Vnořského potoka se podrobněji věnuje kapitola 5.2.3). Rozmístění jednotlivých profilů vyjadřuje Mapa 1.

Profil č. 1: ČOV Kbely

Vnořský potok, říční km: 11,45

Profil se nachází na horním toku Vnořského potoka, 20 m za výpustí ČOV Kbely. Tok zde protéká polem mezi městskými částmi (MČ) Kbely a Vnoř. Chemismus vody je ovlivněn především splachy ze zemědělsky obdělávaných ploch a vodou přitékající z ČOV Kbely. Koryto toku má lichoběžníkový tvar a je značně zahloubeno. Dno pokrývají betonové desky, které překrývá jílovitý, písčité a štěrkovitý substrát. Břehy jsou zatravněné a porostlé ruderální vegetací. Na pravém břehu se nachází malý remíz. Profil č. 1 dokumentuje Foto 1.

Profil č. 2: Za Cukrákem

Vnořský potok, říční km: 8,12

Profil je situován cca 100 m za Cukrovarským rybníkem ve Vnoři a zhruba 250 m před soutokem se Ctěnickým potokem. Kvalitu vody v profilu výrazně ovlivňuje rybník. V tomto úseku byly zaznamenány na březích toku černé skládky, voda zde také často zapáchá. V těchto místech je Vnořský potok obklopen úzkým pásem lesního porostu

s potenciální nepřírozenou druhovou skladbou. Vodní tok je díky tomu dost zastíněn. Dno a břehy jsou zpevněny betonovými deskami, přičemž dno pokrývá bahnitý substrát, který zakaluje vodu v potoce (Foto 2).

Profil č. 3: ČOV Vinoř

Vinořský potok, říční km: 7,69

Profil se nachází 30 m za výpustí ČOV ve Vnoři a cca 100 m za soutokem se Ctěnickým potokem (Foto 3). Chemismus vody je ovlivněn odtokem z ČOV, drobnými černými skládkami, které jsou zakládány na březích a vozovkou na levém břehu. Dopravní vegetační pás a břehová vegetace je stejná jako u předchozího profilu, zastínění toku však není tak velké. Stejně je i opevnění břehů a dna. Koryto má lichoběžníkový tvar a po přítoku Ctěnického potoka se značně rozšiřuje.

Profil č. 4: Podolanka

Vinořský potok, říční km: 6,49

Profil leží nedaleko zástavby v obci Podolanka (Foto 4). Chemismus vody je nejvíce ovlivňován splaškovými odpadními vodami, které přitékají z nedalekých domácností. Vnořský potok je v tomto úseku napřímen a protéká pravidelně kosenou loukou. Koryto má obdélníkový tvar a je poměrně úzké. Dno je zpevněno lomovým kamenem a překryté jílovitohlinitým substrátem. Břehy jsou zatravněné.

Profil č. 5: ČOV Dřevčice

Vinořský potok, říční km: 3,91

Profil se nachází cca 400 m za výpustí ČOV, kde potok protéká pod obcí Dřevčice. Kvalita vody v toku je ovlivňována přitékající vodou z ČOV a pravostranným bezejmenným přítokem, který se do Vnořského potoka vlévá zhruba 50 m za ČOV. Koryto toku je málo zahloubené a má miskovitý tvar. Dno překrývá kamenitý substrát, břehy jsou bez technických úprav. Pravý břeh pokrývá galeriový pás stromové a keřové vegetace, na levém břehu je pouze zatravnění a ruderální porost. Odběrové místo zachycuje Foto 5.

Profil č. 6: Za Hrušákem

Vinořský potok, říční km: 1,87

Profil je situován na dolním toku 450 m pod Hrušovským rybníkem. Chemismus vody je ovlivňován rybníkem, kterým potok protéká, přítokem Hrušovského potoka, splachem z polí na levém břehu a zástavbou se zahradami na pravém břehu. Do potoka také vede výpust' dešťové vody. Koryto je napřímené, nachází se mezi polem na levém břehu a zahradami v obytné části na pravém břehu (Foto 6). Břeh je zpevněný pouze na pravé straně plotem s betonovou podezdívkou. Levý břeh je zatravněný a porostlý ruderální vegetací. Dno pokrývá jílovitý a hlinitý substrát.

Profil č. 7: Radonický potok

Radonický potok, říční km: 0,13

Profil se nachází před ústím do Vnořského potoka. Kvalita vody je ovlivněna především splachy ze zemědělsky obdělávaných ploch v nivě na levém břehu. Koryto je přírodního charakteru s miskovitým tvarem. Potok je značně zastíněn, protože protéká lesním porostem s potenciální nepřírozenou vegetací. Břehy a dno nejsou zpevněny, dno pokrývá jílovitý a písčité substrát. Odběrové místo znázorňuje Foto 7.



Foto 1: Profil č. 1 – ČOV Kbely, ř. km 11,45 (L. Koubková, 28. 6. 2011)

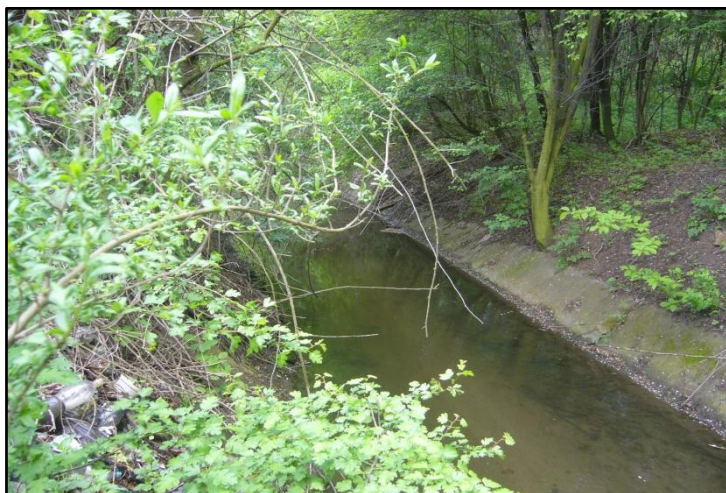


Foto 2: Profil č. 2 – Za Cukrákem, ř. km 8,12 (L. Koubková, 1. 5. 2008)



Foto 3: Profil č. 3 – ČOV Vinoř, ř. km 7,69 (L. Koubková, 14. 6. 2011)



Foto 4: Profil č. 4 – Podolanka, ř. km 6,49 (L. Koubková, 14. 6. 2011)



Foto 5: Profil č. 5 – ČOV Dřevčic, ř. km 3,91 (L. Koubková, 10. 5. 2008)

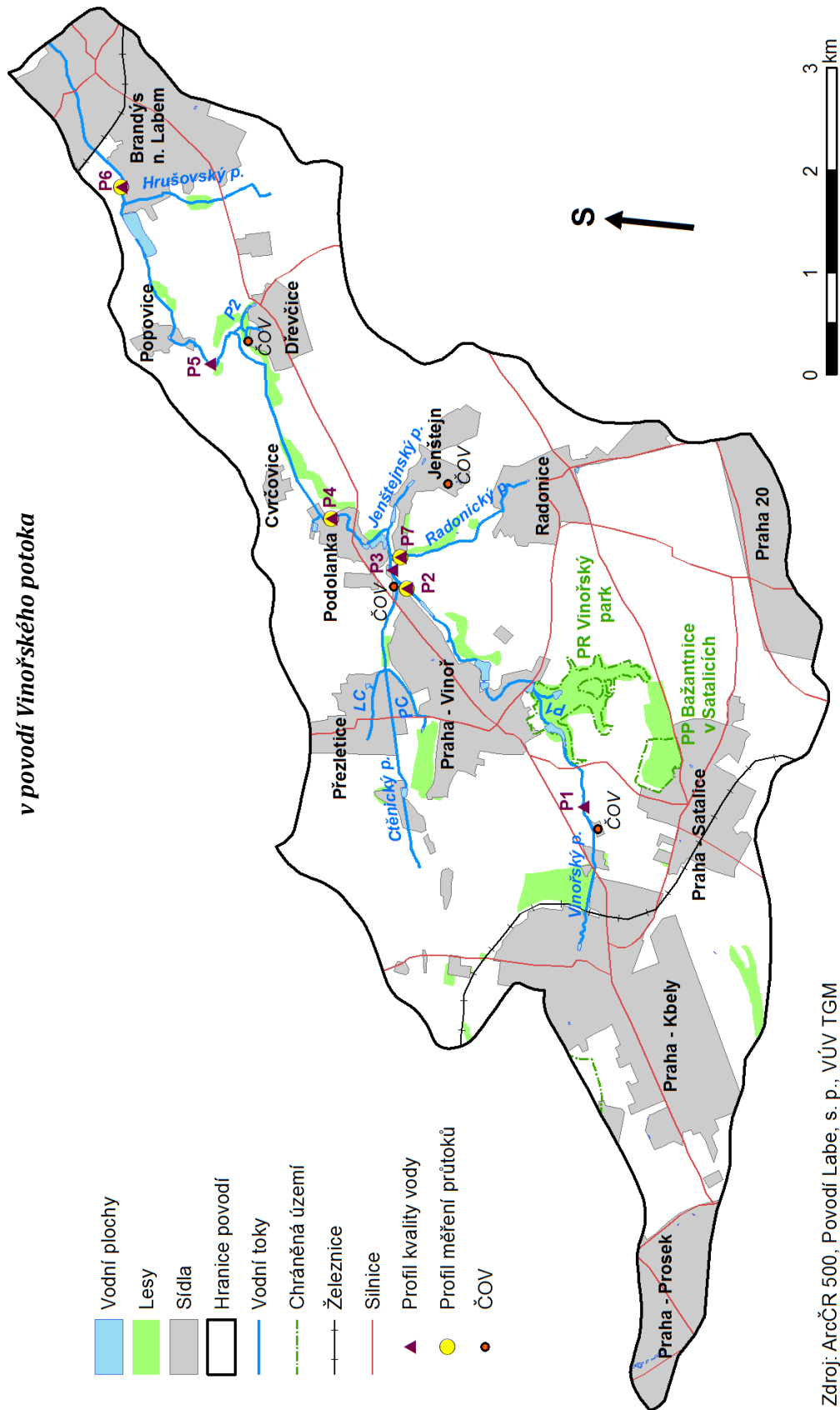


Foto 6: Profil č. 6 – Za Hrušákem, ř. km 1,87 (L. Koubková, 14. 6. 2011)



Foto 7: Profil č. 7 – Radonický potok, ř. km 0,13 (L. Koubková, 14. 6. 2011)

Mapa 1: Rozmístění profilů kvality vody a měření průtoků v povodí Vinořského potoka



Zdroj: ArcČR 500, Povodí Labe, s. p., VÚV TGM

4.3.3 Analýza hodnocených ukazatelů kvality vody

Jakost povrchové vody v povodí Vinořského potoka byla klasifikována na základě čtrnácti ukazatelů. Ze skupiny ukazatelů kyslíkového režimu byl vyhodnocen rozpuštěný kyslík a chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným podle Kubela (CHSK_{Mn}). Dále byly vyhodnoceny tyto chemické a fyzikální ukazatele: teplota, reakce vody (pH), konduktivita, celková acidita $\text{ZNK}_{8,3}$, celková alkalita $\text{KNK}_{4,5}$, tvrdost vody, vápník, chloridy, amoniakální dusík, dusičnanový dusík, dusitanový dusík a orthofosforečnany PO_4^{3-} .

Chemické ukazatele určované v laboratoři ochrany vod ÚŽP byly stanoveny za standardních analytických podmínek.

Teplota

Teplota byla měřena na jednotlivých profilech rtuťovým teploměrem.

Reakce vody (pH) a konduktivita

Konduktivita a hodnoty pH byly stanoveny v laboratoři pomocí kombinovaného digitálního pH metru a konduktometru.

Rozpuštěný kyslík

Rozpuštěný kyslík byl stanoven přímo v terénu na jednotlivých profilech pomocí oxymetru.

Celková acidita $\text{ZNK}_{8,3}$

Celková acidita byla určena titrací vzorku vody odměrným roztokem NaOH o koncentraci 0,1 mol/l na indikátor fenolftalein za opatrného míchání do stálého slabě růžového zbarvení. Hodnota celkové acidity $\text{ZNK}_{8,3}$ byla vypočtena podle vzorce:

$$\text{ZNK}_{8,3} = V_e \cdot f(\text{NaOH}) \cdot c(\text{NaOH}) \cdot 10^3 / V_0$$

V_e spotřeba odměrného roztoku NaOH [ml]

$c(\text{NaOH})$koncentrace odměrného roztoku NaOH [mol/l]

V_0 původní objem vzorku [ml]

$\text{ZNK}_{8,3}$zásadová neutralizační kapacita [mmol/l]

(ÚŽP UK, 2009)

Celková alkalita $\text{KNK}_{4,5}$

Celková alkalita byla stanovena titrací vzorku odměrným roztokem HCl o koncentraci 0,1 mol/l na směsný indikátor. Vzorek byl titrován tak dlouho, dokud se modré zbarvení změnilo do odstínu cibulové barvy. Hodnota celkové alkality $\text{KNK}_{4,5}$ byla vypočtena podle vzorce:

$$\text{KNK}_{4,5} = V_e \cdot f(\text{HCl}) \cdot c(\text{HCl}) \cdot 10^3 / V_0$$

V_e spotřeba odměrného roztoku HCl [ml]
 $c(\text{HCl})$koncentrace odměrného roztoku HCl [mol/l]
 V_0 původní objem vzorku [ml]
 $\text{KNK}_{4,5}$kyselinová neutralizační kapacita [mmol/l]
(ÚŽP UK, 2009)

Chemická spotřeba kyslíku CHSK_{Mn}

Chemická spotřeba kyslíku manganistanem draselným (KMnO_4) byla stanovena Kubelovou metodou.

Do vyvařené titrační baňky s varnými kamínky bylo odměřeno 100 ml vzorku (kromě květnových vzorků na profilech č. 2, 3 a 4, které byly naředěny destilovanou vodou v poměru 1:1, protože spotřeba KMnO_4 přesahovala požadovaný limit – tj. 12 ml). K odměřenému vzorku bylo přidáno 5 ml H_2SO_4 zředěné v poměru 1:2 a 20 ml odměrného roztoku manganistanu draselného o koncentraci 0,01 mol/l. Poté byla směs vařena po dobu 10 minut. Po sejmutí z vařiče bylo k horkému roztoku přidáno 20 ml standardního odměrného roztoku kyseliny šťavelové (koncentrace $c = 0,01$ mol/l). Následně byla směs ihned titrována KMnO_4 do slabě růžového zbarvení.

Vzorec:

$$\text{CHSK}_{\text{Mn}} = V_e \cdot 80 / V_0$$

V_e spotřeba KMnO_4 při titraci [ml]
 V_0 původní objem vzorku [ml]
80.....konstanta pro přepočet organických látek na kyslík
 CHSK_{Mn}chemická spotřeba kyslíku [mg/ml]
(ÚŽP UK, 2009)

Tvrdość vody

Tvrdość vody byla vyhodnocena ze vzorků po stanovení celkové alkality. Do těchto vzorků bylo přidáno 5 ml tlumivého roztoku a po důkladném promíchání byla přidána směs tuhého indikátoru eriochromové černi. Poté byl roztok titrován odměrným roztokem chelatonu 3 (koncentrace 0,05 mol/l), než vínový odstín přešel do jasně modrého zbarvení.

Vzorec:

$$T = V_e \cdot f(\text{chelatonu 3}) \cdot c(\text{chelatonu 3}) \cdot 10^3 / V_0$$

V_e spotřeba odměrného roztoku chelatonu 3 [ml]
 $c(\text{chelatonu 3})$koncentrace odměrného roztoku [mol/l]
 V_0 původní objem vzorku [ml]
 Ttvrdość [mmol/l] (ÚŽP UK, 2009)

Vápník

K určení koncentrace vápníku byly do vzorku přidány 2 ml NaOH a indikátor murexid. Vzorky byly titrovány odměrným roztokem chelatonu 3 z růžového do jasně fialového zbarvení.

Vzorec:

$$c_{(\text{Ca})} = V_e \cdot f(\text{chelatonu 3}) \cdot c(\text{chelatonu 3}) \cdot 40,08 \cdot 10^3 / V_0$$

V_e spotřeba odměrného roztoku chelatonu 3 [ml]

$c(\text{chelatonu 3})$koncentrace odměrného roztoku [mol/l]

V_0 původní objem vzorku [ml]

40,08.....molekulová hmotnost vápníku

$c_{(\text{Ca})}$koncentrace vápníku [mg/l]

(ÚŽP UK, 2009)

Chloridy

Ke stanovení chloridů byl do vzorků přidán 1 ml chromanu draselného a za stálého míchání byly vzorky titrovány odměrným roztokem dusičnanu stříbrného (AgNO_3) do prvního trvalého přechodu barvy ze světle žluté do oranžově hnědé. Stejný postup byl zachován i pro slepé stanovení destilované vody (V_s), jež se pak odečítalo od stanovených vzorků.

Vzorec :

$$c_{(\text{Cl}^-)} = (V_e - V_s) \cdot f(\text{AgNO}_3) \cdot c(\text{AgNO}_3) \cdot 35,45 \cdot 10^3 / V_0$$

V_e spotřeba odměrného roztoku (AgNO_3) při titraci vzorku [ml]

V_s spotřeba odměrného roztoku (AgNO_3) při slepém stanovení [ml]

$c(\text{AgNO}_3)$koncentrace odměrného roztoku [mol/l]

V_0 původní objem vzorku [ml]

35,45.....molekulová hmotnost Cl

$c_{(\text{Cl}^-)}$látková koncentrace chloridů [mg/l]

(ÚŽP UK, 2009)

Amonné ionty NH_4^+

K stanovení amonných iontů bylo napipetováno 40 ml přefiltrovaného vzorku do odměrných baněk. Následně byly přimíchány 4 ml vybarvovacího činidla a 4 ml dichlorisokyanuratanu sodného. Objem vzorku byl do 50 ml doplněn destilovanou vodou a řádně promíchán. Po 1 hodině stání byly vzorky měřeny na spektrofotometru v 1 cm kyvetách při 655 nm. Změřená absorbance byla poté pomocí kalibrační křivky převedena na koncentraci NH_4^+ . Některé vzorky musely být opět naředěny destilovanou vodou.

Vzorec:

$$c_{(\text{NH}_4^+)} = 40 \cdot c / V_0$$

c.....koncentrace NH_4^+ odečtená z kalibrační křivky [mg/l]

V_0 původní objem vzorku [ml]

40.....konečný objem [ml]

$c_{(\text{NH}_4^+)}$koncentrace NH_4^+ ve vzorku [mg/l]

(ÚŽP UK, 2009)

Pro zařazení do jakostní třídy podle ČSN 75 7221 byly amonné ionty přepočteny na amoniakální dusík (N-NH_4^+) podle vztahu:

$$1 \text{ mg } \text{NH}_4^+ = 0,7765 \text{ mg } \text{N-NH}_4^+ \quad (\text{Pitter, 1999})$$

Dusičnany NO_3^-

K určení dusičnanů byly vzorky nejprve přefiltrovány a poté kolorimetrovány na spektrofotometru proti destilované vodě při 214 nm v 1 cm kyvetách. Koncentrace dusičnanů [mg/l] byla odečtena z kalibrační křivky (ÚŽP UK, 2009). Kvůli vysokým koncentracím, musely být vzorky většinou naředěny destilovanou vodou. U takových vzorků pak byla koncentrace dusičnanů násobena poměrem zředění vzorku.

Pro zařazení do jakostní třídy podle ČSN 75 7221 byly dusičnany přepočteny na dusičnanový dusík (N-NO_3^-) podle vztahu:

$$1 \text{ mg } \text{NO}_3^- = 0,226 \text{ mg } \text{N-NO}_3^- \quad (\text{Pitter, 1999})$$

Dusitany NO_2^-

Dusitany byly určeny tak, že do přefiltrovaných vzorků, které byly napipetovány do 50 ml odměrných baněk, byl přidán 1 ml kyseliny sulfanilové. Po 5 minutách stání byl do vzorku přimíchán 1 ml α - naftylaminu. Po 40 minutách byly vzorky kolorimetrovány na spektrofotometru proti slepému pokusu (tj. stanovení destilované vody stejným postupem jako u vzorků) při 520 nm ve 4 cm kyvetách. Naměřená absorbance pak podle kalibrační křivky stanovila koncentraci dusitanů. Z důvodů vysokých koncentrací dusitanů, musely být některé vzorky naředěny destilovanou vodou.

Vzorec :

$$c_{(\text{NO}_2^-)} = 50 \cdot c / V_0$$

c.....koncentrace NO_2^- odečtená z kalibrační křivky [mg/l]

V_0 původní objem vzorku [ml]

50.....konečný objem [ml]

$c_{(\text{NO}_2^-)}$koncentrace NO_2^- ve vzorku [mg/l] (ÚŽP UK, 2009)

Pro zařazení do jakostní třídy podle ČSN 75 7221 byly dusitany přepočteny na dusitanový dusík (N-NO_2^-) podle vztahu:

$$1 \text{ mg NO}_2^- = 0,3045 \text{ mg N-NO}_2^- \quad (\text{Pitter, 1999})$$

Orthofosforečnany PO_4^{3-}

Pro určení koncentrace ortofosforečnanů byl do přefiltrovaných vzorků přimíchán 1 ml kyselého roztoku molybdenanu amonného. Po 5 minutách bylo mikropipetou přidáno 0,1 ml chloridu cínatého a opět promícháno. Následně byly vzorky v intervalu od 10 do 20 minut měřeny na spektrofotometru proti slepému pokusu při vlnové délce 700 nm ve 4 cm kyvetách. Koncentrace ortofosforečnanů byla odvozena z kalibrační křivky.

Vzorec :

$$C_{(\text{ortofos.})} = 50 \cdot c / V_0$$

c.....koncentrace PO_4^{3-} odečtená z kalibrační křivky [mg/l]

V_0 původní objem vzorku [ml]

50.....konečný objem [ml]

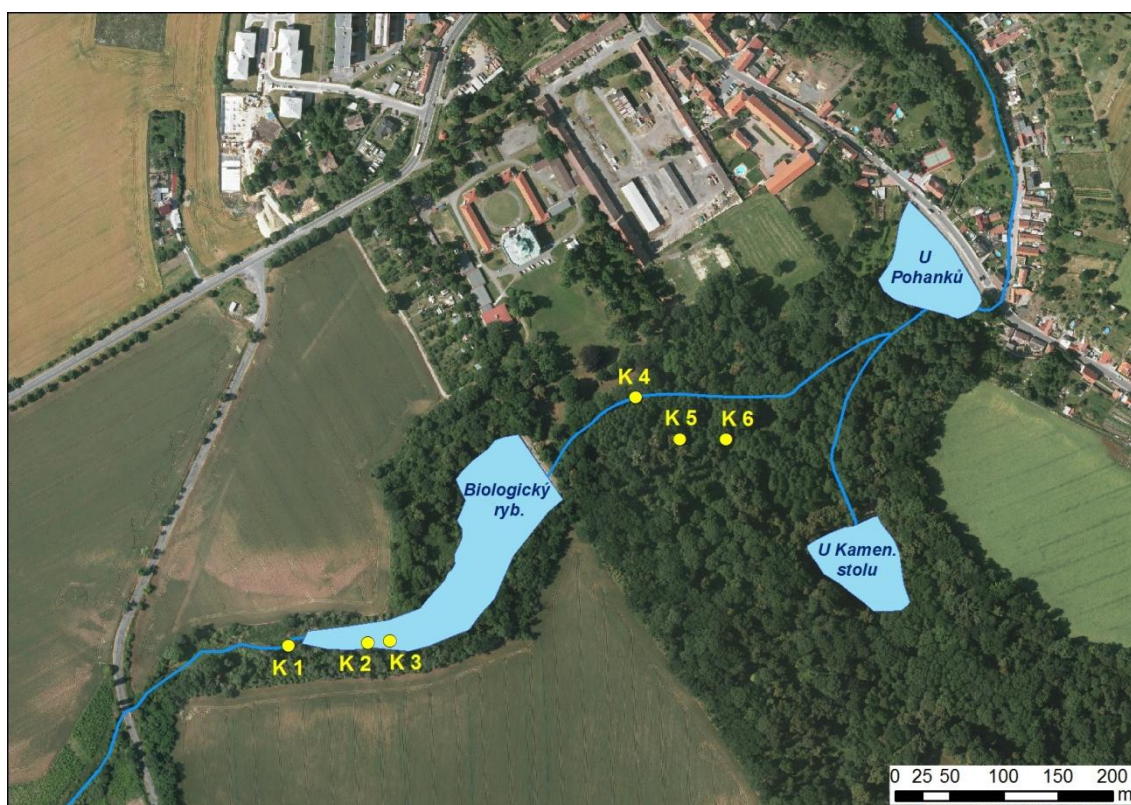
$C_{(\text{orthofos.})}$...koncentrace PO_4^{3-} ve vzorku [mg/l]

(ÚŽP UK, 2009)

4.4 Odběr vzorků a laboratorní zpracování sedimentu

4.4.1 Odběr vzorků

Vzorky sedimentů pro stanovení celkového obsahu vybraných těžkých kovů byly odebrány 21. 4. 2011. Vzorky byly odebrány z šesti odběrových profilů přímo ze dna Biologického rybníka a jeho okolí, tak aby co nejlépe zachytily případnou zbytkovou kontaminaci sedimentu těžkými kovy. Jednotlivé lokality odběru jsou znázorněny v obr. 1. Vzorky z rybníčního a potočního sedimentu (vzorky č. 1 – 4) byly odebrány univerzálním vzorkovačem, který se používá k odběru velmi vodnatých a nesoudržných sedimentů. Touto sondou lze odebrat vzorky sedimentu maximálně do 1 m hloubky. Vzorky č. 5 a 6 z půdního profilu v údolní nivě byly odebrány ručně pomocí lopatky. Všechny vzorky sedimentů byly odebrány do 1l plastových lahví a odvezeny do laboratoří PřF UK ke zpracování.



Obr. 1: Odběrové profily sedimentů (zdroj: ÚRM, 2010)

Charakteristika odběrových profilů:**Vzorek č. 1 (K1)**

- sediment Vinořského potoka před ústím do Biologického rybníka
- dnový sediment odebrán z hloubky 30 cm
- převážně jílovitý materiál, výskyt organické hmoty

Vzorek č. 2 a 3 (K2 a K3)

- sediment z Biologického rybníka
- dnový sediment odebrán z hloubky 40 cm (vzorek č. 2) a 50 cm (vzorek č. 3)
- oba vzorky obsahovaly jílovitý materiál a organickou hmotu

Vzorek č. 4 (K4)

- sediment Vinořského potoka cca 100 m pod hrází Biologického rybníka
- odebrán z hloubky 10 – 20 cm, v dané lokalitě byla malá mocnost sedimentů
- jílovitý a písčité materiál, výskyt organické hmoty

Vzorek č. 5 (K5)

- sediment z údolní nivy pod Biologickým rybníkem
- odebrán z hloubky 5 - 15 cm
- hlinitý a jílovitý materiál, výskyt organické hmoty

Vzorek č. 6 (K6)

- sediment z údolní nivy pod Biologickým rybníkem
- odebrán z hloubky 10 – 20 cm
- převážně jílovitý materiál, výskyt organické hmoty

4.4.2 Laboratorní zpracování

Cílem průzkumu je srovnávací analýza s předchozím výzkumem Hoška a Šebka (Hošek a kol, 1992; Šebek, 1993). Vzorky byly proto zpracovány stejným způsobem, jak to provedli autoři v předchozím výzkumu.

Odebrané vzorky sedimentů byly nejdříve přesítovány, usušeny a homogenizovány v laboratoři katedry fyzické geografie a geoekologie PŘF UK. Vzorky byly prosítovány v nerezovém sítu o velikosti ok 0,063 mm. Poté byly vzorky usušeny v sušárně při teplotě 40°C. Usušené vzorky byly následně homogenizovány v třecí misce.

Další zpracování vzorků bylo provedeno v laboratoři Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů na PŘF UK. Zde byly usušené zhomogenizované vzorky naváženy po 1 g sušiny do 50 ml odměrné baňky. Vzorky byly louhovány v 10 ml směsi koncentrované kyseliny chlorovodíkové, kyseliny dusičné a destilované vody, které byly v poměru

HCl : HNO₃ : H₂O = 10 : 1 : 9. Pro urychlení reakce vyluhování byly vzorky vařeny na topné desce 5 – 7 min. Po vychladnutí byly baňky se vzorky doplněny po rysku destilovanou vodou a řádně promíchány. Aby se sediment usadil na dně a na vrchu zůstal čirý roztok, byly vzorky vloženy do centrifugy k odstředění vzorků. Takto zpracované vzorky byly připraveny pro stanovení celkového obsahu vybraných těžkých kovů a arsenu (ÚGMNZ UK, 2011).

4.4.3 Stanovení prvků metodou ICP OES

Stanovení Ag, As, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V a Zn bylo provedeno metodou emisní optické spektroskopie s indukčně vázaným plazmatem (ICP OES) za standardních analytických podmínek. Vzorky byly stanoveny přístrojem *Spektrometr Thermo Scientific iCAP 6500 radial v laboratoři Ústavu geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů na PŘF UK*.

Metoda ICP OES

ICP OES je emisní optická spektroskopie s indukčně vázaným plazmatem. Jedná se o analytickou metodu, kterou se stanovují chemické prvky v sedimentech. Metoda byla použita v této práci při stanovení celkového obsahu vybraných těžkých kovů.

Metoda ICP OES umožňuje rychle analyzovat velké množství prvků v jednom vzorku najednou. Úspěšnost použití této techniky závisí na různých podmínkách, jako je např. detekční limit prvků, linearita kalibračních křivek a kompatibilita s kyselinovou směsí pro rozpouštění vzorku (Bettinelli et al., 2000). Tato spektroskopická metoda je založená na principu záření, které vydávají atomy nebo ionty při přechodu z energeticky bohatého (excitovaného) stavu do energeticky chudšího (základního) stavu. Vydávané záření obsahuje spektrální čáry, které jsou charakteristické pro určitý prvek. Můžou se tak získat informace o tom, který prvek záření vysílá (kvalitativní údaj) a o množství tohoto prvku ve vzorku (kvantitativní údaj). Záření vzniká v důsledku elektronových přeskoků v atomech a iontech. Vydávané záření se zkoumá ve viditelné a ultrafialové oblasti elektromagnetického spektra (cca od 750 nm do 160 nm). Aby došlo k procesu vydávání záření, musí částice dosáhnout excitovaného stavu. K tomuto procesu metoda ICP OES využívá tepelné excitace, při níž se vzorek přivádí do plazmového výboje. V tomto procesu dochází nejprve k odpaření rozpouštědla, které je přítomno ve vzorku (obvykle je to voda). Dále dochází k atomizaci (rozklad sloučenin přítomných ve vzorku na atomy jednotlivých prvků). Poté nastává ionizace atomů, která je spojená s již zmíněnou excitací elektronů a přechodem iontů do excitovaných stavů. Protože došlo k rozkladu sloučenin na atomy již před vlastní emisí záření, není možné technikou ICP OES získat informaci o molekulách či víceatomových iontech (tzv. speciích), v kterých byly atomy původně vázány. Tato metoda není tedy vhodná pro speciální analýzu, používá se pro stanovení sumy prvku ve vzorku (Rohovec, 2008).

H																	He
Li	Be										B	C	N	O	F		Ne
Na	Mg										Al	Si	P	S	Cl		Ar
K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br	Kr
Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	I	Xe
Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At	Rn
Fr	Ra	Ac															
			Ce	Pr	Nd	Pm	Sm	Eu	Gd	Tb	Dy	Ho	Er	Tm	Yb	Lu	
			Th	Pa	U												

Obr. 2: Stanovitelné prvky metodou ICP OES (zdroj: Rohovec, 2008)

Na obrázku 2 jsou znázorněny prvky, které lze metodou ICP OES běžně analyzovat (neoznačené prvky). Prvky, které jsou označeny šedě (např. Ag), se ve vzorcích stanovují špatně, protože většinou obsahují nízké koncentrace (obsahy se často blíží detekčnímu limitu) nebo vyzařují málo intenzivní záření. Prvky označené na tmavošedém pozadí se prakticky nedají stanovit, protože jejich koncentrace v přírodních vzorcích jsou pod mezí stavitelnosti (Rohovec, 2008).

Z technického hlediska se spektrometr ICP OES skládá z části, která slouží ke generování argonového plazmatu, zavádění vzorku do plazmatu a z optické části, která zajišťuje zachycení emitovaného záření, jeho spektrální rozklad a detekci emitovaných spektrálních čar (Rohovec, 2008).

5. CHARAKTERISTIKA ZÁJMOVÉHO ÚZEMÍ

5.1 Fyzickogeografická charakteristika

Fyzickogeografická charakteristika je podrobněji uvedena v bakalářské práci (Koubková, 2008). Tato kapitola se zabývá stručnou charakteristikou geomorfologických, geologických, hydrogeologických, půdních, klimatických a biogeografických poměrů v zájmovém území.

Povodí Vinořského potoka se nachází v severovýchodním okraji Prahy a na území ORP Brandýs nad Labem - Stará Boleslav. Číslo hydrologického pořadí je 1-05-04-006. Celková plocha povodí je 40,5 km². Vinořský potok je levostranným přítokem Labe, do kterého ústí na říčním km 933,6 (Vodohospodářský informační portál, 2008). Z hlediska zařazení do útvaru povrchových vod podle Plánu oblasti povodí Horního a středního Labe (Povodí Labe, s. p., 2009), patří povodí Vinořského potoka do vodního útvaru Labe po soutok s tokem Vltava (ID 11335000). V zájmovém území se také nalézá přírodní rezervace Vinořský park a přírodní památka Bažantnice v Satalicích. Lokalizace povodí a jeho přehledná mapa je uvedena na str. 51 (mapa 2).

Geomorfologie území

Na základě geomorfologického členění reliéfu České republiky se povodí Vinořského potoka zařazuje do PROVINCE: Česká vysočina, SUBPROVINCIE: Česká tabule, OBLAST: Středočeská tabule, CELEK: Středolabská tabule, PODCELEK: Českobrodská tabule, OKRSEK: Kojetická pahorkatina a Čakovická tabule (Balatka, Kalvoda, 2006).

Území tvoří převážně homogenní plošinový reliéf kvartérního stáří na cenomanských pískovcích a denudačních zbytcích spodnoturonských písčitých slínovců a opuk. Značnou část povrchu pokrývají spraše (Kovanda et al., 2001). Horní tok Vinořského potoka protéká plochou křídovou parovinou. K zahluštění toku dochází nad Biologickým rybníkem. Pod hrází této nádrže je údolí potoka zaříznuto do okolní krajiny o 6 až 8 m. Směrem po toku se hloubka údolí zvyšuje až na 26 m (pod obcí Dřevčice). Údolí Vinořského potoka má v příčném řezu asymetrický tvar. Zatímco jihovýchodní svah tvořený křídovými horninami je strmý, tak severozápadní svah je pozvolnější a překrytý eolickými sedimenty (Kadlecová et al., 1994).

Geologické poměry

Na geologické stavbě zájmového území se podílejí sedimenty staršího paleozoika, svrchní křídly a kvartéru. Nejstarší prvohorní sedimenty pocházejí z ordoviku. Jedná se zejména o břidlice, droby, křemence a vápence. Tyto horniny jsou zvrásněné a nemetamorfované. V povodí Vinořského potoka se vyskytují hlavně podél toků. Během prvohor docházelo v této oblasti také k tektonickým jevům. Jednalo se o přesmyky, podle nichž docházelo k přesunování proterozoických vrstev přes uloženiny staršího paleozoika (Havlíček, 2001).

Z druhohor do zájmového území zasahuje perucké a korycanské souvrství, které pochází z období svrchní křídly. Perucké souvrství vzniklo jako usazenina potoků, řek, bažin a mělkých jezer. Tyto sladkovodní uloženiny vyplnily především nerovnosti na povrchu starších hornin. Souvrství je tvořeno střídajícími se slepenci, pískovci, prachovci a jílovci. Korycanské souvrství je výhradně mořského původu a má podstatně větší plošné rozšíření. Na většině území převažují písčité sedimenty oblasti přílivu a odlivu, pláží, mělkého moře a písečných valů. Po zpevnění z nich vznikly převážně středně zrnité a jemnozrné křemenné pískovce s jílovitou základní hmotou. Korycanské souvrství se nachází u Vnoře, Radonic a v širším okolí Brandýsa n. Labem. Mocnost obvykle kolísá mezi 10 – 20 m (Zelenka, 2001).

Největší plochu v povodí Vinořského potoka zauímají kvartérní sedimenty, jako jsou hlíny, spraše, písky a šterky (Kovanda et al., 2001). Světlehnědé až žlutohnědé prachovito-písčité spraše tvoří téměř souvislý pokryv od Kbel po Brandýs n. Labem. Průměrná mocnost sprašového pokryvu se pohybuje okolo 2 až 4 m. Mocnost fluviálních sedimentů, které jsou převážně jílovitě a písčito-hlinitě, se také pohybuje okolo 2 – 4 m. Ve dně vodních nádrží se jejich mocnost zvyšuje až na 6 m (Kadlecová et al., 1994).

Hydrogeologické poměry

V povodí Vinořského potoka lze vymezit dva základní hydrogeologické celky, a to hydrogeologický masív (tvořený horninami spodního paleozoika) a pánevní struktury (svrchnokřídlové sedimenty) (Kadlecová et al., 1994).

Pro hydrogeologický masív zvrásněných spodnopaleozoických komplexů je charakteristická velká filtrační nestejnorodost, která je podmíněná hlavně nerovnoměrným rozpukáním sedimentů. Pohyb podzemní vody se omezuje pouze na puklinový systém. Svrchní část tohoto hydrogeologického celku se vyznačuje zvýšeným rozpukáním až do hloubek několika m. Pásmo relativně zvýšené propustnosti je označováno jako připovrchová zóna rozpojení a rozpukání hornin. Tato zóna je hlavním kolektorem v ordovických sedimentech (Kadlecová et al., 1994).

Pro pánevní struktury, které jsou tvořeny sedimenty ze svrchní křídly, je charakteristické střídání kolektorů a izolátorů ve vertikálním profilu a existence několika kolektorů zpravidla s napjatou hladinou podzemní vody. Mocnosti křídlových sedimentů jsou velmi proměnlivé. Např. u Radonic mocnost až 38 m a ve Kbelích až okolo 55 m,

v závislosti na nerovnostech podložního reliéfu. Vzhledem k častým faciálním změnám jak ve vertikálním, tak v horizontálním směru, nejsou tyto sedimenty příliš hydrogeologicky významné (Kadlecová et al., 1994).

Půdní poměry

Půdní pokryv v povodí Vinořského potoka tvoří černozemě, hnědozemě, nivní půdy a okrajově také smolivky.

Dominujícím typem jsou černozemě vytvořené na spraších. Tyto půdy hlinitého rázu obsahují 30 – 45 % jílovitých částic, jsou dobře provzdušněné a zásobené minerálními živinami (Pelíšek, Sekaninová, 1979).

Hnědozemě, které také vznikaly na sprašových materiálech, jsou zastoupeny v jižní části povodí, kde lemují souvislý pás černozemí. Podobně jako u černozemí, oblasti s hnědozeměmi jsou dnes téměř odlesněné a intenzivně se zemědělsky využívají (Pánek, Buzek, 2002).

Nivní půdy jsou tvořeny glejovými a semiglejovými půdami se zvýšenou hladinou podzemní vody. Jsou převážně hlinité, jílovitohlinité až jílovité (Pelíšek, Sekaninová, 1979).

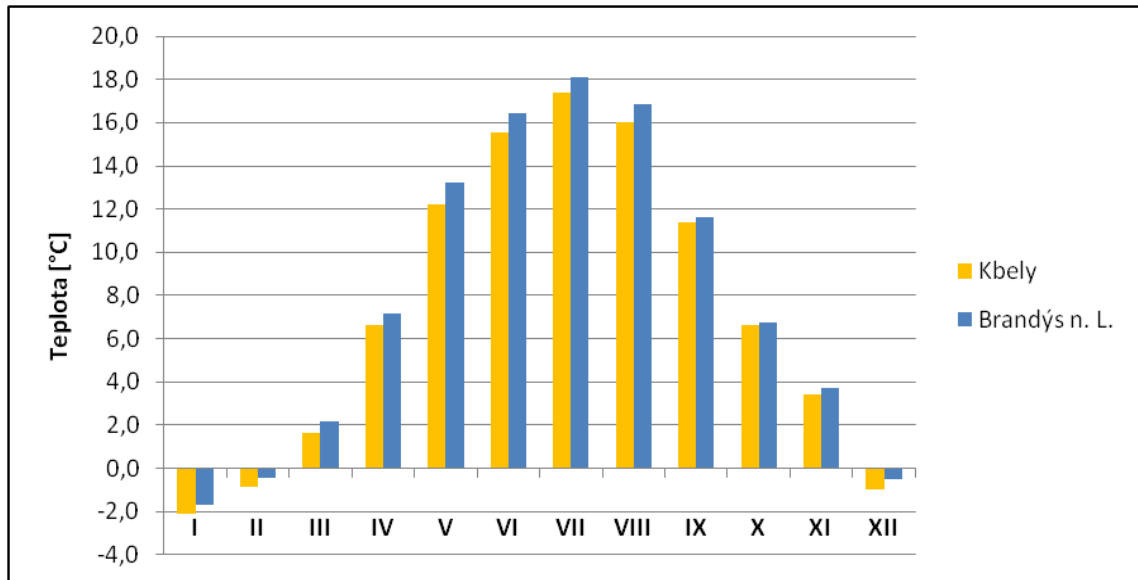
Klimatické poměry

V povodí Vinořského potoka se nacházejí dvě klimatologické stanice, a to v Praze – Kbelích (282 m n. m.) a v Brandýse n. Labem (179 m n. m.). Z těchto stanic byly Českým hydrometeorologickým ústavem poskytnuty údaje o teplotě vzduchu a úhrnu srážek. Graf 1 znázorňuje roční chod teploty vzduchu na klimatologické stanici ve Kbelích a v Brandýse n. L., který byl vypočten na základě průměrných měsíčních teplot vzduchu za období 2001 – 2010. Maximální hodnoty byly naměřeny v červenci, kdy se průměrná měsíční teplota vzduchu pohybovala kolem 17 – 18°C. Minimální teploty byly zaznamenány v lednu (-2°C). Nejvyšší průměrná měsíční teplota během období 2001 – 2010 byla zaznamenána v červenci v roce 2006 na stanici Brandýs n. Labem a činila 20,5°C. Naopak minimální průměrná měsíční teplota (-6,7°C) byla naměřena v lednu roku 2006. Průměrná roční teplota vzduchu za sledované období na stanici Praha – Kbely představuje 7,3°C, v Brandýse n. Labem 7,8°C. Podle Atlasu podnebí Česka se průměrná roční teplota vzduchu v oblasti povodí Vinořského potoka pohybuje mezi 8 - 9°C (Tolasz, 2007).

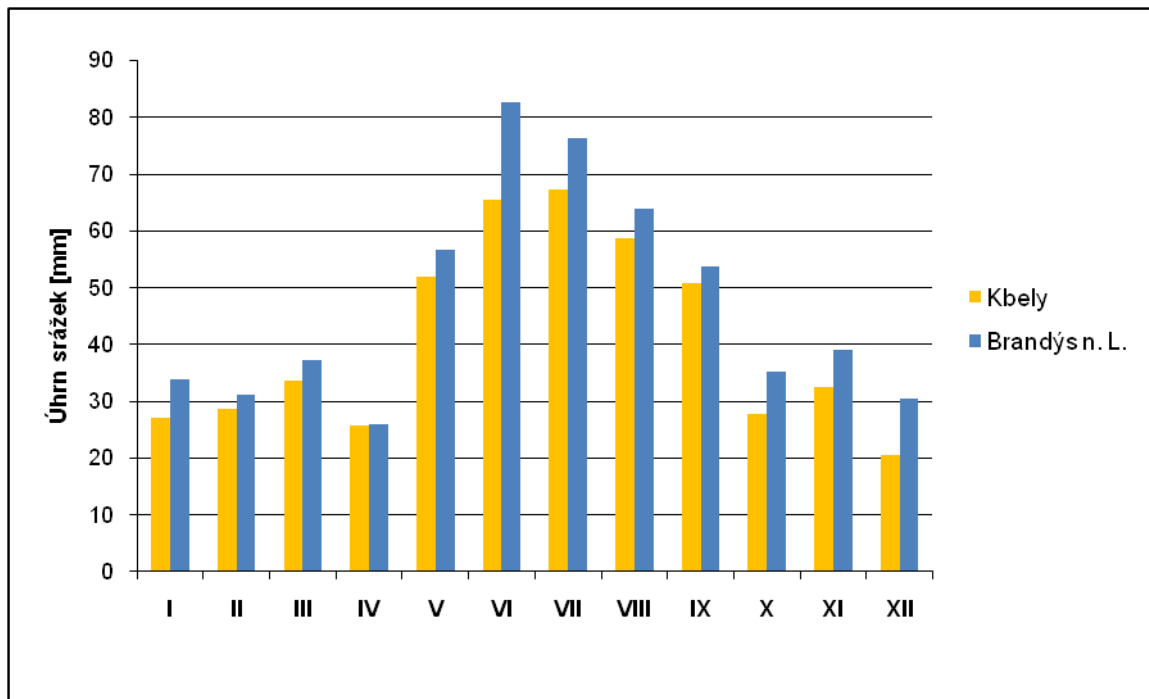
Charakteristiku srážek v povodí vyjadřuje graf 2, který byl vyhotoven na základě dat průměrných měsíčních srážek naměřených v klimatologické stanici Praha – Kbely (282 m n. m.) a v Brandýse n. Labem (179 m n. m.) v letech 1998 až 2007. Ve stanici Praha – Kbely byly nejvyšší srážkové úhrny zaznamenány v červenci, nejnižší v prosinci. Ve stanici Brandýs n. Labem bylo nejvíce srážek v červnu, nejméně v dubnu. Povodí Vinořského potoka patří spíše k sušším oblastem. Průměrný roční úhrn srážek na stanici Praha – Kbely je 490 mm, v Brandýse n. Labem 566 mm. Průměrná srážka na povodí, která byla

vypočtena metodou Thiessenových polygonů v prostředí ArcGIS (Esri, 2010) činila 513 mm.

Graf 1: Roční chod teploty vzduchu na základě průměrné měsíční teploty v letech 2001 – 2010
(zdroj: ČHMÚ, 2010)

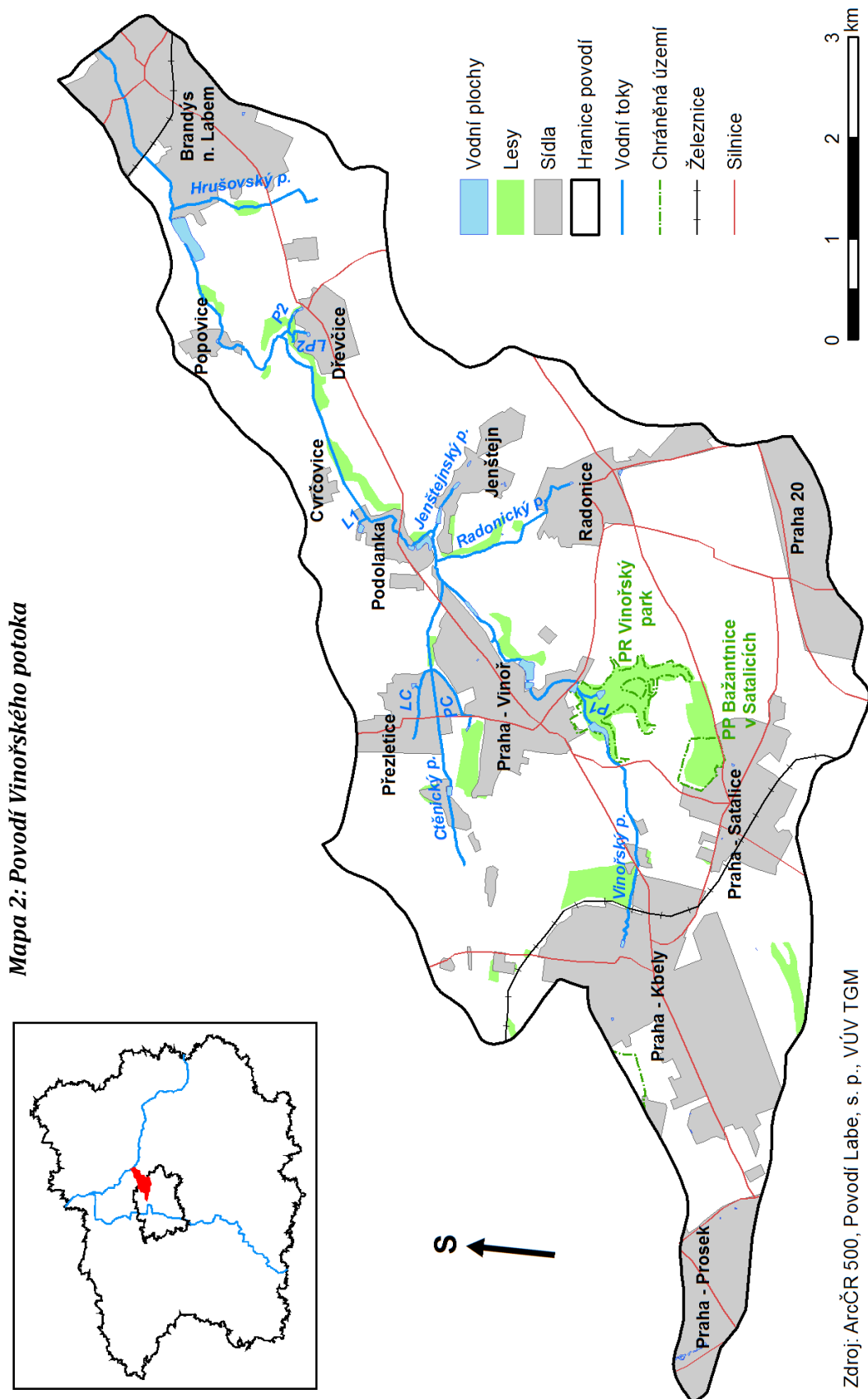


Graf 2: Roční chod srážek na základě průměrných měsíčních úhrnů srážek v letech 1998 - 2007
(zdroj: ČHMÚ, 2007)



Biogeografické poměry

Povodí Vinořského potoka patří podle biogeografického členění České republiky (Culek, 2005) do PROVINCE: Středoevropských listnatých lesů, PODPROVINCIE: Hercynské, BIOREGIONU: Českobrodský. Většina území spadá do typu biochory -2RE, což představuje plošiny na spraších v suché oblasti bukodubového vegetačního stupně. Tento typ biochory se vyznačuje sprašovými plošinami, které tvoří monotónní reliéf, nepatrně zpestřený mělkými dlouhými úpady a malými nivami zpravidla autochtonních toků. V sušších a teplejších územích dominují karbonátové černozemě, v mírně vyšších polohách přecházejí do hnědozemních černozemí. Z hlediska vegetace základní typ potenciální přirozené vegetace tvoří hercynské černýšové dubohabřiny. V nivách potoků lze předpokládat olšové jaseniny a na odlesněných plochách se mohou vyskytovat teplomilné trávníky. Co se týká využití krajiny, v tomto typu biochory dominují pole. Lesy bývají vzácné, zpravidla tvoří nepatrné a navzájem oddálené segmenty. Dřevinná skladba bývá pozměňená, pouze nivní lesíky mají přirozenější dřevinnou skladbu, kterou tvoří topoly, vrby a místy i olše. Relativně přirozené lesy jsou v PP Bažantnice v Satalicích a PR Vinořský park. Podle biogeografického členění jsou v povodí vymezeny ještě tři další typy biochor, které se liší půdním substrátem. Jedná se o malá území. Na části území Vinoře je typ biochory 2RN, jejímž substrátem jsou zahliněné štěrkopísky, mezi Vinoří a Radonicemi je typ 2RD, kde substrát tvoří opuky a za Dřevčicemi se nachází typ biochory 2RM, jejíž substrát představují droby, slepence a břidlice Českého masivu (Culek, 2005).



5.2 Hydrografické poměry a odtokový režim

5.2.1 Hydrografické poměry

Číselné údaje uvedené v této kapitole pocházejí z Vodohospodářského informačního portálu (2008). Údaje o délkách vodních toků byly vypočteny v prostředí ArcGIS na základě vrstvy osy toků v povodí Labe, která je dostupná na internetovém portálu Povodí Labe, s. p. Lokalizace povodí Vinořského potoka je znázorněna v mapě 2.

Vinořský potok je levostranným přítokem Labe. Podle absolutní řádovosti vodních toků je tokem 2. řádu. Pramení v Praze – Kbelích v nadmořské výšce 265 m a po téměř 13 km ústí v Brandýse n. Labem do Labe (na říčním km 933,6). Nadmořská výška při ústí Vinořského potoka do Labe činí 166 m. Celková plocha povodí je 40,5 km². Vnořský potok teče severovýchodním směrem a postupně protéká městskou částí Kbely, Vnoř, dále pak obcemi Podolanka, Cvrčovice, Dřevčice, Popovice až do Brandýsa n. Labem. Do Vnořského potoka se vlévá celkem 7 přítoků, z nichž nejdelší je Ctěnický potok (délka 2,9 km). Délky všech vodních toků v povodí jsou uvedeny v tabulce 6. V celém povodí se nachází 13 rybníků, z toho 9 jich leží na Vnořském potoce (kromě Kbelického rybníka, ve kterém Vnořský potok pramení, jsou všechny rybníky průtočné). Největší z nich je Hrušovský rybník, který se nachází na Vnořském potoce před Brandýsem n. Labem. Jeho plocha činí 5,5 ha. Plochy ostatních významných rybníků v povodí jsou uvedeny v tabulce 7. Rozmístění rybníků je uvedeno v příloze 1.

Z hlediska výškových poměrů v povodí převýšení Vnořského potoka činí 99 m (nadmořská výška u pramene je 265 m, při ústí do Labe 166 m). Nejvyšší bod v povodí má kótu 291 m n. m. a leží v jihozápadní části na hranici povodí. Sklon Vnořského potoka je 7,64 ‰.

Hustota říční sítě je relativně nízká, činí 0,54 km/km². Celková délka říční sítě je 22,073 km. Délky jednotlivých vodních toků jsou uvedeny v tabulce 6.

Tab. 6: Délky vodních toků v povodí Vnořského potoka (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2010a)

Název	délka [m]
Vinořský p.	12952
Ctěnický p.	2902
Radonický p.	1753
Hrušovský p.	1595
Jenštejnský p.	486
P1	196
P2	333
L1	104
PC	768
LC	754
LP2	230

Tab. 7: Plochy významných rybníků v povodí Vinořského potoka (zdroj: VÚV TGM, 2010)

Název	plocha [ha]
Hrušovský ryb	5,50
Velká Obůrka	2,00
Biologický ryb	1,40
Podolanský ryb.	1,18
U Pohanků	0,60
Cukrovarský ryb.	0,57
U Kamenného stolu	0,50
Malá Obůrka	0,48
Ctěnický ryb.	0,44
Kbelský ryb.	0,21

5.2.2 Odtokový režim

V současné době v povodí Vinořského potoka není prováděn pravidelný monitoring vodních stavů. Následující údaje byly poskytnuty Českým hydrometeorologickým ústavem a zahrnují období 1931 – 1980. Data jsou uváděna pro Vinořský potok (1–05–04–008) v profilu před ústím potoka do Labe. (Pozn. dnes je číslo hydrologického pořadí 1-05-04-006).

Průměrné roční hodnoty:

Srážky $H_s = 575 \text{ mm}$

Odtok $H_0 = 88 \text{ mm}$

Odtokový součinitel $c = 0,153$

Specifický odtok $q = 2,789 \text{ l/s} \cdot \text{km}^2$

Průměrný dlouhodobý roční průtok $Q_a = 0,113 \text{ m}^3/\text{s}$

Tab. 8: M – denní průtoky (1931 – 1980) (zdroj: ČHMÚ, 1980)

M (dny)	30	60	90	120	150	180	210
Q [m^3/s]	0,238	0,179	0,146	0,123	0,105	0,091	0,078
M (dny)	240	270	300	330	355	364	
Q [m^3/s]	0,066	0,055	0,044	0,033	0,02	0,012	

Tab. 9: N – leté vody (1931 – 1980) (zdroj: ČHMÚ, 1980)

N (let)	1/2	1	2	5	10	20	50	100	1000
Q_N [m^3/s]	1,64	2,73	4,14	6,43	8,45	10,73	14,13	17,03	28,75

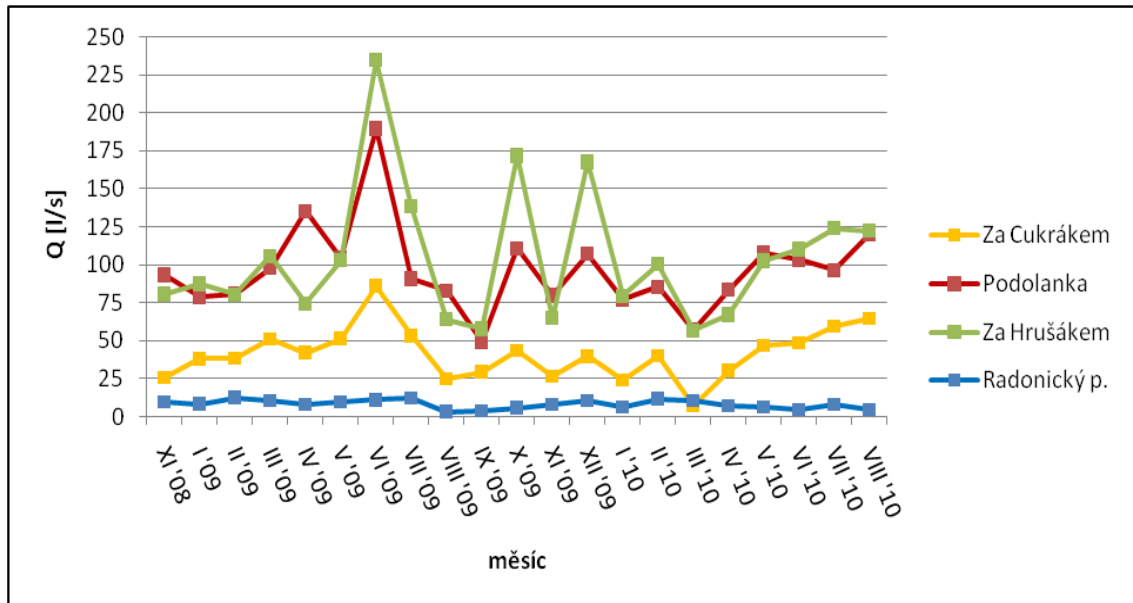
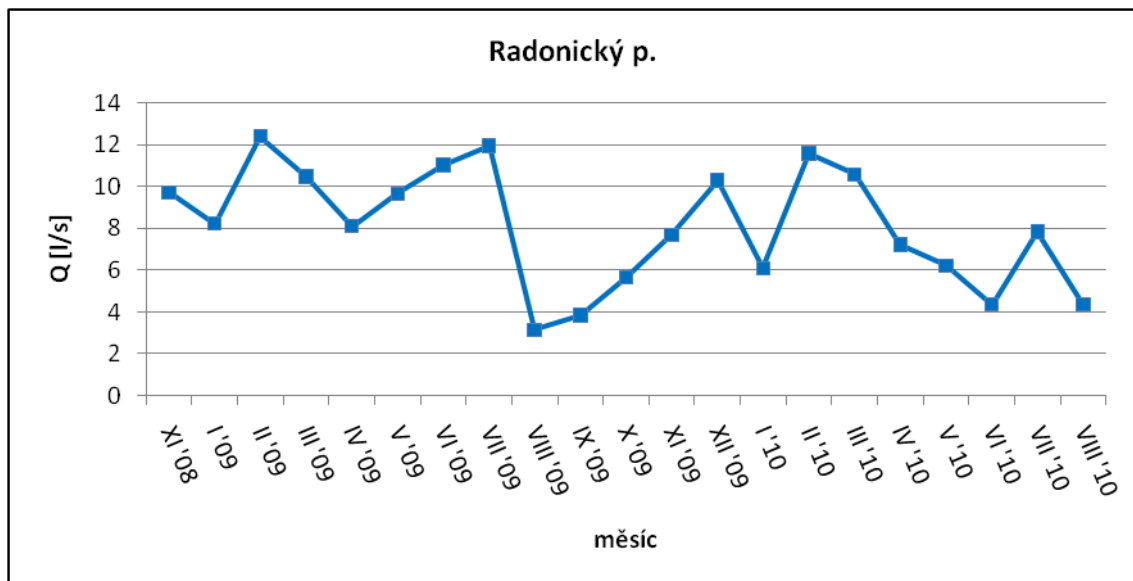
5.2.3 Měření průtoků

V povodí Vinořského potoka byly pravidelně každý měsíc od listopadu r. 2008 do srpna r. 2010 měřeny průtoky na čtyřech profilech. Jedná se o tři profily na Vinořském potoce (Za Cukrákem, Podolanka, Za Hrušákem) a jeden profil na Radonickém potoce před ústím do Vinořského potoka (profil Radonický potok). Charakteristika jednotlivých profilů a mapa s jejich lokalizací je uvedena v kapitole 4. 3. 2. V datové řadě chybí údaje za prosinec 2008 z důvodu poruchy měřicího přístroje. Průtoky byly měřeny hydrometrickou vrtulí. Profily pro hydrometrování byly voleny tak, aby se nacházely uprostřed dostatečně dlouhého a přímého koryta, aby byly dostatečně hluboké pro ponor vrtule a aby se v korytě nacházelo co nejméně překážek, jako jsou kameny a vodní vegetace.

Z hodnot rychlostí proudění, které byly změřeny hydrometrickou vrtulí, pak byly pomocí graficko-početní metody vypočteny průtoky. Hodnoty průtoků jsou uvedeny v příloze 2 a zobrazeny v grafu 3 a 4.

Z grafu 3 vyplývá, že maximální průtoky ve všech profilech na Vinořském potoce byly naměřeny v červnu r. 2009 (největší naměřený průtok byl na profilu Za Hrušákem, který dosahoval 234,7 l/s). Minimální průtoky byly zaznamenány v březnu r. 2010, a to na profilu Za Cukrákem (7,2 l/s) a Za Hrušákem (56,6 l/s). V profilu Podolanka byl minimální průtok v září r. 2009, který činil 49,1 l/s. U Profilu Za Cukrákem a Za Hrušákem byl během necelých dvou let vyzorován stejný průběh průtoků. Pokles a zvýšení průtoků probíhaly ve stejných měsících. V profilu Podolanka byl třikrát zaznamenán opačný vývoj průtoků než na zbývajících dvou profilech, a to v lednu r. 2009 a červenci r. 2010, kdy se průtoky snížily a v dubnu r. 2009, kdy se naopak průtok zvýšil. Jelikož průtoky na Radonickém potoce dosahovaly nižších hodnot než v profilech Vinořského potoka, jsou navíc samostatně uvedeny v grafu 4. V únoru a v červenci r. 2009 a v únoru r. 2010 byly naměřeny maximální průtoky, které dosahovaly okolo 12 l/s. Naopak nejnižší průtok byl zaznamenán v srpnu r. 2009 a činil pouhé 3,2 l/s.

Odtokový režim na Vinořském potoce je ovlivňován rybníky, kterými potok protéká. Upouštění rybníku v Podolance v dubnu r. 2009 se projevilo výrazným zvýšením průtoků v profilu Podolanka nacházejícím se pod rybníkem. Průtok naměřený na tomto profilu (135,3 l/s) značně převyšoval ostatní průtoky na sledovaných profilech v dubnu r. 2009.

Graf 3: Průtoky na Vinořském a Radonickém potoce (listopad 2008 – srpen 2010)**Graf 4: Průtoky na Radonickém potoce (listopad 2008 – srpen 2010)**

5.3 Ochrana přírody

V povodí Vinořského potoka se nacházejí dvě kategorie zvláště chráněných území. Jedná se o přírodní rezervaci Vinořský park a přírodní památku Bažantnici v Satalicích (chráněná území jsou vyznačená v mapě 2).

PR Vinořský park

Vinořský park leží na jihu městské části Vinoř a částečně zasahuje i do městské části Satalice. Rozloha parku činí 34,1 ha. Důvodem ochrany je krajinářsky významné údolí lemované výchozy svrchnokřídových pískovců, staré dubové porosty a porosty bažinných olšin (ENVIS, 2010).

Chráněné území se nachází v nadmořské výšce 240 – 260 m. Je tvořeno údolím s bočními zářezy, ohraničené prudkými svahy, a pískovcovými výchozy. Údolí vzniklo erozí v rovinatém terénu na spraších a cenomanských pískovcích. Ve střední části Vinořského parku je plošina bývalého slovanského hradiště. V ochranném pásmu jsou zahrnuty okolní rovinaté zemědělské pozemky, které jsou obhospodařovány jako orná půda. Co se týká současné vegetace, tak v horním patře stromového patra dominuje dub a jasan, případně javor a lípa. V keřovém patře převládá bez černý. Vzhledem k dlouhodobému přerušení kontinuity lesních rostlinných společenstev je bylinné patro lesních porostů velmi chudé. Z hlediska ochrany přírody jsou velmi cenné staré olšové stromy, které se díky časté likvidaci doprovodné zeleně podél vodních toků zachovávají velmi ojediněle. Zhruba před třiceti lety vyplňovaly dno údolí louky, které byly pravidelně koseny. Pak byl zanedbán odvodňovací systém, louky se zamokřily, přestaly být koseny a pronikla do nich olše. Na sušších polohách v bočním údolí parku se vyskytují porosty s převládající kopřivou dvoudomou. V celém území je patrná silná ruderalizace, což je způsobeno množstvím živin, které je do roklí splachováno z okolních silně hnojených polí. Díky těmto živinám se na řadě míst masově vyskytuje bez černý (ENVIS, 2010).

Potenciální přirozenou vegetaci v této lokalitě představují bažinné olšiny na zamokřených půdách, které tvoří olše lepkavá, střemcha, bříza, jasan a jeřáb. V keřovém patře se nejvíce uplatňuje krušina olšová. Velmi pestré je mechové patro, které pokrývá až čtvrtinu plochy porostu. Další potenciální přirozenou vegetací jsou lužní lesy údolních poloh a v okolí pramenišť. Dominantní dřevinou je jasan ztepilý nebo olše lepkavá, někdy se vyskytuje i dub letní, střemcha hroznovitá, javor mléč a lípa srdčitá. Poslední potenciální přirozenou vegetaci představují suťové a roklinové lesy, které tvoří javor klen a mléč, jilm horský, jasan a lípa srdčitá (na výslunných stanovištích) a lípa velkolistá (na stinných stanovištích) (ENVIS, 2010). Foto 8 zachycuje bažinnou olšinu v PR Vinořský park.

PP Bažantnice v Satalicích

Bažantnice o rozloze 15,18 ha se rozkládá mezi městskými částmi Satalice a Vinoř. Hlavním předmětem ochrany je zachování lužního lesa s přirozenou dynamikou, starými odumírajícími stromy a dřevem padlých stromů, které jsou biotopem vzácných druhů hmyzu a dutinového ptactva. V území je významná entomofauna, hlavně brouci vývojově vázaní na dřevo stromů. Bažantnice je také příkladem vývoje druhotného lesa na pseudočernozemi české starosídelní oblasti a příkladem migrace lesních druhů na různě starých zalesněných plochách (ENVIS, 2010a).

Bažantnice v Satalicích je spojena s PR Vinořský park ochranným pásmem, ve kterém jsou zahrnuty polní pozemky a krajinářsky významné jírovcové aleje. Území leží v nadmořské výšce 264 - 273 m. Území leží v pramenné oblasti přítoku Vinořského potoka a v současnosti jím neprotéká žádná vodoteč (ENVIS, 2010a).

Lesní porost je tvořen ze starých exemplářů dubů, lip, javorů, buku lesního a jasanu ztepilého, které postupně dožívají. V porostu probíhá přirozená obnova zejména javoru klenu, javoru mléče a jasanu. Světломilný dub se prakticky nezmlazuje. Keřové patro je tvořeno bezem černým, srstkou angreštem (o jeho rozšíření se postarali místní myslivci jako o kryt pro bažanty), zimolezem obecným, růží, hlohem, střemchou, lískou a břečťanem (ENVIS, 2010a).

Z fauny se v chráněném území vyskytují brouci pralesního charakteru, kteří jsou vázaní na staré stromy a jejich dutiny. Např. kovařík *Ludius Ferrugineus* (obr. 3), vzácný střevlíček *Laemostenus terricola* (obr. 4) a dále některé druhy střevlíků a nosatcovitých (ENVIS, 2010a).



Foto 8: Bažinná olšina v PR VINOŘSKÝ PÁK (L. Koubková, 27. 4. 2008)



Obr. 3: *Ludius ferrugineus* (zdroj: www.biolib.cz)



Obr. 4: *Laemostenus terricola* (zdroj: www.colpolon.biol.uni.wroc.pl)

5.4 Možné zdroje znečištění v povodí

V povodí Vinořského potoka lze vymezit několik možných zdrojů znečištění povrchových i podzemních vod. Z bodových zdrojů znečištění v minulosti převládalo zejména přímé průmyslové znečištění pocházející z průmyslových podniků ve Kbelích (viz kapitola 6.1). Po vybudování průmyslových areálů (30. léta 20. století) byla kontaminovaná voda z těchto lokalit odváděna zatrubněným tokem přímo do Vinořského potoka. To trvalo až do roku 1985, kdy bylo vyústění toku zaslepeno a zatrubněný tok byl napojen na obecní kanalizaci, která odvádí veškeré splaškové vody do ČOV Kbely (Vokšický, 2008). Přímé znečištění z tohoto zdroje dnes již tak nehrozí. Problémem ale mohou být sedimenty Vinořského potoka, které byly kontaminovány látkami pocházejících z těchto průmyslových výroben (zejména znečištění těžkými kovy). Ačkoli sedimenty v určitých lokalitách byly asanovány, stále je možné nalézt v sedimentech Vinořského potoka toxické prvky, které mohou představovat ohrožení kvality vody v tocích. Dnešní průmyslové aktivity v povodí Vinořského potoka jsou spojeny spíše s výstavbou a provozováním skladových zón. Největší prostor, který zaujímají skladové haly, se nachází v jižní části povodí, za rychlostní komunikací R10 na území Prahy 20. Další dvě skladové haly se nacházejí v jižní části obce Radonice, jedná se o skladovací prostory potravinových řetězců. V jihovýchodní části Brandýsa n. Labem (v okrajové části povodí) je sběrný dvůr, na který se sváží různé druhy odpadu, jako např. papír, sklo, plast, velkoobjemový odpad, kov a nebezpečný odpad (Sběrné dvory, 2010).

Jedno z největších bodových znečištění v povodí představují přečištěné odpadní vody. V povodí se nacházejí čtyři ČOV, a to v MČ Kbely, Vinoř a v obci Jenštejn a Dřevčice (jejich poloha je znázorněna v mapě 1, kapitola 4. 3. 2.). ČOV Kbely je pobočná ČOV hl. m. Prahy, na kterou jsou odpadní vody přiváděny jednotnou kanalizací (Magistrát hl. m. Prahy, 2010). Jedná se o nejvýznamnější zdroj vypouštění odpadních vod do vodních toků v povodí. Za rok 2009 bylo z ČOV Kbely do Vinořského potoka vypuštěno 954, 8 tis. m³ odpadních vod (Povodí Labe, s. p., 2010). ČOV Kbely je mechanicko – biologická čistírna pro cca 7100 EO (ekvivalentní obyvatel). Kal z ČOV je likvidován odvozem na deponii. Další ČOV se nachází na území MČ Vinoř, do které jsou odpadní vody přiváděny oddílnou kanalizací. Jedná se také o mechanicko – biologickou čistírnu, jejíž počet EO činí 6000 (ENVIS, 2008). Odtok z této čistírny do Vinořského potoka dokumentuje foto 9. ČOV ve Kbelích a ve Vinoři mají nyní malou kapacitu, což je dáno rychlou urbanizací obcí, rozšířením zástavby a zvýšením počtu obyvatel. V současné době není možné povolovat napojení nově plánované zástavby v povodí na tyto dvě ČOV. Na obou ČOV je naplánována rekonstrukce týkající se zvětšení kapacity, která by měla proběhnout v nejbližších letech (Magistrát hl. m. Prahy, 2010a). Odtokové parametry kvality vody z ČOV Kbely a Vinoř jsou uvedeny v tabulce 10. Z významných producentů odpadních vod jsou na ČOV Kbely napojeny dvě firmy, Flaga Český plyn s. r. o. zabývající se distribucí zkapalněných plynů a firma LOM Praha s. p., která se specializuje na opravy letecké techniky (PVK, a. s., 2011).

Produkce odpadních vod těchto firem je uvedena v tab. 11. Kromě obce Podolanka (a Cvrčovic, které pod Podolanku spadají) mají všechny obce v povodí kanalizaci. Výstavba kanalizace v Podolance je složitá kvůli terénnímu profilu obce, kde je třeba vyřešit velké výškové rozdíly mezi jednotlivými částmi obce. Výstavba kanalizace by proto byla velmi finančně náročná. Odpadní vody se v obci likvidují individuálním způsobem v bezodtokých jímkách a následně jsou vyváženy do ČOV, především do ČOV VINOŘ (Obec Podolanka, 2008). Problém může být shromažďování odpadních vod v bezodtokých jímkách, kde může docházet k průsakům do podloží a ohrozit tak kvalitu podzemní vody. Dalším zdrojem znečištění jsou odtoky z dešťové kanalizace, které vyúsťují do VINOŘSKÉHO POTOKA zejména v místech, kde potok protéká zastavěným územím (foto 10). V obci Podolanka byly také zaznamenány nelegální výusti splaškových vod z domácností přímo do vodního toku. Takovéto zdroje znečištění zhoršují kvalitu vody hlavně v srážkově podprůměrném období, kdy je v potoce nižší vodní stav.

K plošným zdrojům znečištění v povodí patří zemědělství, a to zejména rostlinná výroba. Z plodin se na obdělávaných pozemcích pěstuje pšenice, ječmen, řepka, cukrovka, mák, cukrová řepa, brambory a kukuřice (Němcova farma Radonice, 2011). Nejvíce je zemědělsky využíváno území kolem obce DŘEVČICE (Koubková, 2008). Plošný odtok z hnojených zemědělských ploch může velmi ovlivnit kvalitu povrchových i podzemních vod. Dá se předpokládat, že s rostoucí urbanizací se podíl zemědělských ploch bude snižovat, čímž dojde i ke snížení jeho vlivu na znečištění v povodí.

K difúzním zdrojům znečištění v povodí, stejně jako výše zmíněné průmyslové aktivity, patří černé skládky, které se vyskytují zejména v blízkosti vodních toků. Obsah těchto skládek většinou tvoří různé plasty, skla, kovy, pneumatiky a také plechovky od různých chemikálií. Černé skládky byly zaznamenány na konci katastru MČ VINOŘ v místech, kde se Ctěnický potok vlévá do VINOŘSKÉHO POTOKA a také na dolním toku Ctěnického potoka. Zdrojem znečištění mohou být i dopravní komunikace. Znečištění se do toků může dostat díky dešťovým vodám, které odtékají z těchto komunikací. V zimě bývá znečištění spojeno hlavně se solením komunikací, které díky tání sněhu nebo dešťovým srážkám může být vyplavováno do vodních toků a výrazně tak ovlivňovat chemismus vodního toku. V podélné ose povodí vede státní silnice II. třídy, která protíná VINOŘSKÝ POTOK na konci MČ Kbely a uprostřed obce Podolanka. Tato komunikace se také kříží se Ctěnickým potokem na konci MČ VINOŘ a před Brandýsem n. Labem s Hrušovským potokem. Intenzita dopravy na této komunikaci činí 5001 - 7000 vozidel za den (ŘSD ČR, 2010). V MČ Kbely a v Brandýse n. Labem podtéká VINOŘSKÝ POTOK pod železniční tratí, na které jezdí jen osobní vlaky.

Tab. 10: Parametry odtoku z ČOV Kbely a Vinoř (za rok 2006) (zdroj: ENVIS, 2008)

	Průtok (Q) [m ³ /den]	BSK ₅ [mg/l]	CHSK _{Cr} [mg/l]	NL [mg/l]	N-NH ₄ [mg/l]	N _{celk.} [mg/l]	P _{celk.} [mg/l]
ČOV Kbely	2609,97	3,29	25,71	3,63	5,63	18,53	1,75
ČOV Vinoř	867,00	3,46	30,57	7,43	1,31	19,88	1,08

Tab. 11: Producenti odpadních vod (OV) napojení na ČOV Kbely (za rok 2010) (zdroj: PVK, a. s.)

Obchodní firma	Adresa	Množství OV [m ³ /den]
Flaga Český plyn s.r.o.	Budovatelská 155, P-9 Satalice	4,99
LOM PRAHA s.p., provoz Kbely	Toužimská 583, P-9 Kbely	46,04

**Foto 9: Odtok z ČOV Vinoř do Vinořského potoka, ř. km 7,72 (L. Koubková, 14. 6. 2011)****Foto 10: Výúst dešťové kanalizace v Brandýse n. Labem, ř. km 1,60 (L. Koubková, 12. 5. 2008)**

5.5 Socioekonomická charakteristika

Socioekonomická charakteristika je podrobněji uvedena v bakalářské práci (Koubková, 2008). Tato kapitola se zabývá stručnou charakteristikou obyvatelstva a využitím půdy v povodí Vinořského potoka. Větší pozornost je věnována historickému vývoji intravilánu jednotlivých obcí a městských částí v povodí Vinořského potoka.

5.5.1 Vývoj počtu obyvatel

V povodí Vinořského potoka došlo během posledních deseti let k velkému nárůstu obyvatel. Zvýšení počtu obyvatel je dán především polohou povodí v suburbanizovaném území hlavního města Prahy. Zájmové území je oblastí, kde se velmi projevuje proces suburbanizace, kdy se obyvatelé z jádra města přesouvají do jeho zázemí (Ouředníček, 2011). V tab. 12 jsou uvedeny počty obyvatel pro městské části a obce, které buď celou rozlohou nebo její větší částí zasahují do povodí. Uveden je také nárůst počtu obyvatel od r. 2001 a hustota zalidnění.

Největší nárůst počtu obyvatel zaznamenala MČ Satalice (77,52 %) a obec Jenštejn (75,2 %). Nárůst obyvatel je dán výstavbou tzv. satelitních městeček na okraji městské části a obce. Ze stejného důvodu se zvýšil počet obyvatel v obci Dřevčice, Přezletice a Radonice. V Přezleticích se zástavba rozrostla směrem k hranici MČ Vinoř a z MČ Vinoř zase směrem k obci Přezletice, čímž mezi sídelními jednotkami vznikla souvislá zástavba. V MČ Vinoř a Kbely se počet obyvatel zvýšil také díky výstavbě vícepatrových domů. Nejmenší nárůst obyvatel byl zaznamenán v obci Podolanka a tvořil necelých 8 %. Hustota zalidnění je největší v MČ Kbely, kde žije 1 104 obyvatel na km². Kromě obce Dřevčice překračují všechny obce průměrnou hustotu zalidnění v Česku, tj. 133 obyvatel na km².

Rostoucí počet obyvatel má vliv na zatížení jednotlivých ČOV v povodí odpadními vodami. Např. s výstavbou bytových zón v MČ Satalice se zvýšil objem odpadních vod přitékajících na ČOV Kbely, což zhoršilo kapacitní možnosti ČOV.

Tab. 12: Počet obyvatel v obcích a městských částech Vinořského potoka (zdroj: ČSÚ, 2010)

	Počet obyvatel			Nárůst počtu ob. od r. 2001 [%]	Hustota zalidnění [ob./km ²]
	2001	2007	2010		
Praha - Kbely	4 592	5 185	6 611	43,97	1 104
Praha - Vinoř	2 542	3 185	3 736	46,97	624
Praha - Satalice	1 348	2 023	2 393	77,52	630
Radonice	579	653	716	23,66	150
Přezletice	736	843	1 038	41,03	250
Podolanka	488	505	527	7,99	160
Jenštejn	508	703	890	75,20	175
Dřevčice	467	567	692	48,18	123
Brandýs n. L.	15 298	16 214	17 317	13,20	764

5.5.2 Využití půdy

Podle rámcových krajinných typů využití území v Česku se v povodí Vinořského potoka nachází urbanizovaná a zemědělská krajina (Löw, Novák, 2008), přičemž urbanizovaná krajina je v jihozápadní části povodí. V tab. 13 jsou uvedeny podíly druhů pozemků ve vybraných obcích ležících v povodí. Vysoký podíl orné půdy na všech katastrálních územích potvrzuje, že se jedná o zemědělsky využívanou krajinu. Chmelnice ani vinice se v povodí nevyskytují.

Tab. 13: Podíl využití půdy v katastrálních územích v povodí Vinořského potoka (za r. 2010)
(zdroj: Regionální Informační Servis, 2010)

Druhy pozemků	[%]				
	Přezletice	Podolanka	Jenštejn	Radonice	Dřevčice
Orná půda	86,8	81,5	84,9	85,3	82,8
Zahrady	4,6	4,8	3,1	2,9	1,6
Ovocné sady	0,0	0,3	0,4	0,2	1,6
Trvalé tráv. porosty	0,2	3,6	0,6	0,0	0,5
Lesní půda	0,5	0,9	0,6	0,2	0,9
Vodní plochy	0,2	1,5	1,8	0,0	1,8
Zastavěné plochy	2,6	2,1	2,0	3,4	1,8
Ostatní plochy	5,0	5,2	6,7	8,0	9,1

5.5.3 Historicko-geografická analýza zástavby v povodí

Povodí Vinořského potoka se nachází v urbanizovaném území, kde byl analyzován historický vývoj zástavby, u které lze předpokládat značný vliv na kvalitu vody v potocích a na odtokové poměry v povodí. Díky procesu urbanizace se zvětšuje procento nepropustného povrchu, a tím se snižuje objem vody, který se vsakuje do půdy. Dochází tak k nárůstu a zrychlování povrchového odtoku (Brière, 1994). Také se zmenšuje doplňování zásob podzemní vody (Caletková, 2007).

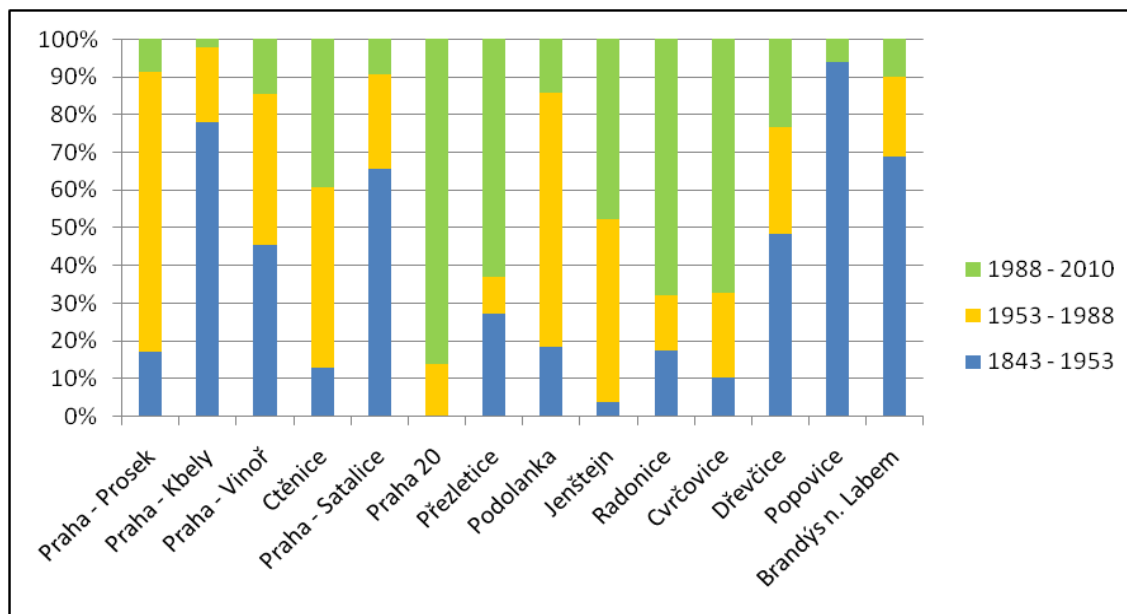
Zastavěná území byla analyzována v letech 1843, 1953, 1988 a 2010 na základě císařských povinných otisků stabilního katastru (ČÚZK, 2006), leteckých snímků z roku 1953 a 1988 (VGHMÚř Dobruška, 1988) a leteckých snímků z roku 2010 (ÚRM, 2010). Císařské otisky a letecké snímky z roku 1953 a 1988 byly nejprve v prostředí ArcGIS georeferencovány a poté byly pomocí editačních nástrojů vytvořeny datové soubory zastavěného území v příslušných letech. Letecké snímky z roku 2010 byly získány připojením WMS služby do prostředí ArcGIS a následně byly vektorizací vytvořeny datové soubory zástavby, přesněji míněno intravilánu. Pojem intravilán je souhrnné označení pro zastavěné území obce a plochy určené k zastavění (Suburbanizace.cz, 2011).

Vývoj zastavěného území od roku 1843 do r. 2010 v povodí Vinořského potoka je znázorněn v mapě 3. Rozlohu zastavěného území v jednotlivých městských částech a obcí, společně s postupným nárůstem plochy zástavby uvádí tabulka 14. Nárůst zastavěné plochy zobrazuje i graf 5.

Tab. 14: Rozloha intravilánů v městských částech a obcích v povodí Vinořského potoka v letech 1843, 1953, 1988 a 2010 a postupný nárůst zástavby mezi jednotlivými roky (zdroj: výpočet v prostředí ArcGIS na základě císařských otisků a leteckých snímků)

	Rozloha [ha]				Postupný nárůst plochy [ha]		
	1843	1953	1988	2010	1843 - 1953	1953 - 1988	1988 - 2010
Praha - Prosek	0,00	17,75	94,72	103,64	17,75	76,97	8,92
Praha - Kbely	13,65	264,19	328,04	335,00	250,54	63,85	6,96
Praha - Vinoř	13,74	65,95	111,75	128,55	52,21	45,80	16,80
Ctěníce	2,43	3,53	7,61	10,98	1,10	4,08	3,37
Praha - Satalice	4,95	74,18	100,98	110,67	69,23	26,80	9,69
Praha 20	0,00	0,00	14,49	105,72	0,00	14,49	91,23
Přezletice	9,10	22,75	27,72	59,38	13,65	4,97	31,66
Podolanka	8,41	12,27	26,52	29,49	3,86	14,25	2,97
Jenštejn	9,68	10,78	25,13	39,23	1,10	14,35	14,10
Radonice	11,40	23,67	33,75	81,20	12,27	10,08	47,45
Cvrčovice	4,85	5,07	5,55	6,99	0,22	0,48	1,44
Dřevčice	11,66	26,66	35,55	42,75	15,00	8,89	7,20
Popovice	7,30	11,23	11,23	11,48	3,93	0,00	0,25
Brandýs n. Labem	49,29	168,50	205,39	222,59	119,21	36,89	17,20

Poznámka: Zvýrazněné číslice vyjadřují období největšího růstu zástavby

Graf 5: Podíl z nárůstu zastavěné plochy od r. 1843 do r. 2010 (zdroj: vypočteno z tab. 14)

Plocha zastavěného území, jež byla analyzována, se týká pouze zástavby, která zasahuje do povodí. Výše uvedené údaje v tabulce a grafu odpovídají zastavěné ploše, kterou zobrazuje mapa 3. Například u plochy zástavby uvedené v tabulce 14 pro Brandýs n. Labem se nejedná o rozlohu zástavby pro celé město, ale jen pro část Brandýsa n. Labem, která zasahuje do povodí Vinořského potoka. Podobně tomu je u MČ Praha – Prosek a MČ Praha 20, které do povodí zasahují pouze okrajově. Praha – Kbely, obec Přezletice a Radonice mají naopak jen malou část zastavěného území mimo povodí. Ostatní městské části a obce se celou zástavbou nacházejí v povodí.

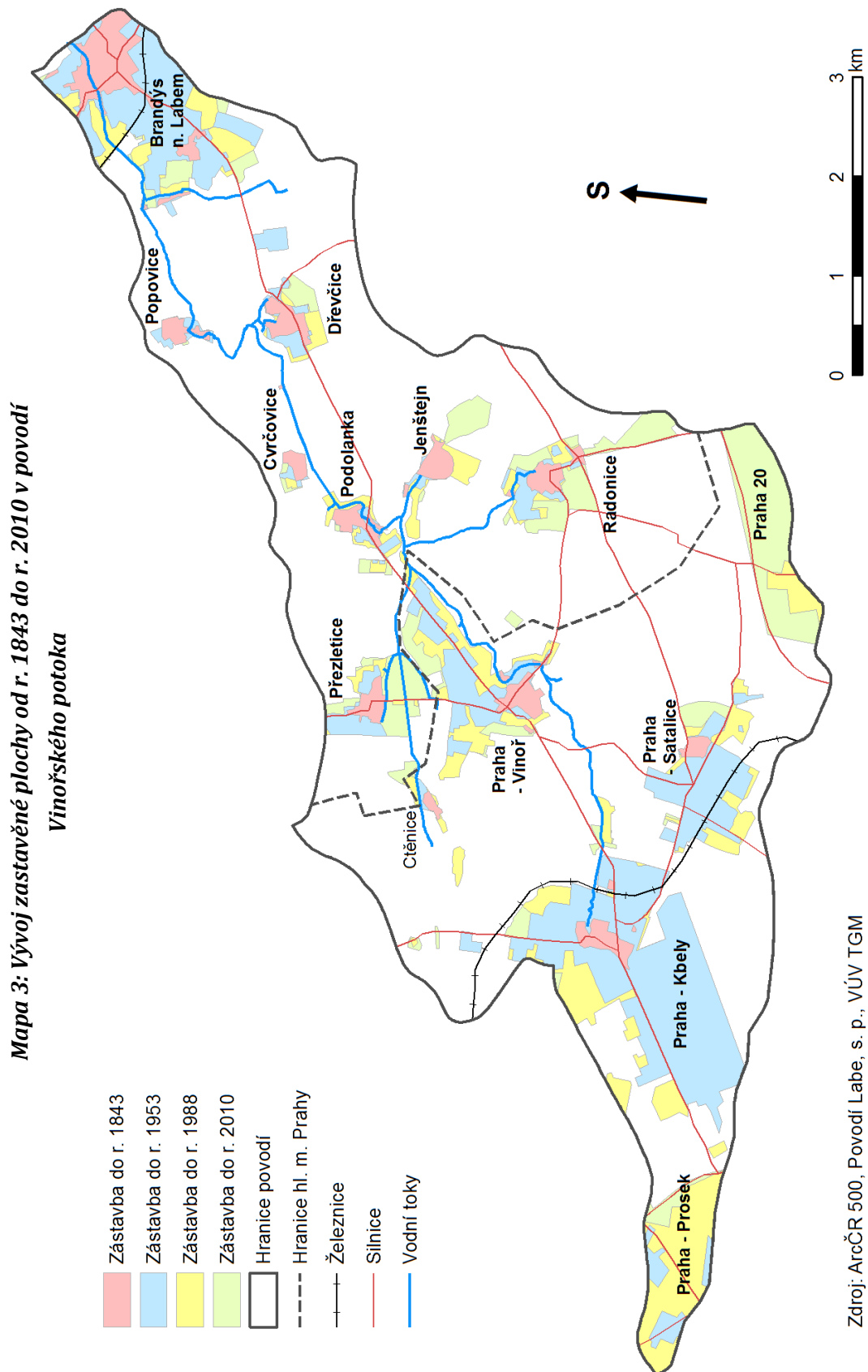
Během sledovaných 167 let došlo k velkému nárůstu zástavby v povodí. Největší vývoj intravilánu je patrný zejména v dnešních městských částech hl. m. Prahy (viz mapa 3). Tehdejší obce Prosek a Horní Počernice (Praha 20) v roce 1843 svou zástavbou do povodí vůbec nezasahovaly. V roce 1843 v obci Kbely a Satalice nepředstavovalo zastavěné území ani 5 % z dnešního intravilánu (dnes tvoří zástavba v MČ Kbely 335 ha, v MČ Satalice 111 ha). Naopak nejmenší rozvoj zastavěného území je patrný v dnešních nejmenších obcích v povodí, ve Cvrčovicích a Popovicích. V roce 1843 tvořila zástavba Cvrčovic téměř 70 % dnešní zástavby, v Popovicích 64 %.

Graf 5 znázorňuje, v jakém období docházelo v jednotlivých obcích k největšímu nárůstu zastavěné plochy v povodí. V nejstarším sledovaném období (od r. 1843 do r. 1953) se plošně nejvíce rozvíjel intravilán Popovic, jehož rozloha se od roku 1953 zvětšila jen nepatrně. Do roku 1953 se dále nejvíce rozrůstala zastavěná plocha ve Kbelích, Satalicích, Brandýse n. Labem a v Dřevčicích. Ve Kbelích byl značný zábor plochy dán hlavně výstavbou kbelského letiště, přilehlých kasáren a průmyslových podniků postavených v meziválečném období (MČ Praha 19, 2011). Velký nárůst zástavby do

r. 1953 představovala především výstavba rodinných domů v Satalicích, Brandýse n. Labem, Dřevčicích a ve Vnoři. Ve Vnoři se intravilán zvětšil také díky výstavbě průmyslových areálů v severovýchodní části obce.

V období od r. 1953 do r. 1988 byl zaznamenán největší nárůst zastavěné plochy v MČ Praha – Prosek, který byl dán především výstavbou panelových domů na konci 60. let 20. století (MČ Praha 9, 2011). Velký nárůst zástavby v tomto období byl také v obci Podolanka díky výstavbě rodinných domů.

V posledním sledovaném období (od r. 1988 do r. 2010) byl největší nárůst zastavěné plochy v MČ Praha 20, v obci Cvrčovice, Radonice, Přezletice a Jenštejn. U MČ Praha 20, která do povodí zasahuje jen okrajově, se jedná o zástavbu průmyslovými areály a skladištními halami. Obec Cvrčovice podle grafu 5 vykazuje sice v tomto období největší nárůst intravilánu, jde však o velmi malé území (rozloha zástavby ve Cvrčovicích se od r. 1843 do r. 2010 zvětšila o pouhých 2,14 ha). Nárůst zastavěné plochy v obci Radonice, Přezletice a Jenštejn je způsoben především rozvojem rezidenční zástavby v zázemí Prahy, který zde byl realizován především v posledních sedmi letech.



6. ZNEČIŠTĚNÍ V POVODÍ VINOŘSKÉHO POTOKA

Povodí Vinořského potoka patřilo v minulosti k jedné z nejvíce znečištěných lokalit těžkými kovy ve dnových sedimentech v ČR. Z hlediska znečištění kadmii dosáhla tato oblast dokonce světové úrovně (jak uvádí Hošek et al. (1992) koncentrace Cd ve dnových sedimentech přesahovaly 2000 mg/kg). Tato kapitola se zabývá dosavadními průzkumy, které byly v povodí Vinořského potoka provedeny.

6.1 Původ znečištění

Pražský inspektorát České vodohospodářské inspekce označil v roce 1989 jako jednoznačný původ znečištění, vody vypouštěné z neutralizační stanice podniku PAL Kbely a přidružených Leteckých opraven Kbely. Podle rozborů obsahoval čistírenský kal z ČOV Kbely 1632 až 4988 mg/kg kadmia v sušině. Díky přetížení ČOV se ve formě kalu zachytilo jen část nerozpuštěných látek. Ročně se na ČOV zachytilo jen 51,2 kg kadmia, zatímco 100 kg kadmia ročně unikalo do Vinořského potoka a ve velké míře se akumulovalo v sedimentech nádrží umístěných na toku (hlavně v Biologickém rybníku) (Šimečková, 1995).

Zdrojem znečištění byla průmyslová výroba, která byla zahájena ve Kbelích v 30. letech 20. století. Od postavení galvanovny, neměla tato výroba vlastní ČOV. Během druhé světové války byl průmyslový závod zabrán německou armádou a došlo k zvýšení výroby (tím se zvýšilo i znečištění). Teprve v roce 1965 byla vybudována mechanicko-biologická ČOV Kbely, ale ani ta nestačila zachytit unikající toxické kovy a jejich soli (Cd, kyanidy, Cu, Ni, Zn a další). Používání Cd a kyanidů v průmyslové výrobě bylo ukončeno v roce 1989. Od roku 1993 byla do provozu uvedena nová ČOV Kbely (Šimečková, 1995).

6.2 Zatížení sedimentů a půdy v povodí Vinořského potoka

První údaje o znečištění zjistili pracovníci Ústředního ústavu geologického (dnes Česká geologická služba – ČGS) v letech 1986 – 1987 v rámci prací na mapě geochemie povrchových vod, když naměřili mimořádné hodnoty obsahu kadmia ve vodách a sedimentech Vinořského potoka. Maximální koncentrace kadmia tehdy ve vodě dosahovala 0,077 mg/l a ve fluvialních sedimentech 33 mg/kg. Za přirozené koncentrace

Cd v sedimentech jsou přitom považovány hodnoty řádově v desetinách mg/kg. Na základě tohoto prvního zjištění byl v roce 1988 proveden podrobný průzkum znečištění Vinořského potoka. Odběry vzorků sedimentů a vody analyzoval Ústav geologie a geotechniky ČSAV (dnes Geologický ústav AV ČR). Vzorky obsahovaly značně vysoké koncentrace Cd (max. 2390 mg/kg) a také vysoké obsahy Cu, Zn a Ni. Naměřené hodnoty vysoce překračovaly koncentrace v sedimentech v porovnání s ostatními pražskými potoky (Botič, Dalejský potok, Rokytky), a to o dva až tři řády. Tyto výsledky potvrdily předchozí zjištění Ústředního ústavu geologického. Po zjištění kontaminace dnových sedimentů byly také analyzovány ryby z Vinořského potoka a z rybníků ve Vinoři. Zjistilo se, že u všech zkoumaných druhů ryb (štika, okoun, plotice, kapr, karas, bolen, cejn) byl překročen limitní obsah kadmia v rybím mase (0,05 mg/kg), a to jak ve svalovině, tak i v ostatních požitelných částech ryb. Zvláště vysoký byl obsah kadmia v játrech a v ledvinách (např. u štiky 2,4 – 2,8 mg/kg). V porovnání s tehdy obvykle získávanými hodnotami z jiných toků byly tyto zjištěné hodnoty desetkrát až padesátkrát vyšší. Hygienický limit byl překročen u některých druhů i v případě Cr a Ni (Hátle, Skřivan, 1989).

Podrobnému studiu kontaminace fluvialních sedimentů Vinořského potoka se ve své práci věnoval Hošek et al. (1992). Stanovil celkový obsah těžkých kovů v rybníčních a potočných sedimentech mezi městskou částí Kbely a obcí Podolanka. Analytické rozbory 28 vzorků opět prokázaly velmi vysoké obsahy toxických kovů. Především koncentrace kadmia, které byly zjištěny v sedimentech Biologického rybníka (v tab. 15 vzorek č. 15), dosahovaly 2090 mg/kg (vzorky č. 11 - 16 jsou znázorněny v obr. 9 na str. 108, kde jsou vyznačeny jako profily H 11 – H 16).

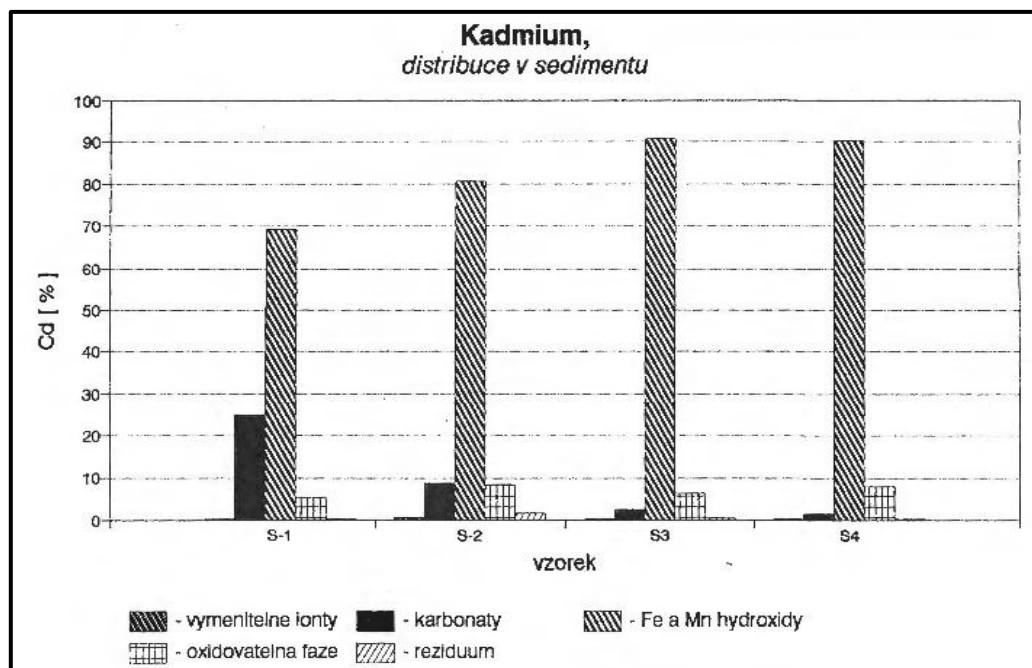
Tab. 15: Obsahy těžkých kovů [mg/kg] a organické hmoty v sedimentech v povodí Vinořského potoka (zdroj: Hošek et al., 1992; Šebek, 1993)

vzorek	Cd	Cr	Ni	Al	Cu	Co	Pb	Zn	Mn	Ag	org. [%]
1	237	2670	181	7104	628	17,6	238	2044	332	30	12,3
2	207	2387	142	7004	594	16,1	342	2000	352	16	12,2
3	56	1393	83	6704	179	19,1	134	942	321	*	11,1
4	88	1748	122	7105	286	16,1	224	1542	293	5	12,5
5	20	89	63	7204	54	11,7	75	114	117	*	7,2
6	*	75	*	7605	51	23,5	50	72	172	*	4,4
7	25	83	62	5403	51	16,2	*	120	215	*	3,5
8	56	408	74	7505	152	16,1	85	775	191	*	8,4
9	1010	4586	280	6004	1216	22,0	134	117	440	35	9,6
10	289	3025	142	6204	1139	15,1	158	2485	219	1	14,4
11	271	5650	300	6105	1978	16,0	221	2922	215	14	17,1
12	628	6714	339	6103	1502	22,1	203	3200	242	47	14,1
13	1367	14125	576	5603	2379	26,5	276	6320	372	110	19,7
14	793	6785	458	5404	4304	15,9	259	6280	352	26	21,4
15	2090	15011	695	5703	3755	23,5	311	8065	528	76	19,3
16	1384	1413	537	6005	2817	21,9	280	6875	419	69	19,8
17	*	75	*	5303	55	16,2	40	115	454	*	14,3
18	1271	10401	537	6002	3325	22,2	256	6085	411	61	16,7
19	680	4702	280	5304	1292	17,6	144	2817	379	23	15,4
20	1115	7423	458	5203	1997	20,6	221	5065	348	58	16,8
21	201	2032	96	6604	530	22,0	99	1198	469	1	15,6
22	1019	6714	466	5603	1998	23,6	203	4252	430	62	15,7
23	1175	7565	399	5302	2054	17,7	214	5025	27	50	17,1
24	775	387	63	5103	274	19,1	78	801	450	*	11,8
25	732	160	162	5301	169	19,0	57	625	54	*	9,4
26	228	89	71	4903	66	20,5	54	317	137	*	9,3
27	219	75	63	4901	68	20,6	64	221	450	*	9,2
28	17	68	29	5223	57	19,9	32	169	313	*	-
min	17	68	29	2902	51	11,7	32	72	27	1	3,5
max	2090	15011	695	7605	4304	26,5	342	8065	528	110	21,4
průměr	581	3594	254,8	5884,1	1155,5	19,1	159,4	2428,7	307	34,3	12,5
* koncentrace prvku pod mezí stavitelnosti											
- nestanoveno											

Maximální koncentrace těžkých kovů v nesilikátových frakcích sedimentů Vinořského potoka překračovaly o více než tři řády hodnoty přirozeného pozadí. Jednalo se především o Cd, Cr, Ni, Cu, Zn a Pb. Hlavní objem kontaminovaných materiálů byl zjištěn v rybnících, kde byly i nejvyšší koncentrace těžkých kovů v sedimentech. Jak již bylo výše zmíněno, extrémní koncentrace většiny kovů byly v sedimentech Biologického rybníka (lokalizace rybníků je uvedena v příloze 1). Nejvýraznější kontaminace dnových sedimentů potoka končila soutokem se Ctěnickým potokem (Hošek et al., 1992).

V této studii byly také provedeny sekvenční testy pro určení distribuce stopových kovů v sedimentech. Z grafu 6 vyplývá, že většina Cd je vázána na hydroxidy Fe a Mn.

Graf 6: Speciace kadmia ve dnových sedimentech v povodí Vinořského potoka (zdroj: Hošek et al., 1992)



V grafu u vzorku S-1 (Biologický rybník) je také značná vazba Cd na karbonáty (představují labilnější formu vazby). To je způsobeno tím, že Biologický rybník byl v té době vypuštěn a byl tak vystaven atmosférickým podmínkám (promrznutí a přístup kyslíku). Díky vazbě na labilnější formy (karbonáty) se tak kadmium stává mnohem náchylnější k mobilizaci již při mírné acidifikaci sedimentu (Hošek et al., 1992).

Výsledky z této studie také ve své diplomové práci uvedl Šebek (1993), který je spoluautorem studie Hošek et al. (1992).

Další velmi podrobný průzkum byl proveden v roce 1994 Českým geologickým ústavem (dnes ČGS), který byl publikován v práci Kadlecová et al. (1994). Pro zjištění rozsahu kontaminace v délce vodního toku byly vzorkovány povrchové řečištní sedimenty i sedimenty tehdy vypuštěných vodních nádrží od pramenné oblasti až po ústí do Labe (celkem bylo odebráno 23 vzorků – viz. tab. 16).

Tab. 16: Obsahy těžkých kovů [mg/kg] v recentních řečištních sedimentech Vinořského potoka (březen až duben 1994) (zdroj: Kadlecová et al., 1994)

vzorek	Cd	Cr	Cu	Pb	Zn	Ni	Co	Ag	Fe %	Mn%
1	141,7	850	504	169	1059	162	11	13,3	1,91	0,04
2	207,6	1796	800	226	1621	288	12	21,4	2,34	0,05
3	35,6	218	136	69	553	52	8	3,7	1,64	0,03
4	56,5	40	49	16	301	40	<5	<0,8	-	-
5	371,0	1194	851	119	2097	171	9	19,1	2,30	0,05
6	15,1	63	68	18	199	23	14	1,0	3,34	0,04
7	<0,8	21	34	24	179	38	27	<0,8	3,95	0,03
8	<0,8	30	25	28	162	18	10	<0,8	2,51	0,08
9	<0,8	15	19	<10	95	8	9	<0,8	1,26	0,04
10	9,9	26	37	27	130	29	6	<0,8	1,56	0,06
11	9,1	49	53	44	188	44	13	<0,8	2,58	0,05
12	10,1	36	42	27	218	18	9	0,8	1,18	0,03
13	64,5	83	107	33	455	64	12	0,9	2,19	0,05
14	3,4	25	28	20	107	23	13	<0,8	2,00	0,14
15	54,9	85	118	35	474	74	20	1,5	2,87	0,20
16	41,7	75	92	31	366	58	12	0,9	2,36	0,18
17	9,3	33	42	23	137	25	14	<0,8	1,92	0,07
18	37,6	65	86	31	346	57	18	<0,8	2,54	0,12
19	24,7	49	63	27	289	41	18	<0,8	2,14	0,13
20	25,1	50	60	33	264	47	10	<0,8	1,98	0,12
21	<0,8	29	26	25	171	16	13	<0,8	2,12	0,04
22	1,9	30	17	18	73	15	13	<0,8	1,98	0,03
23	2,2	21	47	48	244	17	14	1,4	1,19	0,02

Dále byly odebrány vzorky z hlubších fluvialních náplav pomocí ručně vrtaných sond (max. hloubka sond cca 3 – 4 m). Sondy byly lokalizovány v osmi profilech napříč údolní nivou, z toho dva profily vedly napříč Biologickým rybníkem. Maximální hodnoty znečištění byly zjištěny právě v Biologickém rybníku. Tyto hodnoty společně s obsahy těžkých kovů v dalších dvou rybnících v povodí jsou uvedeny v tab. 17.

Tab. 17: Maximální obsahy sledovaných těžkých kovů v rybníčních sedimentech [mg/kg] (zdroj: Kadlecová et al., 1994)

	Cd	Cr	Cu	Zn	Pb	Ni	Ag	Hg
Biologický rybník	1714	5294	3264	6081	291	634	107,2	1,54
U Kamenného stolu	8,2	38	22	58	25	20	1	0,1
Velká Obůrka	424	1495	1400	2700	166	221	21,8	0,75

Z tabulky 17 vyplývá, že obsahy těžkých kovů v Biologickém rybníku dosahovaly extrémních hodnot. Jde především o velké znečištění kadmíem, chromem a mědí. V ostatních zkoumaných rybnících již obsahy těžkých kovů klesly na nižší hodnoty. Z toho lze soudit, že podstatná část těžkých kovů, která unikala z průmyslového podniku PAL Kbely, byla zachycena v sedimentačním prostoru Biologického rybníka. Zbytek byl unášen dál a usazoval se již v menší míře v dalších částech povodí Vinořského potoka. Sedimenty také obsahovaly značné množství organických látek, pocházejících z městské kanalizační sítě i vesnických odpadních vod sváděných často přímo do potoka. Tato směs vytvářela v sedimentačním prostoru redukční prostředí, které udržuje kovy v nepohyblivém stavu. Také byl prokázán stálý poměr obsahů jednotlivých kovů v sedimentech (v místech s vysokým obsahem kadmia byl také vysoký obsah chromu, mědi i všech ostatních sledovaných kovů). Rovněž byl zjištěn stejný způsob distribuce těžkých kovů v řečištních sedimentech od pramene až po ústí. Tyto dva poznatky poukázaly na to, že původ znečištění pocházel ze stejného zdroje (Kadlecová et al., 1994).

V této studii byly také zkoumány vzorky půd. V okolí dolního toku Vinořského potoka, kde byla půda obdělávána v bezprostřední blízkosti toku, byly ve vzorcích půdy zjištěny mírně zvýšené obsahy chromu. Obsah kadmia zde však zjištěn nebyl. Vyšší koncentrace kadmia (max. 141,1 mg/kg) vykazovaly zemědělské půdy v jihovýchodní části Vinoře, kam byly vyvezeny sedimenty z Cukrovarského rybníka. Tyto sedimenty způsobily kontaminaci půdy až do hloubky 1 m (Kadlecová et al., 1994).

V rámci této studie byl také proveden hydrogeologický výzkum a chemický rozbor podzemní a povrchové vody. Zjistilo se, že studny, které byly situované v těsné blízkosti podél celého potoka, měly v průměru vyšší obsah Cd než studny umístěné mimo fluvialní sedimenty potoka. Koncentrace Cd však nepřekračovaly mezní hodnotu normy pro pitnou vodu (ČSN 75 711). Obsah kadmia ve Vinořském potoce se podle normy ČSN 75 7221 (Klasifikace jakosti povrchových vod) pohyboval v II. až III. třídě jakosti. Vyšší obsahy Cd se vyskytovaly v místech s nulovým spádem potoka, což bylo převážně v plochách vodních nádrží. V podzemní i povrchové vodě byly také zjišťovány obsahy Ag, Hg, Ni a Co. Ve všech vzorcích však nebyly překročeny mezní hodnoty ČSN 75 7111 (Kadlecová et al., 1994).

Povodím Vinořského potoka se také ve své diplomové práci zabývala Stáňová (1995), která v tomto území zkoumala těžké kovy v rostlinách. Z patnácti lokalit situovaných od ČOV Kbely po výpusť rybníka Velká Obůrka ve Vinoři byly odebrány vzorky z různých druhů rostlin. Rozkladem rostlinných vzorků, který byl proveden čtyřmi různými způsoby (mineralizace na suché a mokré cestě, prostý výluh a mikrovlnný rozklad), byly stanoveny celkové obsahy těžkých kovů v rostlinách. Nejvyšší obsahy těžkých kovů byly zjištěny u rostlin ze dna Biologického rybníka. Průměrné koncentrace kadmia činily 32,9 mg/kg a maximální koncentrace Cd zde dosahovaly 107 mg/kg, které byly obsaženy v topolu černém. Zvýšené koncentrace v této lokalitě také vykazoval zinek a nikl. Porovnáním koncentrací sledovaných prvků v různých rostlinách bylo zjištěno, že vyšší schopnost

koncentrovat těžké kovy mají vrby, topoly, rožec lepivý, dvouzubec trojdlílný, zlatobýl obrovský a lebeda lesklá. Při porovnání distribuce prvků mezi kořenem a nadzemní částí rostliny měly olovo, rtuť, nikl a kobalt vyšší obsahy v nadzemních částech rostliny. Tato skutečnost je způsobena zvýšeným příjmem těchto kovů z atmosférické depozice. U mědi, chromu, kadmia a zinku byly vyšší koncentrace zaznamenány v kořenech. Pohyb těchto prvků do nadzemních částí rostlin je omezený (Stáňová, 1995).

V roce 2002 Geologický ústav AV ČR provedl fyzikálně – petrografický výzkum podloží bývalého podniku PAL Kbely. Důvodem byla dlouhodobá rezistence průmyslových odmašťovacích a čisticích prostředků na dně zvodněných vrstev. Lokální geologické poměry byly zjištěny pomocí dvaceti vrtů do hloubky 5 až 10 m. Tento výzkum se zabýval petrografií odebraných sedimentů, jehož součástí bylo i orientační vyhodnocení mobility těžkých kovů (Cu, Cd, Ni, Cr, Zn, Pb). Testované spraše z okolí bývalé galvanovny ukázaly extrémní kontaminaci mědí. Maximální hodnoty Cu dosahovaly 1000 mg/kg. V menší míře byly spraše kontaminovány i niklem (81 mg/kg) a zinkem (45 mg/kg). Ostatní analyzované těžké kovy jako je chrom, olovo a kadmium, nepředstavují antropogenní kontaminant. Bylo ovšem zjištěno, že zatímco ve spraších v kyselém prostředí byly kovy dost rezistentní, tak v pískovci existovaly snadno vyluhovatelné labilní formy Cd, Pb, Ni a Cu (Novák et al., 2002).

V roce 2005 byl v povodí Vinořského potoka realizován průzkum firmou EKOHYDROGEO Žitný s. r. o. na základě objednávky Úřadu městské části Prahy 19 ve Kbelských. Hlavním cílem bylo identifikovat množství a případnou kontaminaci dnových sedimentů Kbelského rybníka, Vinořského potoka a zeminy v prostoru zahrádkářské kolonie ve Kbelských. Z těchto lokalit byly odebrány vzorky, jejichž obsahy vybraných těžkých kovů jsou uvedeny v tabulce 18.

Tab. 18: Obsahy těžkých kovů v dnových sedimentech a v zemině v pramenné části Vinořského potoka [mg/kg] (zdroj: Vokšický, 2005)

	S1 sediment nádrž	S2 sediment nádrž	S3 sediment nádrž	S4 sediment nádrž	S5 sediment Vinořský potok	S6 zemina	S7 sediment Vinořský potok
As	<5	5,2	8,5	11	7,7	7,9	7,5
Cd	0,66	0,73	0,87	2	43	18	73
Cr	24	29	29	62	230	93	330
Cu	25	47	47	120	170	75	190
Hg	0,11	0,24	0,29	0,55	0,38	0,23	0,51
Ni	15	21	16	30	52	37	72
Pb	<20	24	36	68	69	41	77
V	45	57	49	73	50	51	53
Zn	110	190	230	450	400	240	490

Hodnoty těžkých kovů uvedené v tabulce 18 byly porovnány s kritérii vyhlášky č. 382/2001 Sb. – O podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě (vyhláška uvedena v kapitole 4. 2. 2., tabulce 3) a s kritérii vyhlášky č. 294/2005 Sb. – O podmínkách ukládání odpadů na skládky a jejich využívání na povrchu terénu. Odebrané vzorky byly také porovnány s limitními hodnotami Metodického pokynu MŽP ČR – Kritéria znečištění zemin a podzemní vody – z roku 1996. Co se týká sedimentu z Kbelského rybníka (vzorky S1 – S4), tak jej lze z hlediska jeho kvality po úpravě využít na zemědělské půdě jako hnojivo. Také lze sediment využít jako surovinu pro průmyslovou výrobu kompostu. Z kvalitativního hlediska bylo v rybničním sedimentu zjištěno pouze jediné minimální překročení limitní koncentrace škodlivin u arsenu (dle vyhlášky č. 294/2005 Sb.). Nebyla zde tedy zjištěna kontaminace spojená se znečištěním pocházejícím z průmyslových areálů (PAL Kbely, Letecké opravny). V sedimentu Vinořského potoka v prostoru zahrádkářské kolonie (vzorek S5) i dále po proudu (vzorek S7) bylo zjištěno překročení maximální koncentrace škodlivin (podle vyhlášky č. 294/2005 Sb.) především u stanovení kadmia a chromu. U Cd v těchto dvou vzorcích byly také výrazně překročeny limity Metodického pokynu MŽP ČR. Jedná se o pozůstatky výrazné kontaminace způsobené v minulosti, kdy do roku 1985 ústil do Vinořského potoka v prostoru zahrádkářské kolonie zatrubněný tok, který do potoka přiváděl kontaminovanou vodu z průmyslových areálů. V zemině z prostoru zahrádkářské kolonie (vzorek S6) byly také zvýšené koncentrace Cd, které lze opět dát do souvislosti s kontaminací z minulosti (Vokšický, 2005).

Zatím posledním výzkumem, který se zabýval Vinořským potokem, je studie Nábělkové a Komínkové (2009), která se zabývá vlivem městského odvodnění. Autorky zkoumají zatížení těžkými kovy v pěti pražských potocích, kde Vinořský potok představuje vodní tok, který je ovlivňován ČOV (vzorky byly odebrány na horním toku Vinořského

potoka za ČOV Kbely). Sledovány byly koncentrace kovů Cd, Cr, Cu, Ni, a Pb ve vodě, dnovém sedimentu a v bentických organismech. U všech sledovaných pražských potoků byl určen odhad biologické dostupnosti kovů ze sedimentu a jejich nebezpečnost, které byly vyhodnoceny na základě několika indexů. Ve vodě Vinořského potoka nebyly prokázány nebezpečné koncentrace výše uvedených těžkých kovů. Těžké kovy byly prokázány zejména ve dnových sedimentech. Těžké kovy byly hodnoceny podle distribučního koeficientu (Kd), který udává podíl koncentrace kovu v sedimentu a ve vodě. Polutant, který se váže spíše do kapalně fáze je více biologicky dostupný, a tím i potenciálně více nebezpečný. Bylo zjištěno, že nejvíce dostupné kovy ze sedimentu (kromě Cd) byly prokázány u Vinořského potoka. Z hlediska koeficientu nebezpečnosti (HQ), který určuje, jak je daný prvek nebezpečný pro vodní prostředí, bylo nejhůře vyhodnoceno Cd v sedimentech Vinořského potoka, kde koeficient nebezpečnosti byl devětkrát vyšší než na ostatních sledovaných potocích. Hlavním zdrojem kontaminace Cd je pravděpodobně stará zátěž pocházející z galvanovny nyní již zaniklého podniku PAL Kbely (Nábělková a Komínková, 2009).

Z výše uvedených průzkumů, které byly v povodí Vinořského potoka provedeny, vyplývá, že nadměrné zatížení sedimentů těžkými kovy (hlavně Cd) bylo zjištěno do poloviny 90. let 20. století. V novějších průzkumech jsou uváděné koncentrace kadmia o dva až tři řády nižší než v předchozích průzkumech. K značnému snížení koncentrací těžkých kovů došlo díky asanaci Biologického rybníka a rybníka U Pohanků, která byla realizována v roce 1996. Bahno z Biologického rybníka bylo odtěženo až do hloubky 1,5 m, aby obsah Cd nepřevyšoval 25 mg/kg (doporučený limit dle Věstníku MŽP ČR ze dne 15. 11. 1992). Tato hodnota nemohla být dodržena na všech místech kvůli nebezpečí protržení jílové vrstvy a narušení pevnosti hráze rybníka. Na skládku v Benátkách nad Jizerou bylo celkem odvezeno 19 380 tun kontaminovaných sedimentů. Z rybníka U Pohanků bylo vytěženo více jak 6 500 tun kontaminovaného materiálu a odvezeno na stejnou skládku jako sediment z Biologického rybníka (Šolc et al., 1998).

Vybrané výstupy z výše uvedených průzkumů v povodí jsou detailněji porovnány v kapitole 8.2.3, kde je provedena i srovnávací analýza s vlastními výsledky z odebraných vzorků sedimentu z Biologického rybníka a jeho okolí.

7. REVITALIZOVANÉ ÚSEKY V POVODÍ

Tato kapitola se zabývá třemi úseky v povodí Vnořského potoka, které byly v nedávné době revitalizovány. Jedná se o pramennou oblast Ctěnického potoka, horní tok Vnořského potoka a revitalizaci rybníka U Kamenného stolu ležícího v PR Vnořský park. První dva zmiňované úseky byly vyhodnoceny pomocí metody EcoRivHab (Matoušková, 2003), na základě které se určuje ekomorfologický stav vodních toků. Cílem bylo porovnat revitalizované úseky s původními a vyhodnotit jejich ekomorfologický stav pomocí této metody. Vyhodnocení a porovnání úseků před a po revitalizaci je uvedeno ve výsledcích v osmé kapitole (8.3.2).

7.1 Pramenná oblast Ctěnického potoka

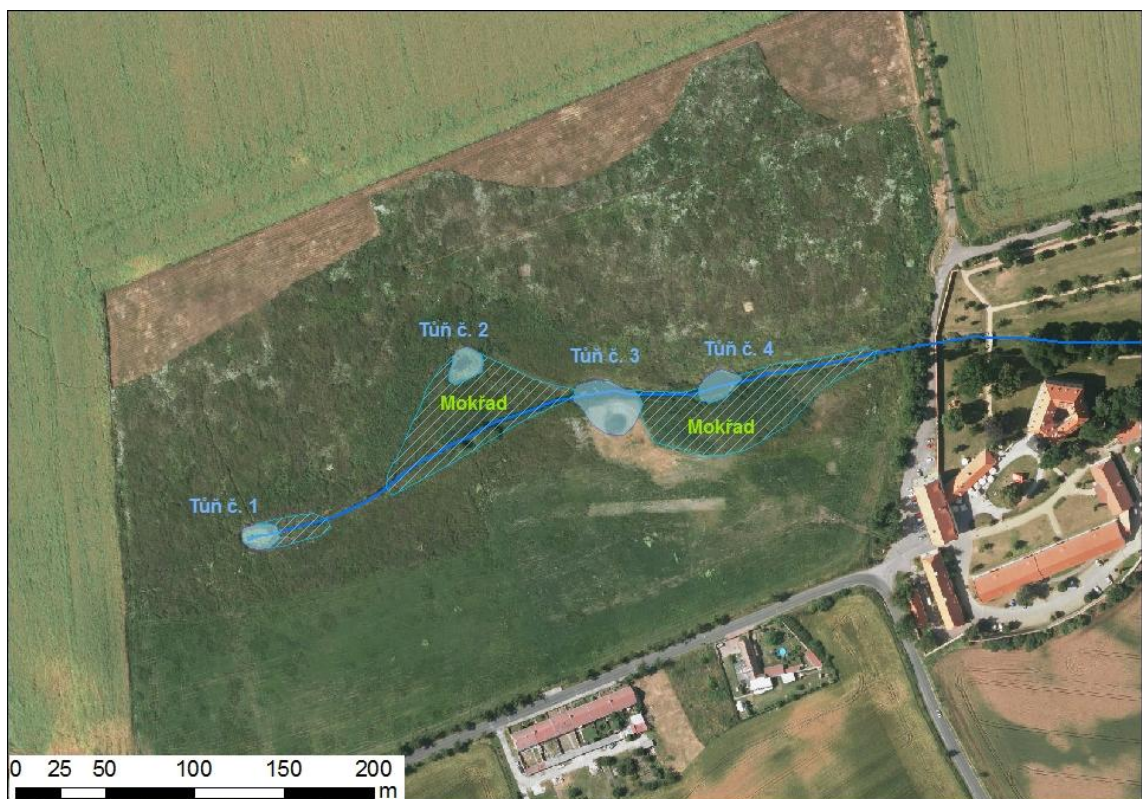
Prameniště Ctěnického potoka se nachází v severozápadní části povodí Vnořského potoka. Území o velikosti 14 ha je na jihu ohraničeno státní silnicí 3. třídy a na východě areálem Ctěnického zámku. Severní a západní hranice přechází do volné krajiny. V roce 2006 Magistrát hl. m. Prahy odkoupil tento pozemek a v roce 2009 začal s revitalizací prameniště. Kdysi na tomto území bývaly porosty a přírodní mokřad, které zanikly v 70. letech 20. století vysušením melioracemi. Cílem revitalizace je převést celou plochu zpět z orné půdy na lesní porosty a mokřad (ENVIS, 2010b).

Pramennou oblast Ctěnického potoka znázorňují letecké snímky z roku 2006 (obr. 5) a z roku 2010 (obr. 6). Novější snímek pochází z jara r. 2010, kdy ještě tůňe a mokřady nebyly zcela vytvořené. V mapě jsou tyto vodní útvary podle navrhovaného plánu revitalizace (ENVIS, 2010b) a podle terénního průzkumu dokresleny pomocí editačních nástrojů v prostředí ArcGIS.

Revitalizace pramenné oblasti Ctěnického potoka není zcela dokončená. Ještě zbývá vysadit podél obvodu vymezené plochy prameniště zimní duby. To by mělo vytvořit „oázu“ oddělenou od ostatních polí. Oblast by pak měla postupně a přirozeně zarůstat. Postupný nárůst druhové rozmanitosti bude monitorován odborníky, jejichž cílem je posoudit do jaké míry a v jakém časovém období dochází ke změnám rostlinných společenstev, a také jestli spontánní vývoj vegetace probíhá žádoucím směrem (ENVIS, 2010b).



Obr. 5: Prameniště Ctěnického potoka před revitalizací (zdroj: CENIA, 2006)



Obr. 6: Prameniště Ctěnického potoka v roce 2010 (zdroj: ÚRM, 2010)

7.2 Centrální park Kbely

Další úsek, který byl v povodí Vinořského potoka revitalizován, se nachází na horním toku Vinořského potoka. Jedná se o centrální část MČ Kbely, kde potok vytéká z Kbelského rybníka a protéká zastavěným územím. Během hodnocení ekomorfolického stavu v roce 2008 byla v této lokalitě zahrádkářská kolonie. V říjnu roku 2009 byl v těchto místech otevřen Centrální park Kbely s revitalizovaným korytem Vinořského potoka. Jedná se o území o rozloze cca 2,5 ha.

Území dříve sloužilo jako zahrádkářská kolonie, kterou využívali především místní obyvatelé k rekreaci. Kromě obdělávaných pozemků, z nichž na řadě z nich byly vybudovány malé chatky a kůlny, byly některé části zájmového území neudržované a pokryté náletovou vegetací (Vokšický, 2008).

Území před revitalizací znázorňuje letecký snímek z roku 2006, kdy zde bývala zahrádkářská kolonie (obr. 7). Letecký snímek z roku 2010 zachycuje nově vytvořený Centrální park (obr. 8).



Obr. 7: Zahrádkářská kolonie ve Kbelích (do roku 2008) (zdroj: CENIA, 2006)



Obr. 8: Bývalá zahrádkářská kolonie, nyní Centrální park Kbely (zdroj: ÚRM, 2010)

7.3 Rybník U Kamenného stolu

Rybník U Kamenného stolu (znázorněn v příloze 1) se nachází v PR Vinořský park. Jedná se o průtočný rybník o velikosti 0,5 ha, kterým protéká pravostranný přítok Vinořského potoka. Díky silnému zastínění vodní plochy a značnému zabahnění je rybník z ekologického hlediska spíše podprůměrnou vodní plochou. Nevyskytují se zde žádné významné druhy živočichů ani rostlin. Za celou dobu své existence nebyl rybník nikdy čištěn, tomu odpovídalo i jeho poměrně velké zanesení bahnem, které činilo cca 3600 m³ sedimentu. Revitalizace probíhala od května do prosince roku 2009 a cílem bylo zejména odbahnění rybníka, oprava hráze a ostrova a rekonstrukce vypouštěcího zařízení (Lesy hl. m. Prahy, 2010a). Detailní náčrtek rybníka U Kamenného stolu s popisem jednotlivých úprav je uveden v příloze 3.

Kvůli odbahnění byl rybník nejprve vypuštěn a poté se nechal vyschnout sediment (vyschnutí probíhalo díky zastínění rybníka 6 – 8 měsíců). Po vyschnutí byl sediment vytěžen a odvezen na příslušnou rekultivaci. Dále byla provedena oprava ostrova, jehož břehy byly silně erodovány a jeho stabilita byla tak narušena. Břehy ostrova byly dosypány zeminou a svahy zpevněny kamenným záhozem. Nutná byla i oprava hráze, která byla poškozena erozí a vyvrácenými stromy. Rekonstrukce hráze tedy spočívala v odstranění nevhodné vegetace a ve zpevnění hráze kamennou dlažbou (Lesy hl. m. Prahy, 2010a).

8. VÝSLEDKY

8.1 Kvalita vody v povodí Vinořského potoka

Celkové výsledky fyzických a chemických ukazatelů na jednotlivých profilech jsou shrnuty v tabulce 19, 20 a 21. Pro každý ukazatel byla vypočtena minimální, průměrná a maximální hodnota. Určité ukazatele byly orientačně zařazeny do jakostních tříd podle ČSN 75 7221. Ukazatele byly klasifikovány na základě zjištěných nejnepříznivějších hodnot (ze čtyř odběrů). Amoniakální dusík byl zařazen do jakostní třídy podle průměrné hodnoty, protože maximální zjištěné koncentrace dosahovaly extrémních hodnot a mohly by tak zkreslovat výsledné zařazení.

Tab. 19: Vyhodnocení jakosti vod na profilech č. 1 – 3 v povodí Vinořského potoka

Parametr/ ukazatel	Profil č. 1				Profil č. 2				Profil č. 3			
	min	prům.	max	třída	min	prům.	max	třída	min	prům.	max	třída
Průtok [l/s]	34,67	41,98	56,99		7,24	41,45	86,04		49,63	73,19	98,24	
Teplota [°C]	9,00	12,75	16,00		0,00	10,70	22,00		5,00	12,00	21,00	
pH	7,19	7,62	8,00		7,66	8,04	8,40		7,59	8,08	8,50	
Vodivost [mS/m]	73,5	80,8	88,7	III.	69,9	79,4	90,3	III.	80,3	87,4	95,6	III.
Rozpuštěný kyslík [mg/l]	3,30	4,70	7,50	IV.	6,40	7,70	8,50	II.	6,20	7,70	8,50	II.
Celk. acid. ZNK _{8,3} [mmol/l]	0,24	0,55	0,98		0,29	0,34	0,49		0,29	0,41	0,49	
Celk. alkal. KNK _{4,5} [mmol/l]	3,45	4,37	5,08		3,93	4,32	4,70		4,14	4,58	5,01	
CHSK _{Mn} [mg/l]	5,60	6,58	7,52	II.	6,08	9,50	15,36	IV.	6,08	7,94	10,40	III.
Tvrdost vody [mmol/l]	3,28	3,82	4,71		3,69	4,11	4,62		4,15	4,55	5,08	
Vápník [mg/l]	85,02	100,61	125,25	II.	104,72	121,88	142,41	II.	73,92	111,23	150,55	III.
Chloridy [mg/l]	72,30	85,71	100,38	II.	64,33	80,57	108,81	II.	71,94	88,58	111,61	II.
Dusitanový dusík [mg/l]	0,03	0,13	0,24	V.	0,07	0,21	0,50	V.	0,09	0,19	0,40	V.
Dusičnanový dusík [mg/l]	9,03	10,83	13,33	V.	4,23	7,41	10,18	IV.	6,15	8,47	11,40	V.
Amoniakální dusík [mg/l]	0,12	4,63	16,57	IV.	0,16	2,34	8,39	IV.	0,08	2,49	9,18	IV.
Orthofosfor. PO ₄ ³⁻ [mg/l]	0,21	0,69	0,98		0,31	0,51	0,76		0,27	0,60	0,74	

Tab. 20: Vyhodnocení jakosti vod na profilech č. 4 a 5 v povodí Vinořského potoka

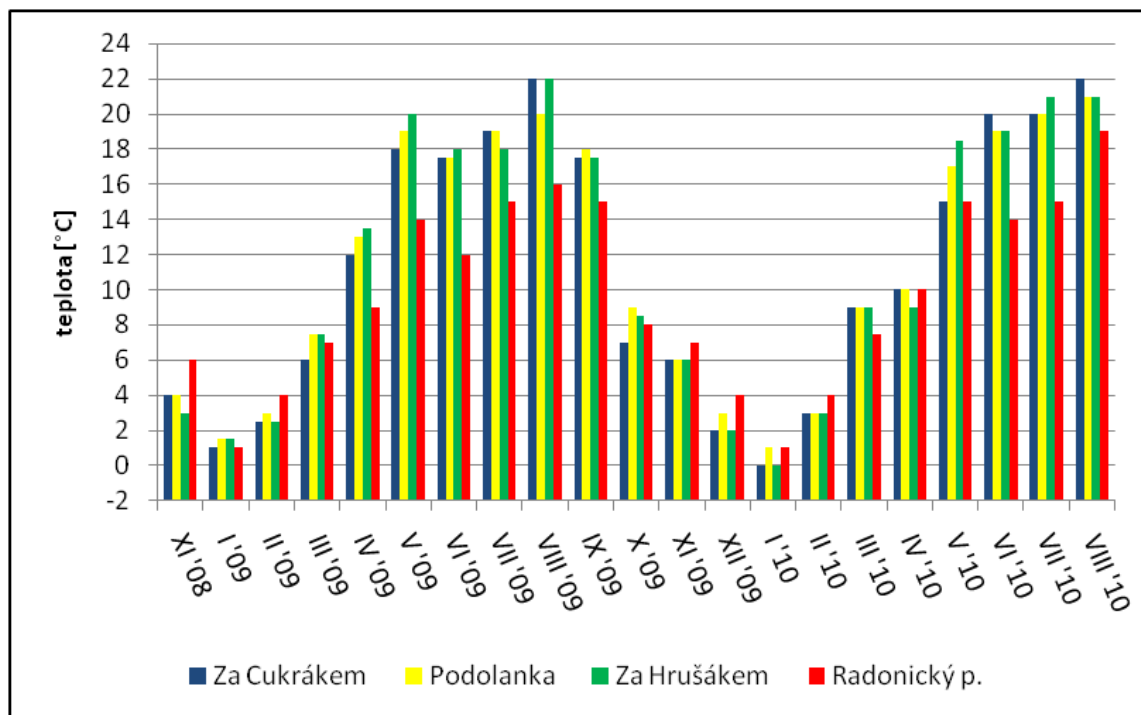
Parametr/ ukazatel	Profil č. 4				Profil č. 5			
	min	prům.	max	třída	min	prům.	max	třída
Průtok [l/s]	49,06	96,69	189,51		63,57	117,47	194,23	
Teplota [°C]	1,0	11,0	21,0		3,0	12,3	22,0	
pH	7,68	8,08	8,42		7,82	8,16	8,49	
Vodivost [mS/m]	80,2	90,0	100,2	III.	81,8	91,0	101,0	III.
Rozpuštěný kyslík [mg/l]	9,2	10,9	12,7	I.	7,4	10,3	14,7	I.
Celk. acid. ZNK _{8,3} [mmol/l]	0,29	0,46	0,67		0,29	0,42	0,67	
Celk. alkal. KNK _{4,5} [mmol/l]	4,34	4,76	5,22		4,34	5,04	5,74	
CHSK _{Mn} [mg/l]	7,76	9,68	13,44	III.	5,76	7,36	8,96	II.
Tvrdost vody [mmol/l]	4,51	4,94	5,33		4,56	4,95	5,53	
Vápník [mg/l]	34,41	97,54	166,83	III.	28,34	101,65	172,93	III.
Chloridy [mg/l]	68,48	82,12	98,28	II.	70,55	83,16	98,98	II.
Dusitanový dusík [mg/l]	0,08	0,19	0,37	V.	0,04	0,08	0,13	V.
Dusičnanový dusík [mg/l]	5,76	7,84	9,80	IV.	5,19	7,75	10,37	IV.
Amoniakální dusík [mg/l]	0,16	3,28	10,58	IV.	0,08	0,93	3,27	III.
Orthofosfor. PO ₄ ³⁻ [mg/l]	0,26	0,49	0,68		0,27	0,82	1,25	

Tab. 21: Vyhodnocení jakosti vod na profilech č. 6 a 7 v povodí Vinořského potoka

Parametr/ ukazatel	Profil č. 6				Profil č. 7			
	min	prům.	max	třída	min	prům.	max	třída
Průtok [l/s]	56,63	104,45	234,74		3,15	8,11	12,40	
Teplota [°C]	0,0	11,0	22,0		1,0	9,4	19,0	
pH	8,04	8,18	8,25		7,76	8,16	8,58	
Vodivost [mS/m]	81,8	91,7	103,8	III.	100,1	104,0	106,6	III.
Rozpuštěný kyslík [mg/l]	3,9	9,9	15,3	IV.	8,9	9,6	10,0	I.
Celk. acid. ZNK _{8,3} [mmol/l]	0,29	0,33	0,39		0,29	0,34	0,39	
Celk. alkal. KNK _{4,5} [mmol/l]	4,45	4,92	5,43		6,00	6,11	6,16	
CHSK _{Mn} [mg/l]	5,52	7,52	9,52	II.	4,48	5,38	6,96	II.
Tvrdost vody [mmol/l]	4,56	4,99	5,58		7,02	7,08	7,16	
Vápník [mg/l]	50,61	101,57	172,93	III.	18,22	148,18	266,51	IV.
Chloridy [mg/l]	68,48	84,04	101,79	II.	61,56	66,39	69,50	II.
Dusitanový dusík [mg/l]	0,04	0,09	0,12	V.	0,01	0,03	0,06	V.
Dusičnanový dusík [mg/l]	4,80	6,97	9,60	IV.	10,05	11,35	12,49	V.
Amoniakální dusík [mg/l]	0,08	1,01	3,11	III.	0,04	2,22	8,59	IV.
Orthofosfor. PO ₄ ³⁻ [mg/l]	0,35	0,79	1,17		0,35	0,40	0,50	

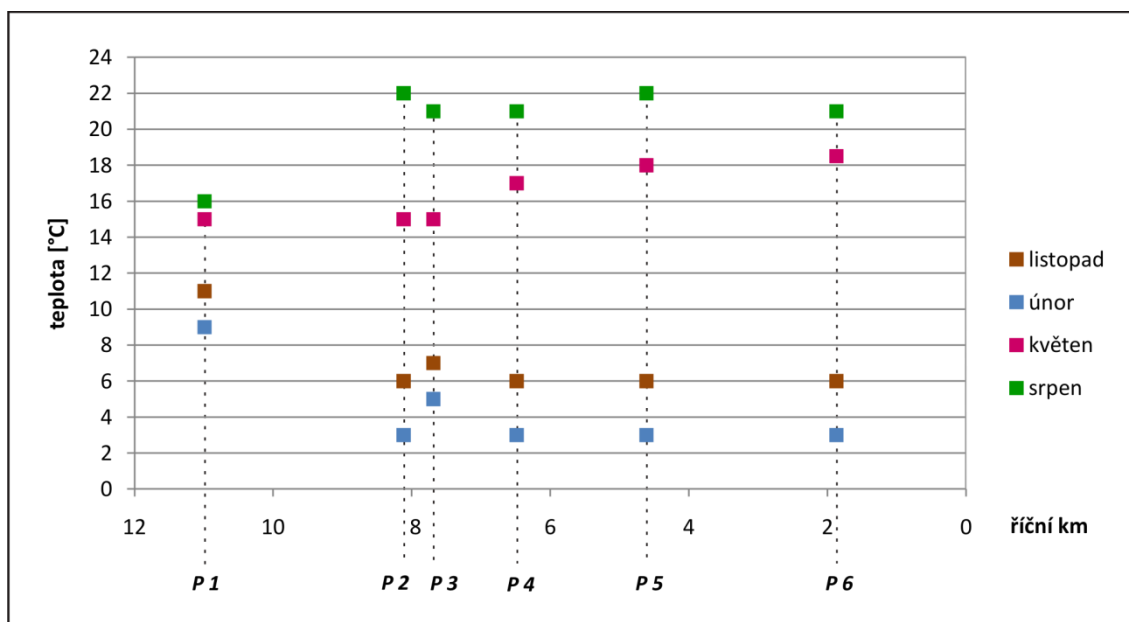
8.1.1 Teplota, vodivost, pH

Teplota vody v povodí Vinořského potoka byla pravidelně měřena společně s průtoky a rozpuštěným kyslíkem každý měsíc od listopadu r. 2008 do srpna r. 2010 na profilu č. 2 – Za Cukrákem, profilu č. 4 – Podolanka, profilu č. 6 – Za Hrušákem a na profilu č. 7 – Radonický potok. Průběh teploty vody v tomto období zachycuje graf 7, naměřené hodnoty jsou uvedeny v příloze 4. Teplotní údaje za prosinec 2008 chybí, z důvodu absence teploměru.

Graf 7: Chod teploty vody na profilech č. 2, 4, 6 a 7 (listopad 2008 – srpen 2010)

Nejnižší teploty vody během dvaadvaceti sledovaných měsíců byly na všech profilech naměřeny v lednu, nejvyšší teploty v srpnu (v případě profilu Za Hrušákem i v červenci r. 2010). Maximální zjištěné teploty činily 22 °C a byly naměřeny na profilu Za Cukrákem v srpnu roku 2009 a 2010 a také na profilu Za Hrušákem v srpnu 2009. Minimální naměřená teplota byla 0 °C, a to v lednu r. 2010 na profilu Za Cukrákem a Za Hrušákem. Z hlediska rozpětí teplot má nejmenší amplitudu Radonický potok. Především v hydrologickém roce 2009, kdy byl rozdíl minimálních a maximálních teplot na tomto profilu 15 °C (minimum 1 °C, maximum 16 °C). Nízké teploty v letním období na Radonickém potoce jsou nejspíš způsobeny značným zastíněním vodního toku po celé jeho délce. K prudkému nárůstu teploty vody dochází mezi dubnem a květnem, zejména v hydrologickém roce 2010 (největší nárůst byl zaznamenán na profilu Za Hrušákem, kde se teplota v toku zvýšila o 9,5 °C). Naopak největší pokles teplot nastal mezi zářím a říjnem, kdy se teplota vody ochladila až o 10,5 °C (na profilu Za Cukrákem). Zajímavý je také průběh teploty vody v letním období v roce 2009, kdy byl v červnu zaznamenán pokles teploty na všech profilech. V červnu v roce 2010 se teplota vody ochladila pouze v Radonickém potoce.

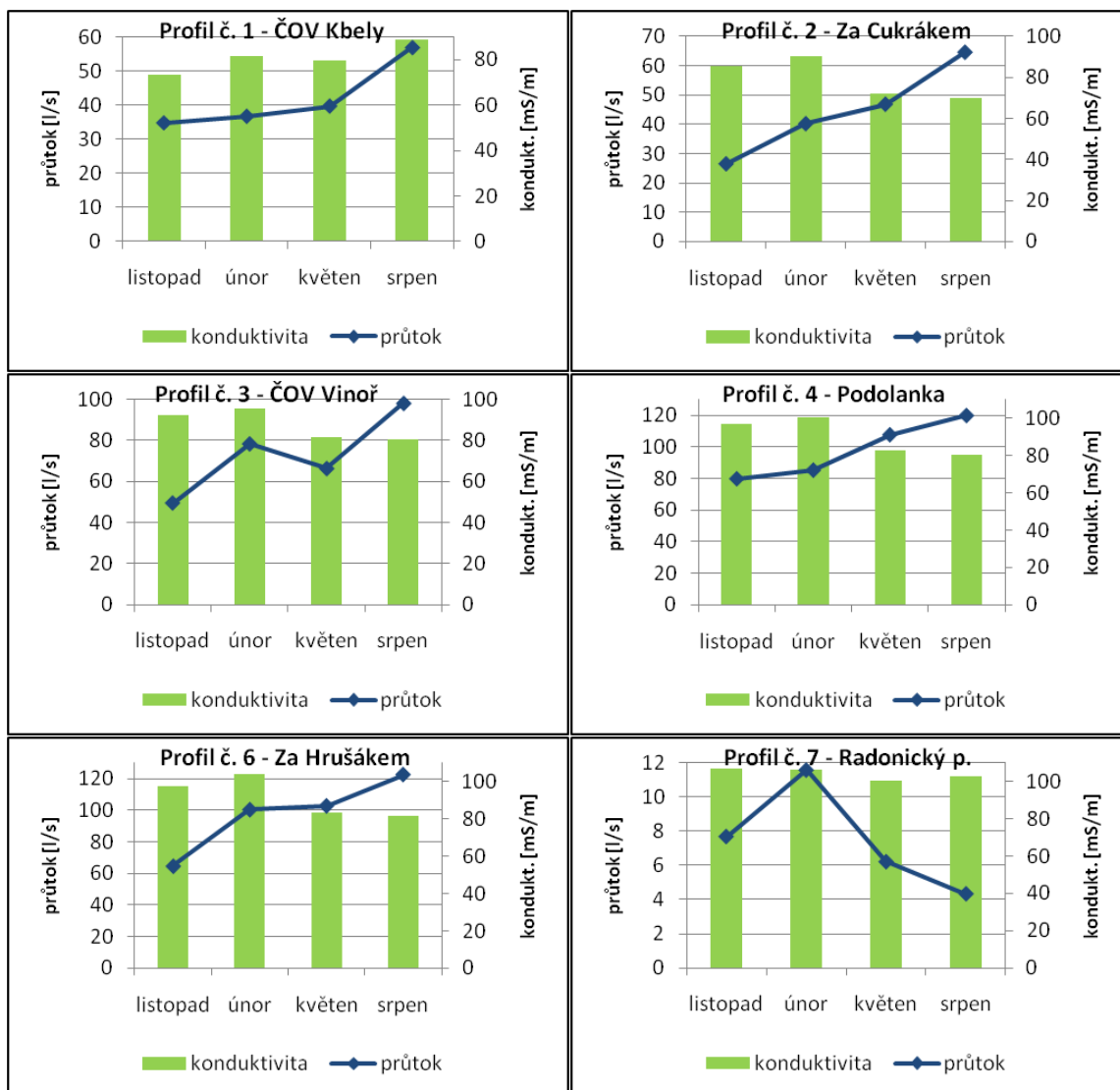
Teplota vody zkoumaná v podélném profilu Vinořského potoka je znázorněna v grafu 8. Teplota zde byla měřena čtyřikrát během jednoho roku (listopad 2009, únor, květen a srpen 2010).

Graf 8: Podélný profil teploty vody na Vinořském potoce

Z grafu podélného profilu vyplývá, že nejnižší teploty vody byly na všech sledovaných profilech naměřeny v únoru a nejvyšší teploty v srpnu. Nejmenší teplotní rozpětí bylo zaznamenáno na horním toku v profilu č. 1 – ČOV Kbely. Rozdíl minimální a maximální teploty zde činil pouhých 7 °C (nejnižší teplota byla 9 °C, nejvyšší 16 °C). Jak název profilu napovídá, odběrové místo se nachází za ČOV Kbely, která teplotu vody v potoce velmi ovlivňuje. Další ovlivnění ČOV je patrné na profilu č. 3, který se nachází za ČOV Vnoř. Amplituda teploty vody není tak nízká jako v případě profilu č. 1, přesto zde byl zaznamenán pokles teploty v srpnovém měření a zejména nárůst teploty v únorovém měření, což může být důsledek vypouštění vod z ČOV ve Vnoři. Rozpětí teplot v porovnání s profilem č. 1 není tak malé také díky přítoku Ctěnického potoka, který se vlévá do Vnořského potoka před profilem č. 3.

Elektrolytická konduktivita byla na všech sedmi profilech vyhodnocena III. třídou jakosti povrchových vod. Hodnoty konduktivity se pohybovaly v rozmezí 69,9 – 106,6 mS/m. Průběh konduktivity a průtoků během čtyř ročních období v jednotlivých profilech je uveden v grafech 9.

Grafy 9: Průběh konduktivity a průtoku během čtyř ročních období ve vybraných profilech

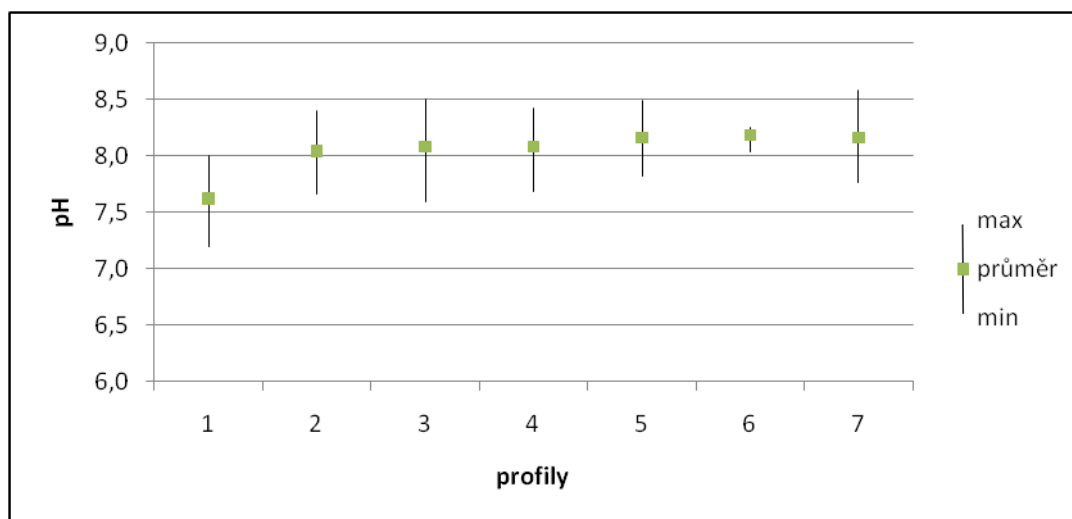


Průběh konduktivity a průtoku vody byl graficky vyjádřen pouze pro šest profilů. Profil č. 5 – ČOV Dřevčice zde uveden není, protože jeho průběh byl téměř totožný s profilem č. 6 – Za Hrušákem. Z výše uvedených grafů vyplývá, že nejmenší rozdíl hodnot konduktivity během čtyř ročních období byl zaznamenán na Radonickém potoce (profil č. 7). Rozdíl mezi minimální a maximální hodnotou činil jen 6,5 mS/m. Na tomto profilu byla také naměřena největší konduktivita v povodí. Kromě profilu č. 1, byl na všech profilech Vinořského potoka zjištěn stejný průběh hodnot konduktivity během jednotlivých ročních období. Na profilu č. 2 – 6 byly nejnižší hodnoty konduktivity zjištěny v srpnu, kdy byl také na těchto profilech naměřen nejvyšší průtok.

Hodnoty pH se v povodí Vinořského potoka vyskytují od 7,19 do 8,58 pH. Průměrná hodnota pH činí 8,05 (minimální, průměrné a maximální hodnoty pH znázorňuje graf 10). Minimální hodnoty pH na všech profilech byly zjištěny v listopadu, maximální hodnoty pH v květnu (v profilu č. 6 byla maximální hodnota zaznamenána v srpnu). Zvýšené hodnoty

v jarních a letních měsících mohou být způsobeny zvýšenou fotosyntetickou činností zelených organismů. Hodnoty pH jsou v povodí poměrně vyrovnané. Mírný výkyv byl zaznamenán v profilu č. 1, kde byla průměrná hodnota oproti průměrným hodnotám ostatních profilů nižší o cca 0,5 pH. Nejmenší rozdíl mezi minimální a maximální hodnotou byl naměřen na profilu č. 6 a činil pouhých 0,21 pH.

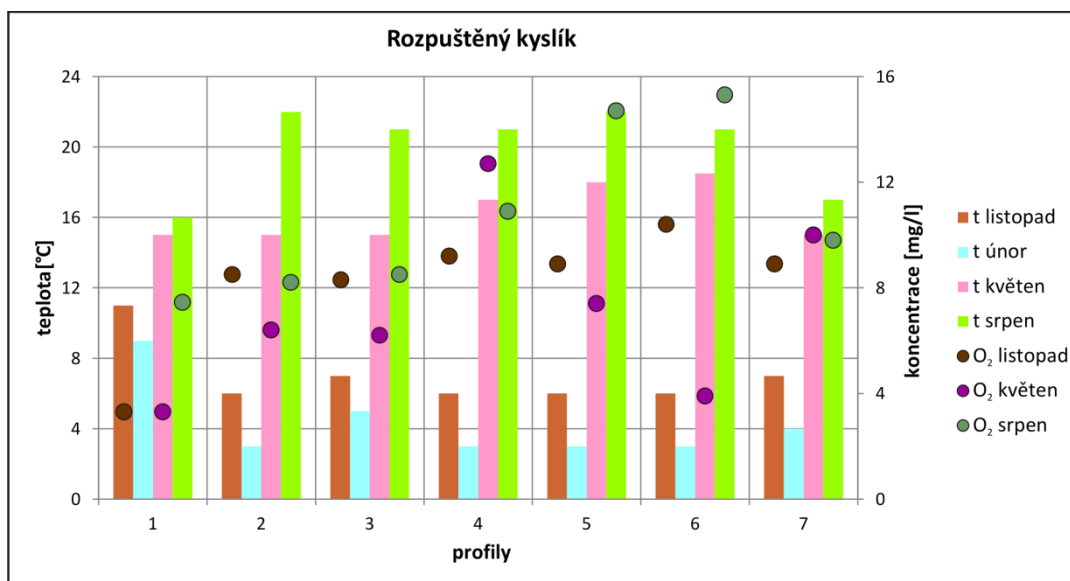
Graf 10: Hodnoty pH v povodí Vinořského potoka



8.1.2 Ukazatele kyslíkového režimu

Z ukazatelů kyslíkového režimu byl vyhodnocen rozpuštěný kyslík a chemická spotřeba kyslíku manganistanem (CHSK_{Mn}).

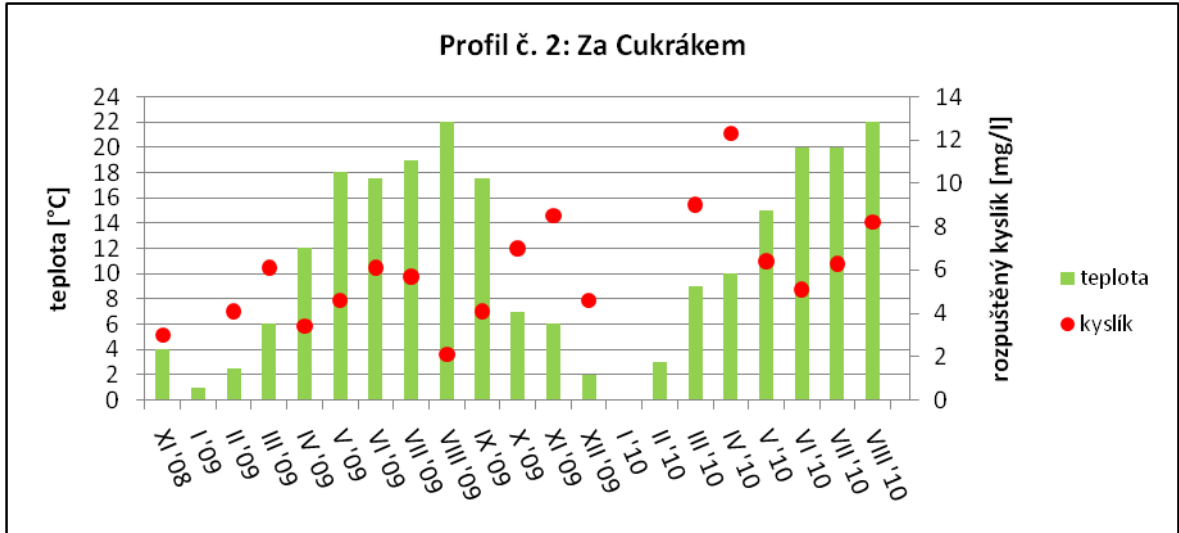
Koncentrace rozpuštěného kyslíku na jednotlivých profilech znázorňuje graf 11. Z technických důvodů chybí údaje za únorové měření. Nejvyšší koncentrace rozpuštěného kyslíku na profilech č. 1, 3, 5 a 6 byly naměřeny v srpnu, na profilech č. 4 a 7 v květnu. Tento fakt může být zapříčiněn fotosyntézou zelených organismů ve vodním toku, která je v těchto měsících intenzivnější. Nejpříznivěji vyšly koncentrace rozpuštěného kyslíku na profilech č. 4, 5 a 7, které byly klasifikovány jako I. jakostní třída, což značí velmi čistou vodu. Naopak nejhůře byly vyhodnoceny profily č. 1 a 6, které byly vyhodnoceny jako IV. jakostní třída.

Graf 11: Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody na jednotlivých profilech

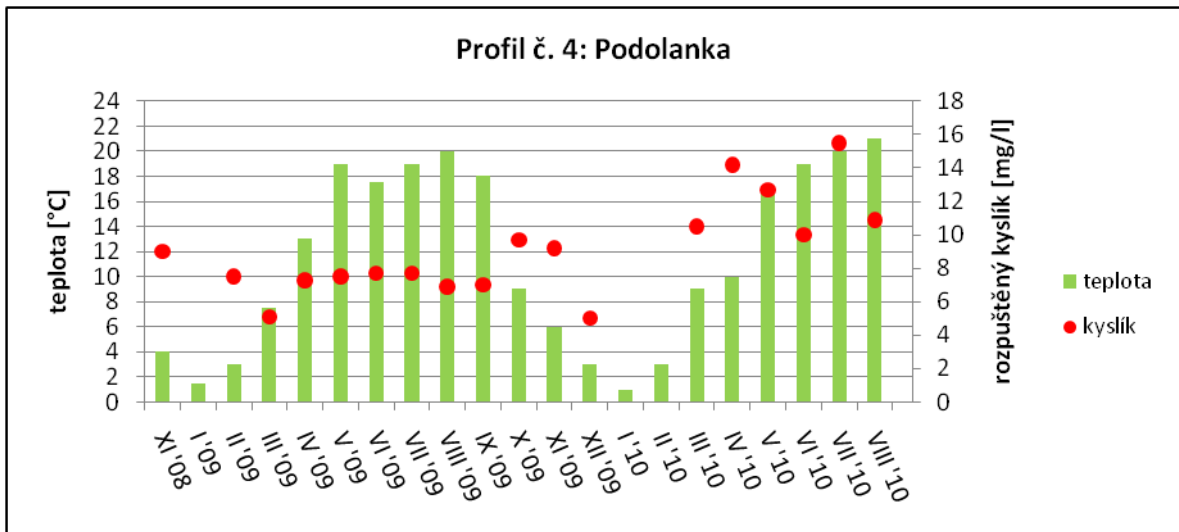
Na profilech č. 2 – Za Cukrákem, č. 4 – Podolanka, č. 6 – Za Hrušákem a na profilu č. 7 – Radonický potok byl rozpuštěný kyslík monitorován společně s průtoky a s teplotou každý měsíc od listopadu 2008 do srpna 2010. Naměřená data jsou uvedena v příloze 5. Graf 12, 13, 14 a 15 zobrazuje koncentrace rozpuštěného kyslíku v závislosti na naměřené teplotě vody na profilu č. 2 – Za Cukrákem, 4 – Podolanka, 6 – Za Hrušákem a na profilu č. 7 – Radonický potok. V datové řadě chybí údaje za prosinec 2008, leden 2009 a únor 2010 kvůli nefunkčnosti, nebo absence oxymetru v těchto měsících. Dále také do grafů nebyla vynesena hodnota koncentrací rozpuštěného kyslíku za leden 2010, protože na všech profilech byly naměřeny koncentrace okolo 1 mg/l, což lze nejspíš považovat za chybu přístroje (oxymetru). Během sledovaných měsíců hodnoty koncentrací rozpuštěného kyslíku značně kolísaly. Poměrně vyrovnané hodnoty byly zaznamenány na profilu č. 4 – Podolanka a 6 – Za Hrušákem v období od listopadu 2008 do září 2009. Průměrná hodnota koncentrací rozpuštěného kyslíku za toto období činila na profilu Podolanka 7,3 mg/l a na profilu Za Hrušákem 8,1 mg/l. Nejvyšší koncentrace byly na všech profilech naměřeny na jaře a v létě v roce 2010. Maximální hodnota na profilu č. 2 byla stanovena v dubnu, na profilu č. 4 v červenci, na profilu č. 6 v srpnu a na profilu č. 7 – Radonický potok v červnu v roce 2010. Nejnižší koncentrace rozpuštěného kyslíku byly na všech profilech kromě profilu č. 2 naměřeny v prosinci roku 2009. V tomto měsíci se koncentrace pohybovaly okolo 5 mg/l. Na profilu č. 2 byly minimální koncentrace naměřeny v srpnu 2009. Protože hodnoty rozpuštěného kyslíku dosahovaly pouhé 2,1 mg/l, je pravděpodobné, že se jednalo o chybu v měření. Další nízké koncentrace na tomto profilu byly zaznamenány v listopadu 2008. Z hlediska závislosti rozpuštěného kyslíku na teplotě vody obecně platí, že se zvyšující se teplotou vody obsah rozpuštěného kyslíku klesá a naopak. Tento jev je patrný na profilu č. 2 a 7 od června do října roku 2009 a na profilu č. 6 od května do října r.

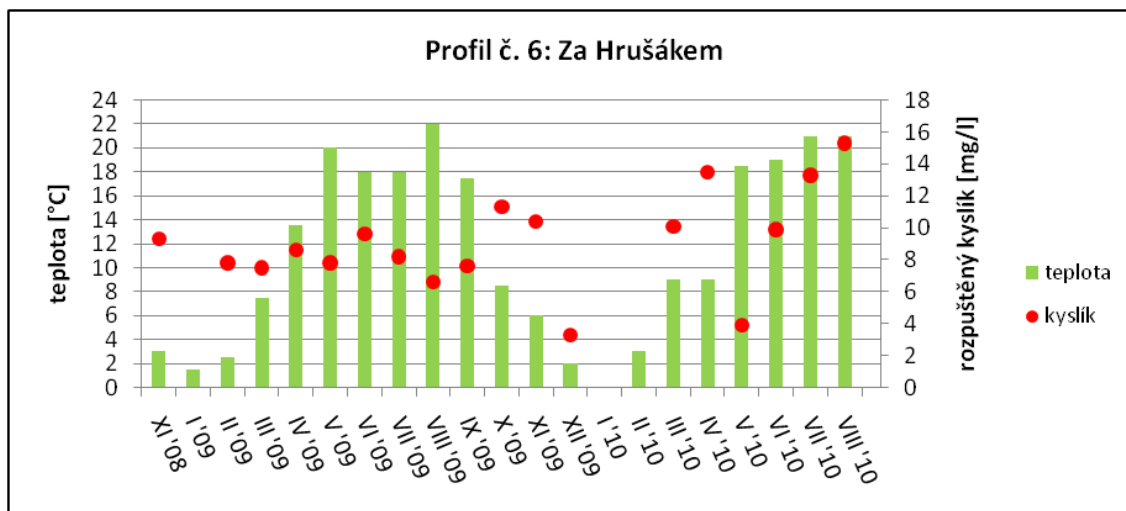
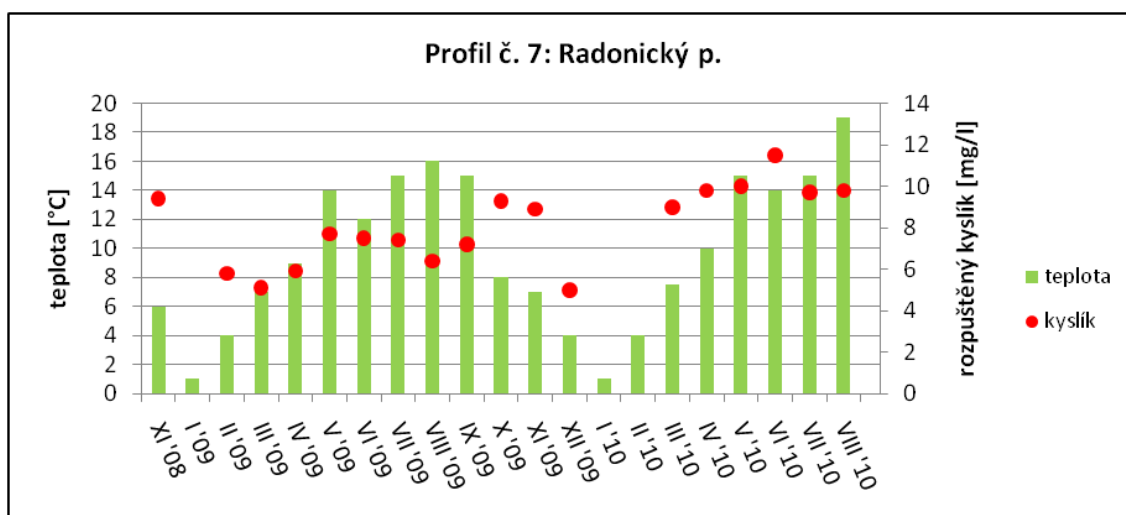
2009. Na profilu č. 4 jsou koncentrace rozpuštěného kyslíku v tomto období velmi vyrovnané, stejně jako teplota vody, která se od května do září r. 2009 pohybuje okolo 18 – 20 °C.

Graf 12: Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 2)

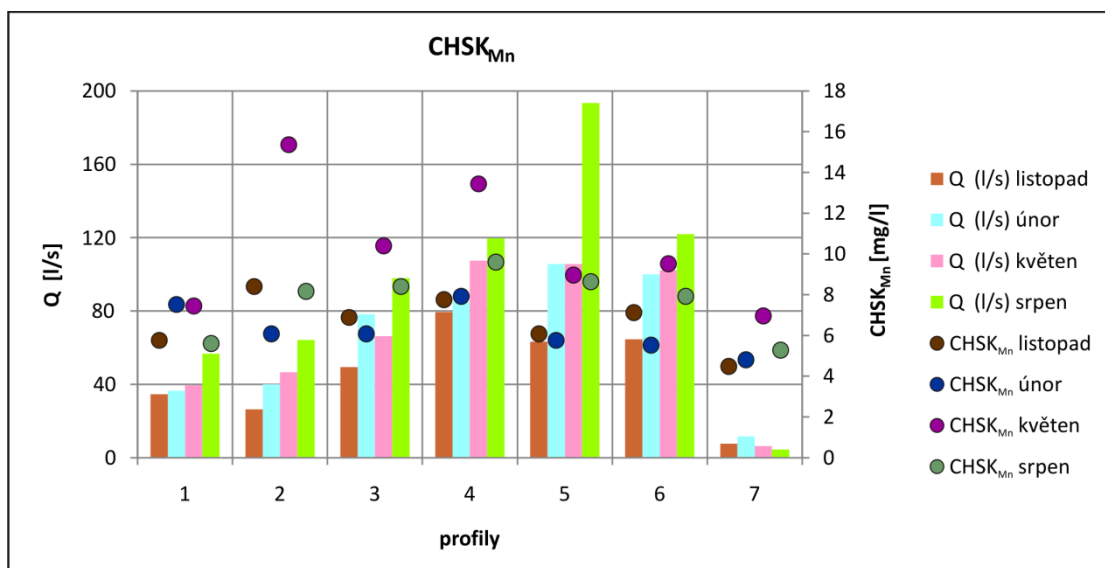


Graf 13: Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 4)

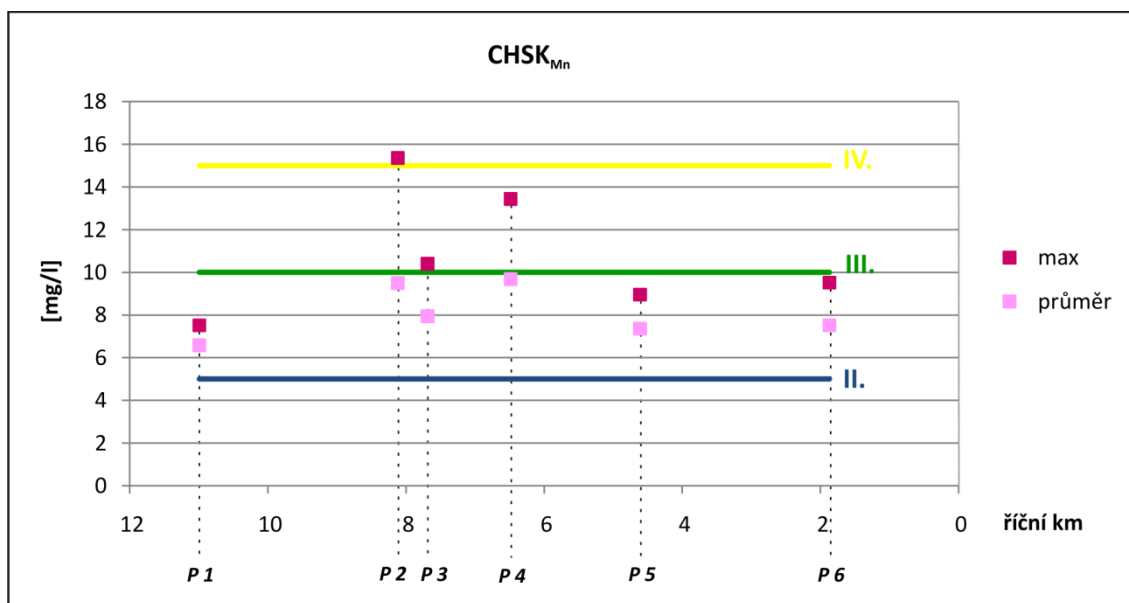


Graf 14: Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 6)**Graf 15: Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 7)**

Další z ukazatelů kyslíkového režimu byla vyhodnocena chemická spotřeba kyslíku manganistanem. V klasifikaci jakosti vod v tab. 19 byla $CHSK_{Mn}$ nejhůře vyhodnocena na profilu č. 2, který byl klasifikován jako IV. jakostní třída. Nejlépe byly vyhodnoceny profily č. 1, 5, 6 a 7, které byly zařazeny do II. třídy jakosti vod. Podle grafu 16 byla nejvyšší $CHSK_{Mn}$ zaznamenána v květnu. Naopak nejmenší $CHSK_{Mn}$ byla prokázána v chladnějším období, v únoru nebo v listopadu. Výjimkou je profil č. 1, kde nejvyšší hodnoty byly zaznamenány v únoru a nejnižší v květnu. Jedná se však o malé rozdíly v hodnotách naměřených v jednotlivém období.

Graf 16: Závislost $CHSK_{Mn}$ a naměřených průtoků na jednotlivých profilech

Graf 17 zachycuje vývoj $CHSK_{Mn}$ v podélném profilu na Vnořském potoce. V grafu podélného profilu jsou uvedeny maximální a průměrné zjištěné hodnoty a také jsou zde vykresleny mezní hranice IV., III. a II. třídy jakosti vod podle ČSN 75 7221. Maximální hodnoty chemické spotřeby kyslíku mezi jednotlivými profilem dost kolísají, průměrné hodnoty jsou vyrovnanější. Nejvíce jsou organické látky oxidovány na profilu č. 2 – Za Cukrákem, maximální hodnoty zde spadají do IV. třídy jakosti vod. Na dolním toku je $CHSK_{Mn}$ již více vyrovnaná.

Graf 17: Podélný profil $CHSK_{Mn}$ na Vnořském potoce

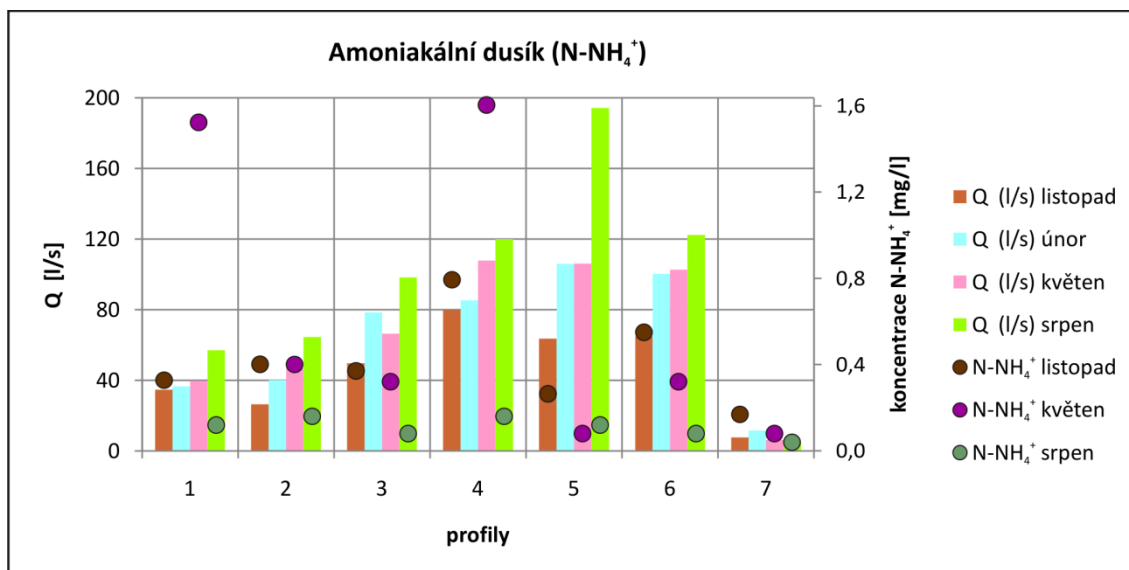
8.1.3 Sloučeniny dusíku a orthofosforečnany

Z tabulky 19, 20 a 21 je patrné, že na znečištění v povodí Vinořského potoka se nejvíce podílejí sloučeniny dusíku.

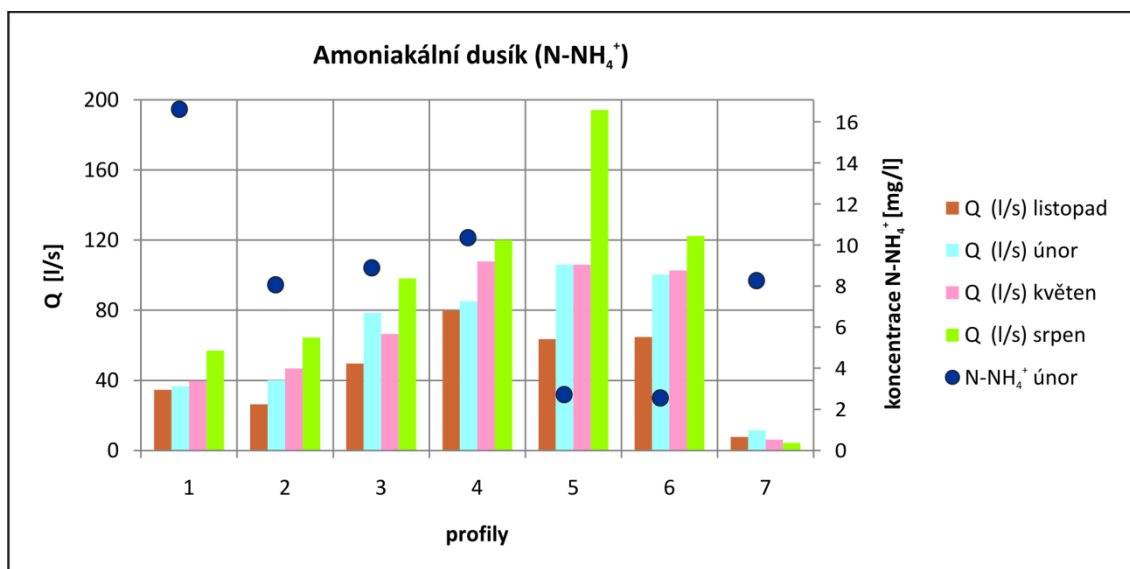
Hodnocení koncentrací amoniakálního dusíku (N-NH_4^+) vyšlo pro povodí Vinořského potoka poměrně nepříznivě. Profily č. 5 a 6 byly vyhodnoceny jako III. jakostní třída, ostatní profily jako IV. třída. Koncentrace amoniakálního dusíku byly během sledovaných čtyř ročních období velmi nevyrovnané. Hodnoty koncentrací společně s průtoky na jednotlivých profilech jsou uvedeny v grafu 18 a 19. Únorové koncentrace jsou znázorněny zvláště v grafu 19, protože jejich hodnoty několikanásobně převyšovaly naměřené koncentrace v ostatních obdobích.

Z grafů vyplývá, že nejnižší koncentrace amoniakálního dusíku byly naměřeny v srpnu, kdy na všech profilech hodnoty nepřesáhly 0,2 mg/l. V grafu 18 je patrný výkyv květnových koncentrací na profilu č. 1 a 4, kde se hodnoty pohybují kolem 1,5 mg/l. Porovnáním s únorovými koncentracemi (graf 19) se však nejedná o tak vysoké hodnoty. Maximální koncentrace amoniakálního dusíku byly naměřeny v únoru na profilu č. 1 a dosahovaly 16,57 mg/l. Vysoké koncentrace v zimních měsících mohou být dány mimovegetačním obdobím, kdy amonné ionty nejsou moc zadržovány rostlinami v půdě a více se vyluhují do vodního toku. Jelikož se ale únorové koncentrace řádově liší od ostatních měření, příčinou vysokých koncentrací by mohlo být nadměrné vypouštění odpadních vod z ČOV Kbely a Vinoř, nebo znečištění pochází z difúzního zdroje, který se nepodařilo identifikovat.

Graf 18: Závislost koncentrací amoniakálního dusíku (listopad, květen, srpen) a naměřených průtoků na jednotlivých profilech

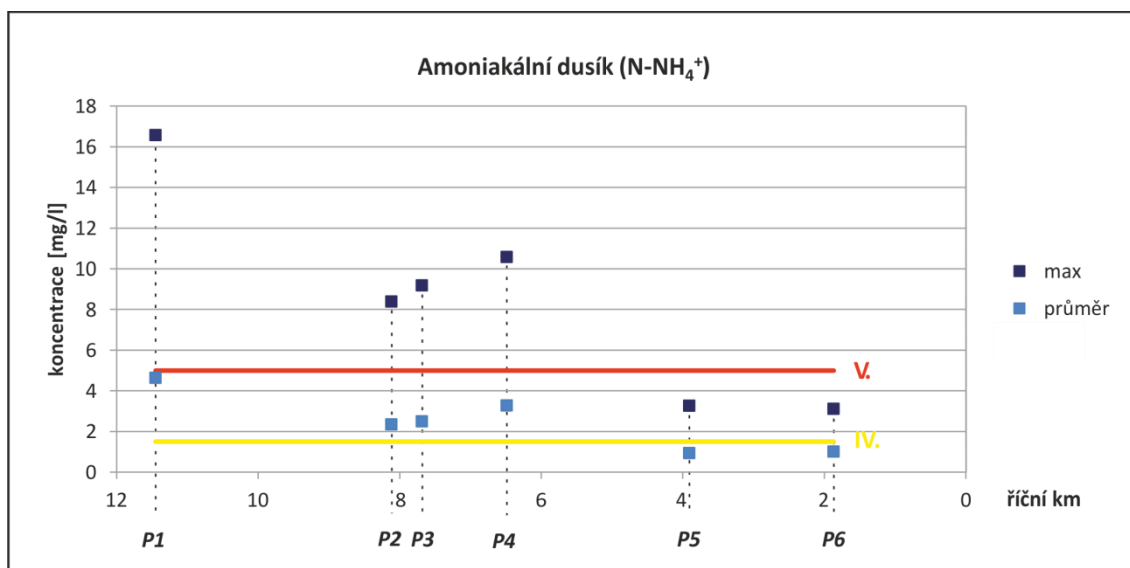


Graf 19: Závislost únorových koncentrací amoniakálního dusíku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech



Vývoj koncentrací v podélném profilu Vinořského potoka znázorňuje graf 20, podle kterého lze lépe vyjádřit změny koncentrací na jednotlivých profilech a lokalizovat hlavní zdroje znečištění.

Graf 20: Podélný profil koncentrací amoniakálního dusíku na Vinořském potoce



Podélný profil koncentrací amoniakálního dusíku v grafu 20 ukazuje, že nejvyšší koncentrace byly naměřeny na profilu č. 1. K vysokým koncentracím nejspíš přispívají přečištěné odpadní vody z ČOV Kbely, která se nachází před profilem č. 1. Poté dochází v profilu č. 2 k většímu poklesu koncentrací amoniakálního dusíku a následně na profilech č. 3 a 4 k menšímu nárůstu. Vyšší koncentrace na profilu č. 4 – Podolanka mohou pocházet

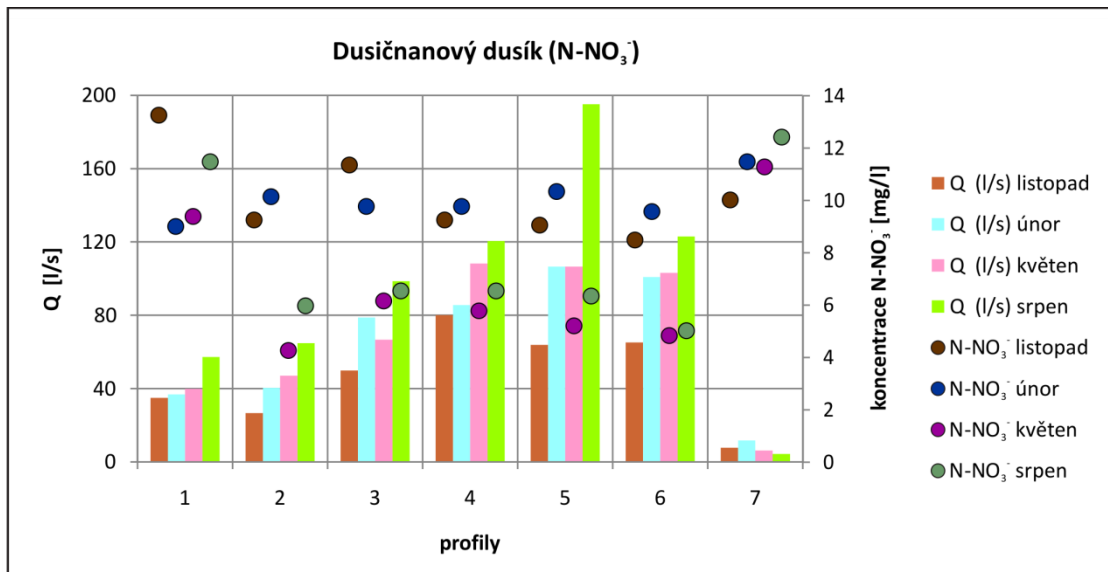
ze splaškových odpadních vod. Potok zde protéká obcí Podolanka, ve které dosud nebyla vystavěna kanalizace. Místy vodní tok teče přímo přes pozemky v obytné zóně. Na dolním toku na profilech č. 5 a 6 dochází opět k poklesu koncentrací. Na profilu č. 5 jsou koncentrace nižší nejspíš díky pravostrannému přítoku, který se vlévá do toku před místem odběru. Na profilu č. 6 mohou být nižší koncentrace zapříčiněny Hrušovským rybníkem, jenž se před profilem nachází a v kterém se mohou sloučeniny dusíku zachycovat.

Mezi další sloučeniny dusíku, které byly na všech profilech vyhodnoceny nepříznivě (IV. a V. jakostní třída), patří dusičnanový dusík.

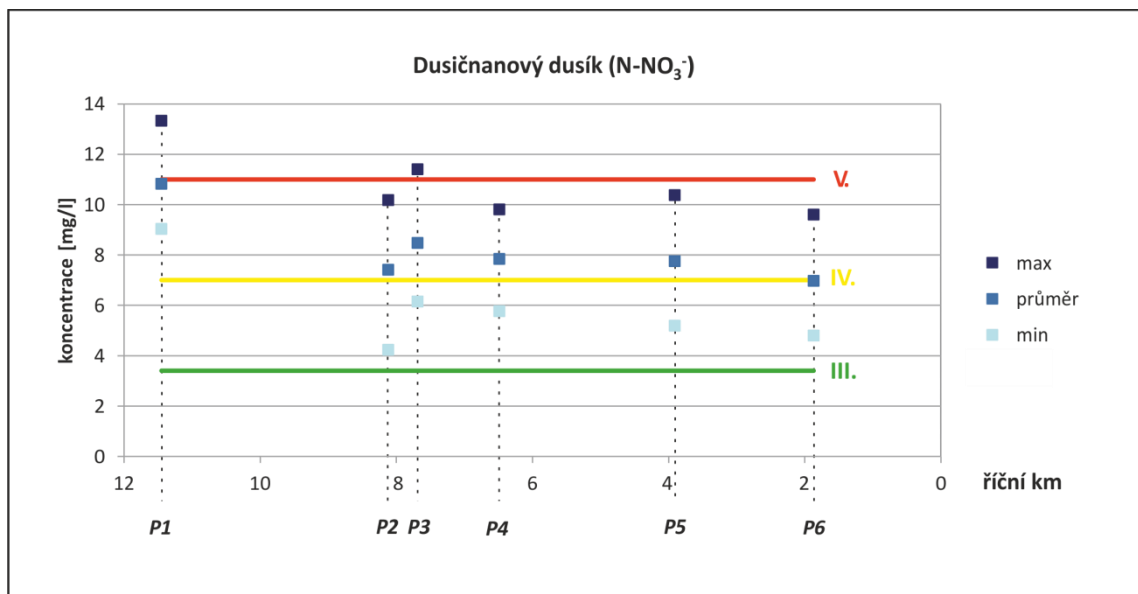
Z grafu 21 je vidět, že největší koncentrace dusičnanového dusíku na profilech č. 2 – 6 byly zaznamenány v únorovém a listopadovém měření. Podobně jako u amoniakálního dusíku koncentrace dusičnanového dusíku nejsou v zimě z půdy odčerpávány vegetací a více se tak vyluhují do vodního toku. V profilu č. 1 to platí pouze u listopadového měření, koncentrace N-NO_3^- jsou zde ovlivňovány ČOV Kbely. Závislost koncentrací dusičnanového dusíku na průtocích v povodí Vinořského potoka nebyla prokázána. Jedny z největších koncentrací byly naměřeny na profilu č. 7 – Radonický potok. Průtoky na tomto profilu jsou přitom v porovnání s ostatními profily velmi nízké. Nejvyšší koncentrace N-NO_3^- zde byly naměřeny v srpnu. Zdrojem znečištění mohou být splachy z hnojených polí, které se nacházejí na levém břehu. Údolí Radonického potoka je v těchto místech značně zahloubené, takže voda z většiny obdělávané plochy je odváděna právě do tohoto místa vodního toku. Zvýšené koncentrace jsou také dány nejspíš nitrifikací amoniakálního a dusičnanového dusíku, jejichž koncentrace jsou v tomto profilu rovněž zvýšené.

Z grafu 22 vyplývá, že koncentrace dusičnanového dusíku jsou v podélném profilu Vinořského potoka poměrně vyrovnané. Nejvyšší koncentrace byly zjištěny na horním toku, v profilu č. 1, kde maximální hodnota koncentrací dosáhla 13,33 mg/l. Do V. jakostní třídy spadají maximální koncentrace N-NO_3^- naměřené na profilu č. 1 a 3, kde jsou oba profily situovány pod výpustí ČOV. Mírný pokles koncentrací byl zaznamenán na profilu č. 2 – Za Cukrákem, profilu č. 4 – Podolanka a profilu č. 6 – Za Hrušákem. Nad každým z těchto profilů se nachází rybník, kde se sloučeniny dusíku více shromažďují, což může být příčinou snížení koncentrací dusičnanového dusíku na profilech nacházejících se pod vodními nádržemi.

Graf 21: Závislost koncentrací dusičnanového dusíku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech

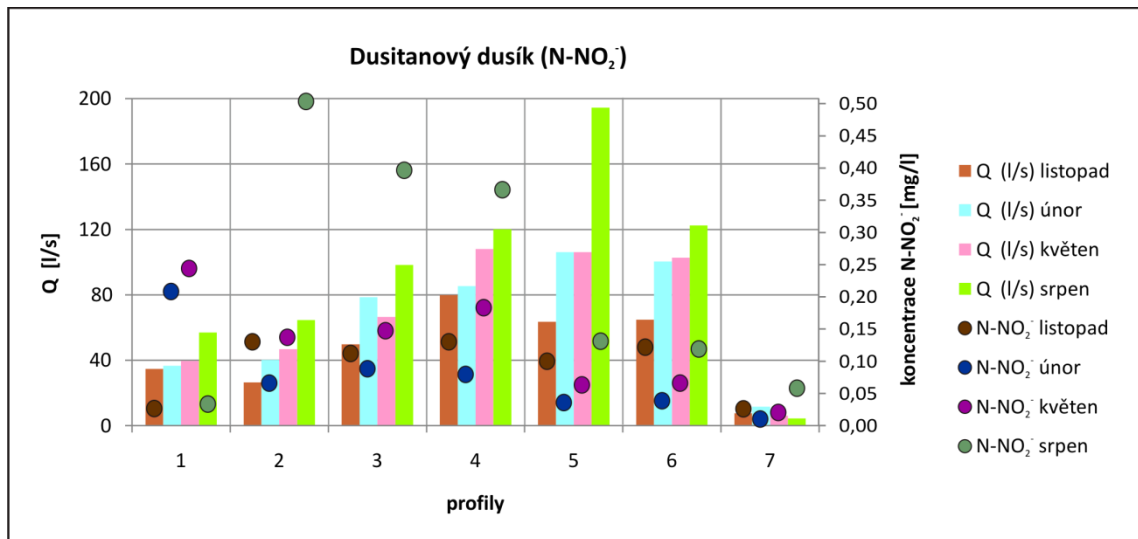


Graf 22: Podélný profil koncentrací dusičnanového dusíku na Vinořském potoce



Posledními hodnocenými sloučeninami dusíku je dusitanový dusík, který byl ve všech profilech vyhodnocen jako V. třída, což značí velmi silně znečištěnou vodu. Hodnoty koncentrací přitom převyšují spodní hranici V. jakostní třídy několikanásobně. Závislost koncentrací dusitanového dusíku na průtocích během ročního období znázorňuje graf 23.

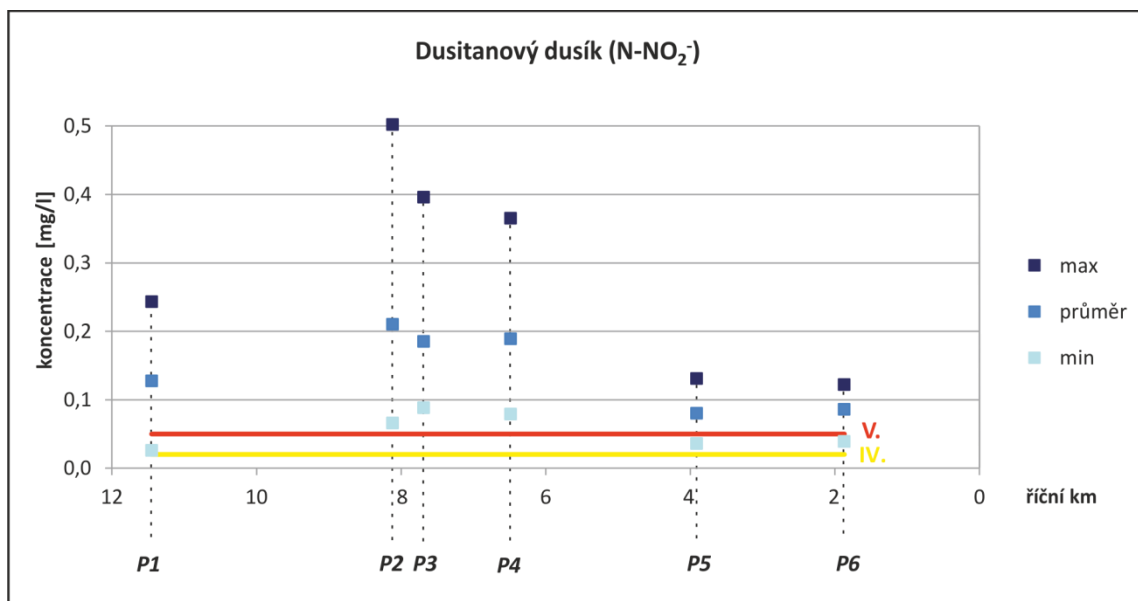
Graf 23: Závislost koncentrací dusitanového dusíku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech



Kromě profilu č. 1 byly největší koncentrace dusitanového dusíku zjištěny v srpnovém měření. Zároveň také na profilech č. 2 – 6 byly v srpnu naměřeny nejvyšší průtoky. Tento fakt poukazuje na to, že maximální srpnové koncentrace pocházejí z plošného zdroje znečištění, kdy je dusitanový dusík ve větší míře vymýván dešťovými srážkami z půdního profilu. Nejnižší koncentrace na profilech č. 2 – 7 byly zjištěny v únoru. V profilu č. 1 jsou koncentrace N-NO₂⁻ ovlivňovány spíše bodovým zdrojem, kterým je ČOV Kbely.

Vývoj koncentrací dusitanového dusíku v podélném profilu Vinořského potoka znázorňuje graf 24.

Graf 24: Podélný profil koncentrací dusitanového dusíku na Vinořském potoce

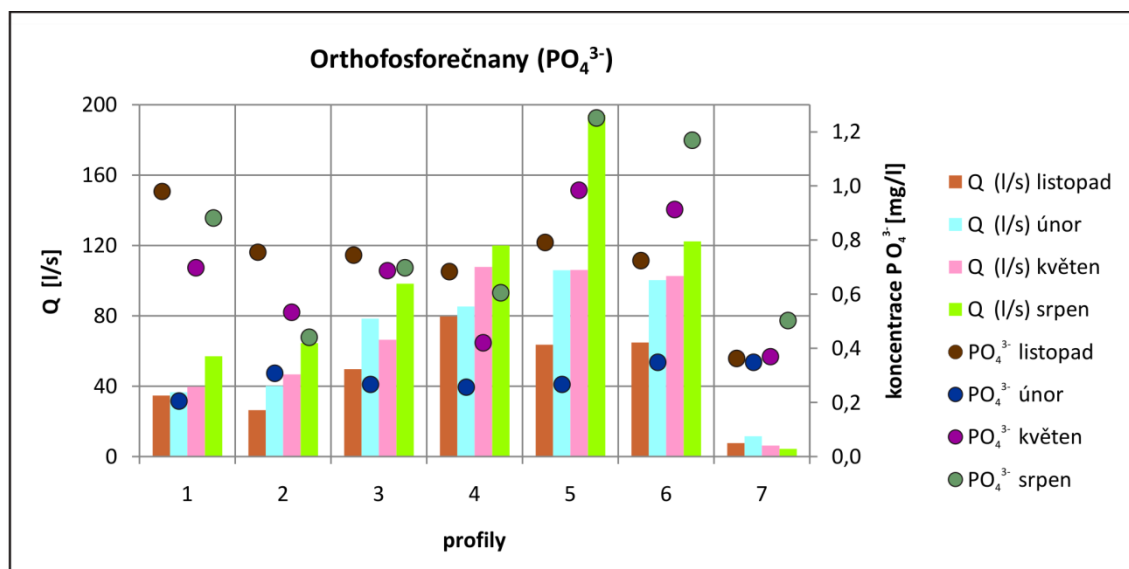


Z výše uvedeného grafu vyplývá, že i minimální koncentrace dusitanového dusíku na profilu č. 2, 3 a 4 spadají do V. jakostní třídy povrchových vod. Koncentrace se v podélném profilu poměrně mění, což může být dáno nestabilitou dusitanů ve vodním prostředí. Největší znečištění N-NO_2^- se nachází na profilu č. 2 – Za Cukrákem, kde maximální koncentrace převyšují desetkrát mezní hodnotu V. jakostní třídy. Zdrojem dusitanového dusíku v tomto profilu jsou splachy ze zemědělsky obdělávaných polí na pravém břehu a také černé skládky, které se nacházejí v těsné blízkosti koryta toku. Obsahem těchto skládek jsou různé plasty, skla, kovy, pneumatiky a také plechovky od různých chemikálií. Dále po proudu Vinořského potoka pak koncentrace N-NO_2^- klesají. K většímu poklesu dochází na dolním toku v profilu č. 5, který je ovlivněn pravostranným přítokem a v profilu č. 6, před kterým se do Vinořského potoka vlévá Hrušovský potok. Na snížení koncentrací dusitanového dusíku může mít také vliv Hrušovského rybníka, podobně jak tomu bylo u dusičnanového a amoniakálního dusíku.

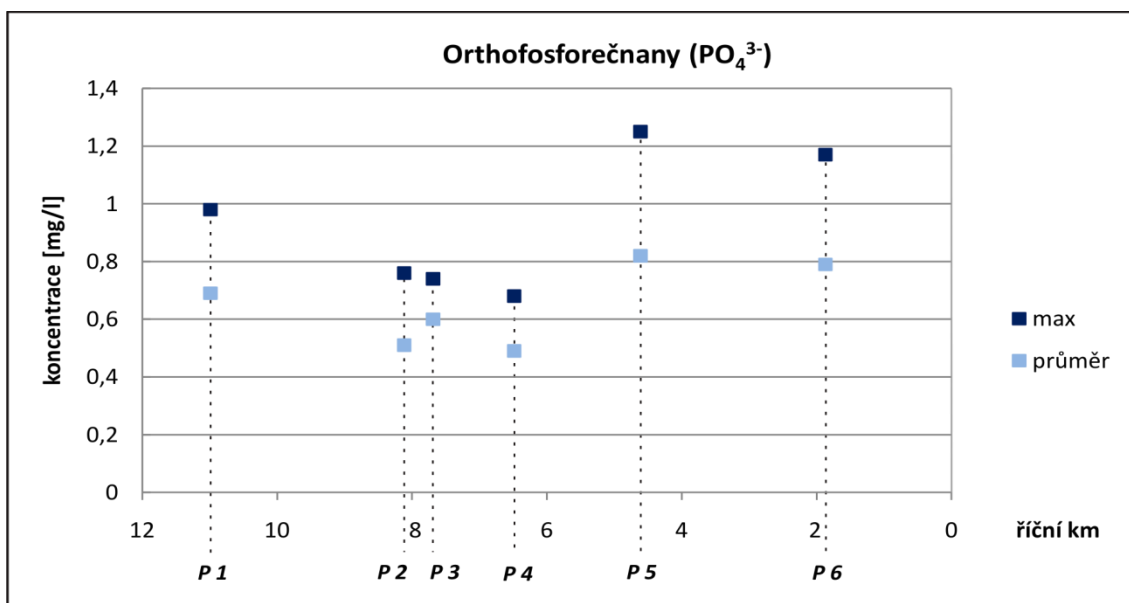
V povodí Vinořského potoka byly také vyhodnoceny sloučeniny fosforu – orthofosforečnany. Jelikož norma ČSN 75 7221 uvádí zařazení do tříd jakosti povrchových vod podle koncentrací celkového fosforu, nebyly koncentrace orthofosforečnanů klasifikovány. Koncentrace orthofosforečnanů na jednotlivých profilech v průběhu čtyř ročních období jsou znázorněny v grafu 25. Minimální koncentrace orthofosforečnanů byly naměřeny v únoru (nejnižší koncentrace byly vyhodnoceny na profilu č. 1 a činily 0,21 mg/l). Maximální koncentrace byly na prvních čtyřech profilech zaznamenány v listopadovém odběru vzorků vody, na profilech č. 5 – 7 byly maximální koncentrace naměřeny v srpnu. Zvýšený obsah koncentrací v letním období na profilu č. 5 a 6 je nejspíš způsoben splachy z hnojených polí, které se v okolí profilů nacházejí. Na těchto profilech byl v tomto období také naměřen největší průtok. Maximální zjištěný obsah orthofosforečnanů dosahoval 1,25 mg/l (profil č. 5). Protože spodní hranice V. třídy jakosti vod podle ČSN 75 7221 pro celkový fosfor činí 1 mg/l, lze usuzovat, že znečištění vody orthofosforečnany je veliké (zejména v nezimním období).

Průběh koncentrací orthofosforečnanů v podélném profilu Vinořského potoka je zachycen v grafu 26. Maximální koncentrace od profilu č. 1 celkem pozvolna klesají k profilu č. 4 – Podolanka. K velkému nárůstu koncentrací dochází v profilu č. 5. Jak již bylo zmíněno výše, zdrojem orthofosforečnanů jsou nejspíš splachy ze zemědělsky obdělávaných polí. Následný mírný pokles koncentrací na profilu č. 6 mohl být ovlivněn Hrušovským rybníkem, podobně jako u sloučenin dusíku.

Graf 25: Závislost koncentrací orthofosforečnanů a naměřených průtoků na jednotlivých profilech



Graf 26: Podélný profil koncentrací orthofosforečnanů na Vinořském potoce

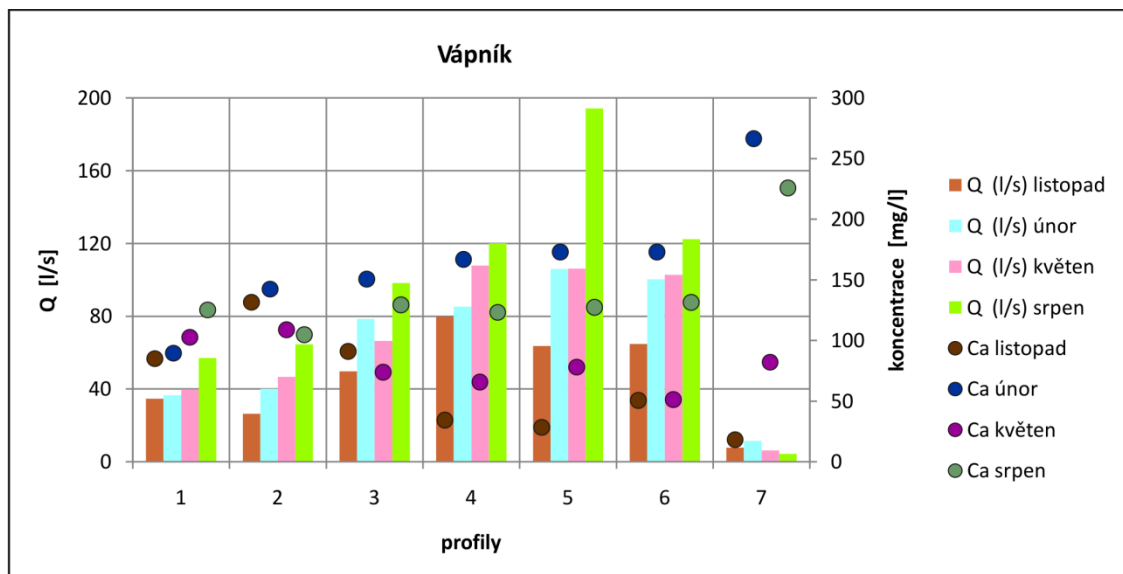


8.1.4 Vápník a chloridy

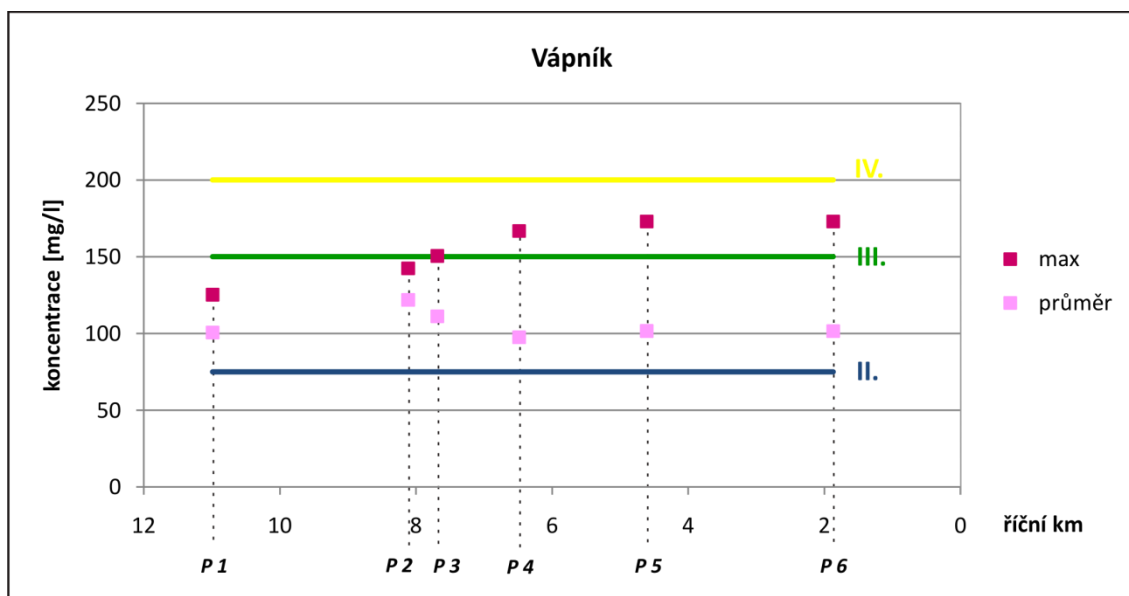
Dalším chemickým ukazatelem, který byl vyhodnocen, je vápník. Koncentrace vápníku se v povodí Vinořského potoka pohybují mezi II. až IV. jakostní třídou. Jak je znázorněno v grafu 27, nejvyšší koncentrace byly naměřeny na profilu č. 7 – Radonický potok. Kromě profilu č. 1 byly maximální koncentrace zaznamenány v únorovém měření. Naopak nejnižší koncentrace byly na většině profilů naměřeny v listopadu. Z podélného profilu koncentrací vápníků v grafu 28 vyplývá, že na středním a dolním toku vykazují profily

větší variabilitu naměřených hodnot. Na horním toku na profilech č. 1 a 2 jsou maximální i průměrné hodnoty klasifikovány jako II. jakostní třída (čistá voda).

Graf 27: Závislost koncentrací vápníku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech



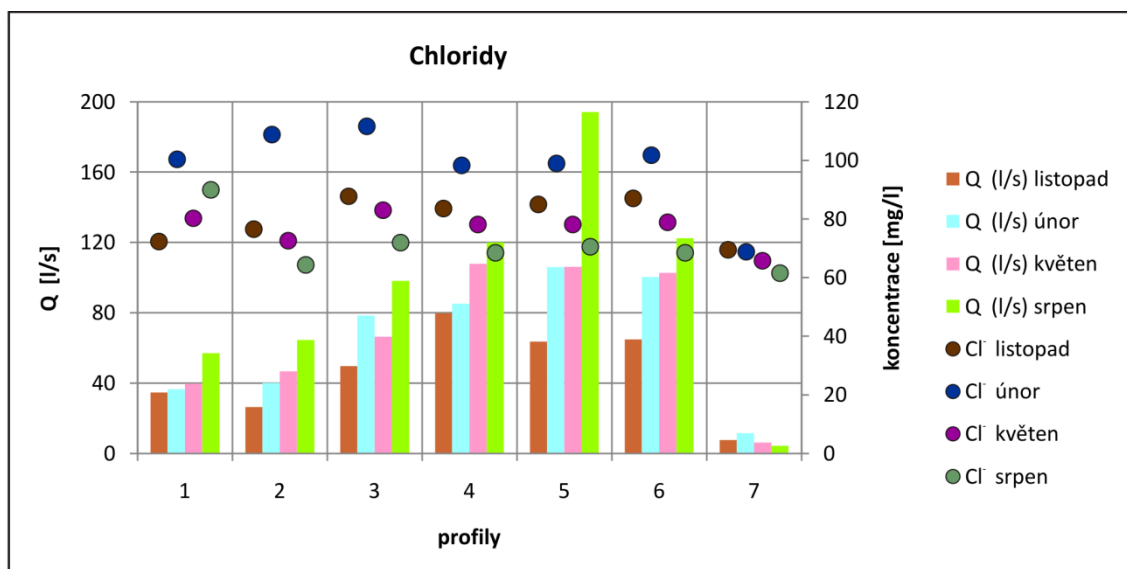
Graf 28: Podélný profil koncentrací vápníku na Vinořském potoce



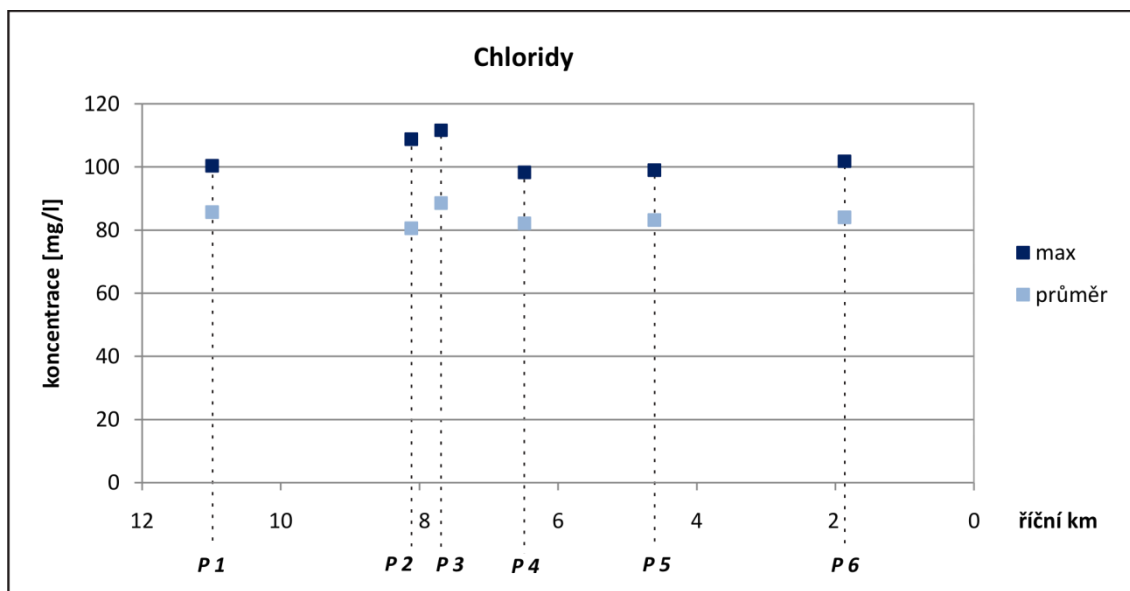
Vyhodnoceny byly i chloridy, které byly v celém povodí Vinořského potoka klasifikovány II. třídou jakosti povrchových vod. Hodnoty koncentrací se pohybovaly v rozmezí od 61,6 do 111,6 mg/l. Podle grafu 29 byly největší koncentrace chloridů naměřeny při únorových odběrech. Zvýšený obsah chloridů v zimním období by mohl být způsoben posypem vozovek. V podélném profilu Vinořského potoka v grafu 30 vykazují největší koncentrace profil č. 3, na jehož levém břehu je silnice. Kromě profilu č. 1, byly

nejnižší koncentrace zaznamenány v srpnu, kdy byl také na Vinořském potoce největší průtok. Odlišný průběh koncentrací během roku na profilu č. 1 byl nejspíš zapříčiněn ČOV Kbely, která tento profil ovlivňuje. Nejvyrovnanější koncentrace chloridů byly na Radonickém potoce, kde se hodnoty během roku pohybovaly od 61 do 70 mg/l.

Graf 29: Závislost koncentrací chloridů a naměřených průtoků na jednotlivých profilech



Graf 30: Podélný profil koncentrací chloridů na Vinořském potoce



8.1.5 Hodnocení kvality vody na základě získaných dat od správce toku

V povodí Vinořského potoka je prováděn pravidelný monitoring jakosti vody pouze na jednom profilu, a to na Vinořském potoce v profilu Brandýs nad Labem před ústím do Labe (říční km 1,75, profil se nachází 120 m dále po proudu za profilem č. 6). Data za tento profil poskytl Státní podnik Povodí Labe a pocházejí z období od 1. 1. 2000 do 31. 12. 2010. Jednotlivé ukazatele sledované Povodím Labe, s. p. jsou uvedeny v tabulce 22. Jakost vody byla klasifikována podle ČSN 75 7221 na základě charakteristické hodnoty ukazatele C 90.

Tab. 22: Vyhodnocení jakosti vody v profilu Brandýs n. Labem (Vinořský potok, ř. km 1,75) za období 1. 1. 2000 – 31. 12. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2011)

Ukazatel	Jednotka	průměr	min	max	C 90	Třída
Rozpuštěný kyslík	mg/l	9,445	5,3	13,2	12,09	I.
BSK 5	mg/l	5,351	1,6	12	8,4	III.
CHSK Mn	mg/l	6,898	3,4	16	10,6	III.
CHSK Cr	mg/l	30,278	15	67	43,7	IV.
TOC	mg/l	11,818	4,1	25,3	17,84	V.
pH		8,327	8	8,7	8,482	
T vody	°C	11,45	0,3	25,5	21,66	I.
Rozpuštěné látky	mg/l	844,982	594	996	967,6	IV.
Nerozpuštěné látky	mg/l	26,091	6	77	47,4	III.
Konduktivita	mS/m	113,436	90,6	176,6	127,38	IV.
Fe	mg/l	0,39	0,06	1,8	0,676	II.
Mn	mg/l	0,07	<0,02	0,22	0,1	II.
N-NH ₄	mg/l	0,298	<0,01	2,2	0,7	III.
N-NO ₃	mg/l	6,576	2,5	13	9,5	IV.
N-NO ₂	mg/l	0,083	0,03	0,26	0,126	V.
P-PO ₄	mg/l	0,338	0,11	0,85	0,58	
P celk.	mg/l	0,386	0,17	0,85	0,6	IV.
Cl	mg/l	87,435	62,5	151	102,3	II.
SO ₄	mg/l	226,436	151	287	271,2	IV.
Ca	mg/l	164,429	44,6	269	210,8	IV.
Mg	mg/l	32,684	9,1	52	38,08	II.
NEL	mg/l	0,026	<0,01	0,21	0,05	II.
Fek. koli. bakterie	KTJ/1 ml	55,327	1	520	134,2	IV.
Enterokoky	KTJ/10ml	85,382	2	540	187,2	IV.

Z ukazatelů kyslíkového režimu byl nejhůře vyhodnocen celkový organický uhlík, který byl klasifikován V. třídou jakosti vod. Porovnáme-li hodnocené parametry na tomto profilu s profilem č. 6, který se nachází 120 m před tímto profilem (vyhodnocení uvedeno v tab. 21), výsledné zařazení do jakostních tříd u rozpuštěného kyslíku je poněkud rozdílné. Zatímco na profilu č. 6 byl rozpuštěný kyslík klasifikován IV. třídou, v profilu Brandýs n. Labem I. jakostní třídou. Jak již bylo zmiňováno dříve, na profilu č. 6 byla jakost vody určována na základě nejnepríznivějších zjištěných hodnot, což je příčinou rozdílného

zařazení do jednotlivých klasifikačních tříd. Například ale průměrná hodnota rozpuštěného kyslíku byla na obou profilech naměřena podobně (na profilu č. 6 činila 9,9 mg/l, v profilu Brandýs n. Labem 9,4 mg/l). Výsledná jakostní třída amoniakálního, dusičnanového a dusitanového dusíku byla v profilu Brandýs n. Labem shodná se zaříděním těchto ukazatelů do jednotlivých jakostních tříd na profilu č. 6 (viz tab. 21). Dále byl nepříznivě vyhodnocen celkový fosfor, který na ostatních profilech zjišťován nebyl. V profilu Brandýs n. Labem byl celkový fosfor klasifikován IV. jakostní třídou. Nepříznivě byly vyhodnoceny také koncentrace síranů a vápníku (IV. třída). V případě profilu č. 6 byl vápník na základě zjištěné maximální hodnoty klasifikován III. jakostní třídou. Z biologických a mikrobiologických ukazatelů byly hodnoceny fekální koliformní bakterie a enterokoky, které spadají rovněž do IV. jakostní třídy. Příčinou fekálního znečištění mohou být hnojená pole vyskytující se na levém břehu Vinořského potoka.

V profilu Brandýs n. Labem byly Povodím Labe, s. p. vyhodnoceny také koncentrace těžkých kovů a arsenu ve vodě. Hodnoty koncentrací jsou uvedeny v tabulce 23. Ve Vinořském potoce na tomto profilu nebylo prokázáno znečištění těžkými kovy a arsenem. Všechny hodnocené prvky (kromě Zn) spadají do I. jakostní třídy, což značí velmi čistou vodu. Jediný zinek byl klasifikován II. jakostní třídou.

Tab. 23: Vyhodnocení jakosti vody na základě koncentrací těžkých kovů a arsenu v profilu Brandýs n. Labem (Vinořský potok, ř. km 1,75) za období 1. 1. 2000 – 31. 12. 2010 (zdroj: Povodí Labe, s. p., 2011)

Ukazatel	Jednotka	průměr	min	max	C 90	Třída
Hg	µg/l	<0,1	<0,05	0,1	<0,1	I.
Cd	µg/l	0,384	<0,05	2	0,68	I.
Pb	µg/l	1,185	<0,5	7,7	2,16	I.
As	µg/l	2,482	<1,0	11	4,6	I.
Cu	µg/l	7,655	2	28	14	I.
Cr	µg/l	1,318	<1,0	8	2	I.
Ni	µg/l	4,509	1	14	8,6	I.
Zn	µg/l	13,709	<10,0	75	25,8	II.

8.2 Výsledky a hodnocení vývoje znečištění sedimentů

8.2.1 Hodnocení podle vyhlášky č. 382/2001 Sb.

Obsahy stanovených těžkých kovů v sedimentech Biologického rybníka, Vinořského potoka a údolní nivy jsou uvedeny v tabulce 24. V tabulce je také uveden detekční limit (DL), který určuje mez stavitelnosti jednotlivých prvků.

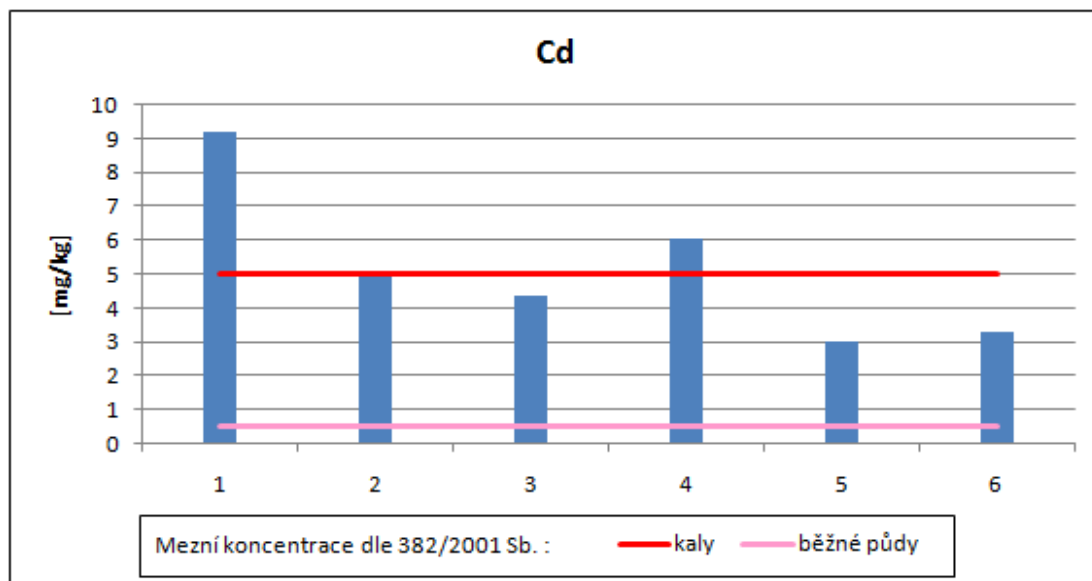
Tab. 24: Obsahy těžkých kovů a arsenu v sedimentech v povodí Vinořského potoka [mg/kg]

vzorek	Ag	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
1	16,00	8,79	0,77	9,17	8,32	46,9	40,92	252	23,9	32,0	24,1	146,2
2	1,02	9,12	0,60	4,96	8,27	27,6	24,83	261	21,4	19,9	24,7	97,1
3	0,76	7,95	0,57	4,34	8,03	26,6	21,49	157	20,9	18,0	25,3	83,4
4	1,29	8,67	0,67	6,06	7,95	38,7	36,22	310	23,6	18,9	25,7	116,9
5	<0,50	12,47	0,58	3,03	6,71	21,3	21,23	601	16,5	25,1	26,5	69,0
6	<0,50	18,77	0,70	3,27	7,91	21,1	22,79	1182	17,7	30,7	30,6	77,5
DL	0,50	2,5	0,05	0,25	0,50	0,5	0,50	0,25	0,5	2,5	0,5	0,25

Poznámka: Hodnoty označené červeně a růžově přesahují mezní hodnoty vyhlášky č. 382/2001 Sb.

Z výše uvedené tabulky vyplývá, že nejvyšší koncentrace těžkých kovů (kromě As, Mn a V) byly vyhodnoceny ve vzorku č. 1, tj. v sedimentu Vinořského potoka před ústím do Biologického rybníka. Nejvyšší koncentrace arsenu, manganu a vanadu byly naměřeny ve vzorku č. 6, který pochází z údolní nivy za Biologickým rybníkem. Stanovené hodnoty byly porovnány s mezními hodnotami podle vyhlášky č. 382/2001 Sb. Limitní koncentrace ze sledovaných těžkých kovů přesahuje pouze kadmium. V sedimentech Vinořského potoka ve vzorku č. 1 a 4 byla překročena mezní hodnota Cd pro kaly používané na zemědělské půdě (mezní hodnota je 5 mg/kg). Obsahy Cd v sedimentu Biologického rybníka (vzorek č. 2 a 3) jsou nižší, i když koncentrace ve vzorku č. 2 (4,96 mg/kg) se velmi blíží stanovenému limitu. Vzorek č. 5 a 6 byl porovnán s mezní hodnotou kadmia v půdě, která činí 0,5 mg/kg. Oba vzorky, které byly odebrány v údolní nivě za Biologickým rybníkem, přesáhly tento limit více než šestkrát. Obsahy kadmia v sedimentech v jednotlivých vzorcích a mezní hodnoty vyhlášky č. 382/2001 Sb. jsou znázorněny v grafu 31.

Graf 31: Celkové obsahy kadmia v sedimentech v povodí Vinořského potoka



8.2.2 Hodnocení podle požadových hodnot

Porovnání stanovených hodnot z odebraných vzorků s požadovými hodnotami je uvedeno v tabulce 25. Za požadové hodnoty byly brány přirozené koncentrace prvků v sedimentu stanovené čtyřmi různými autory, a to Turekianem a Wedepohlem (1961), německou organizací pro povodí Labe FGG Elbe (2001), Rudnickem a Gaoem (2003) a Huem a Gaoem (2008). Pro většinu hodnocených prvků platí, že vyšší limitní hodnota přirozených koncentrací je stanovena Turekianem a Wedepohlem (1961). Naopak „nejpřísnější“ stanovení (nejnižší kritérium požadových hodnot) uvádí Hu a Gao (2008) a u prvku Ni a Cu FGG Elbe (2001).

Tab. 25: Obsahy těžkých kovů a arsenu v sedimentech v povodí Vinořského potoka [mg/kg], porovnání s požadovými hodnotami

vzorek	Ag	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn
1	+ 16,00	*+ 8,79	0,77	*+ 9,17	8,32	46,91	*+ 40,92	252	* 23,9	*+ 32,0	24,1	*+ 146,2
2	+ 1,02	*+ 9,12	0,60	*+ 4,96	8,27	27,57	* 24,83	261	* 21,4	+ 19,9	24,7	*+ 97,1
3	+ 0,76	*+ 7,95	0,57	*+ 4,34	8,03	26,55	* 21,49	157	* 20,9	+ 18,0	25,3	+ 83,4
4	+ 1,29	*+ 8,67	0,67	*+ 6,06	7,95	38,71	*+ 36,22	310	* 23,6	+ 18,9	25,7	*+ 116,9
5	<0,50	*+ 12,47	0,58	*+ 3,03	6,71	21,25	* 21,23	601	* 16,5	*+ 25,1	26,5	+ 69,0
6	<0,50	*+ 18,77	0,70	*+ 3,27	7,91	21,14	* 22,79	1182	* 17,7	*+ 30,7	30,6	+ 77,5
DL	0,50	2,5	0,05	0,25	0,50	0,5	0,50	0,25	0,5	2,5	0,5	0,25

Poznámka: Hodnoty označené žlutou barvou překračují požadové hodnoty podle Turekiana a Wedepohla (1961), hodnoty označené * překračují požadové koncentrace podle FGG Elbe (2001), hodnoty označené + překračují požadové hodnoty Rudnicka a Gaoa (2003) a podtržené hodnoty překračují požadové koncentrace Hu a Gaoa (2008)

Podle Turekiana a Wedepohla (T & W) byly hodnoceny všechny uvedené prvky. Podle Rudnicka a Gaoa (R & G) byly hodnoceny všechny prvky, kromě Mn. Pozad'ové hodnoty podle Hua a Gaoa (H & G) nebyly stanoveny pro Ag, Mn a Pb a u organizace FGG Elbe chyběly pozad'ové hodnoty pro Ag, Be, Co, Mn a V. Pozad'ové hodnoty podle všech kritérií byly překročeny v případě kadmia, a to ve všech vzorcích. Maximální koncentrace Cd naměřené ve vzorku č. 1 přesahovaly pozad'ové hodnoty více jak třicetkrát (dle T & W a FGG Elbe), podle přirozených hodnot stanovených H & G dokonce více jak stopadesátkrát. Hodnoty As byly podle FGG Elbe, R & G a H & G také překročeny ve všech vzorcích (podle T & W pouze ve vzorku č. 6). Velké rozdíly mezi pozad'ovými hodnotami jsou u Cu a Ni, kde organizace FGG Elbe stanovila „přísnější“ koncentrace, podle kterých všechny vzorky přesahují přirozené koncentrace mědi a niklu, zatímco podle ostatních kritérií jsou koncentrace těchto prvků v limitu (kromě vzorku č. 1 a 4 u mědi). Co se týká obsahu Ag v sedimentu, tak maximální naměřené hodnoty ve vzorku č. 1 překračují pozad'ové hodnoty 228krát (přirozená koncentrace Ag v sedimentech je podle T & W pouze 0,07 mg/kg). Vzorky č. 5 a 6 nebyly s pozad'ovými hodnotami Ag porovnávány, protože byly stanoveny pod detekčním limitem. Přirozené koncentrace byly překročeny také v případě Zn, přičemž u vzorku č. 1, 2 a 4 byly překročeny všechny uvedené pozad'ové hodnoty.

Na základě pozad'ových hodnot Turekiana a Wedepohla (1961) a Rudnicka a Gaoa (2003) byl vypočítán geoakumulační index, který umožňuje klasifikovat odebraný sediment podle stupně znečištění. Vyhodnocení odebraných vzorků podle geoakumulačního indexu Igeo je uvedeno v tabulce 26 a 27.

Tab. 26: Zařazení sedimentu do jakostních tříd podle geoakumulačního indexu Igeo na základě pozad'ových hodnot Turekiana a Wedepohla (1961)

vzorek	Igeo - Turekian a Wedepohl (1961)												Třída
	Ag	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	V	Zn	
1	7,25	-1,15	-2,55	4,35	-1,78	-1,52	-0,72	-2,34	-2,09	0,09	-3,02	0,04	1
2	3,28	-1,10	-2,91	3,46	-1,79	-2,29	-1,44	-2,29	-2,25	-0,59	-2,98	-0,55	2
3	2,86	-1,30	-2,99	3,27	-1,83	-2,35	-1,65	-3,03	-2,29	-0,74	-2,95	-0,77	3
4	3,61	-1,17	-2,76	3,75	-1,84	-1,80	-0,90	-2,04	-2,11	-0,66	-2,93	-0,29	4
5	-	-0,65	-2,96	2,75	-2,09	-2,67	-1,67	-1,09	-2,62	-0,26	-2,88	-1,05	5
6	-	-0,06	-2,69	2,86	-1,85	-2,68	-1,57	-0,11	-2,53	0,03	-2,67	-0,88	6

Tab. 27: Zařazení sedimentu do jakostních tříd podle geoakumulačního indexu Igeo na základě pozadových hodnot Rudnicka a Gaoa (2003)

vzorek	Igeo - Rudnick a Gao (2003)											Třída
	Ag	As	Be	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	V	Zn	
1	7,65	0,29	-2,03	6,09	-1,64	-1,56	-0,04	-1,56	0,33	-2,59	0,54	0
2	3,68	0,34	-2,39	5,20	-1,65	-2,32	-0,76	-1,72	-0,36	-2,56	-0,05	1
3	3,26	0,14	-2,48	5,01	-1,69	-2,38	-0,97	-1,76	-0,50	-2,53	-0,27	2
4	4,01	0,27	-2,24	5,49	-1,71	-1,83	-0,21	-1,58	-0,43	-2,50	0,22	3
5	-	0,79	-2,44	4,49	-1,95	-2,70	-0,98	-2,09	-0,03	-2,46	-0,54	4
6	-	1,38	-2,18	4,60	-1,71	-2,71	-0,88	-1,99	0,27	-2,25	-0,38	5

Poznámka: Mn zde nebyl vyhodnocen, protože Rudnick a Gao (2003) neuvádějí pro tento prvek pozadové hodnoty

Z výše uvedených tabulek vyplývá, že sediment není většinou analyzovaných prvků vůbec kontaminován. V případě prvků Be, Co, Cr, Cu, Mn, Ni a V byl ve všech odebraných vzorcích sediment zařazen podle geoakumulačního indexu do třídy 0, to znamená, že tyto prvky nezatěžují sediment znečištěním. Co se týká znečištění olovem a zinkem (ve vzorku č. 1 a 6, u Zn pouze u vzorku č. 1), tak i zde může být sediment klasifikován jako nekontaminovaný, protože hodnoty indexu mají blíže k nule než k jedničce (rozmezí 0 – 1 charakterizuje 1. třídu Igeo indexu jako nezatíženou až mírně zatíženou znečištěním). Rozdílné hodnocení vyšlo u As. Zatímco geoakumulační index podle T & W ukazuje, že sediment není As vůbec zatížen, tak index počítaný podle R & G vyšel, že sediment je As až mírně zatížený (především u vzorku č. 6). Podle geoakumulačního indexu je sediment kontaminován stříbrem a kadmiiem. Ve vzorku č. 1 jsou dnové sedimenty Vnořského potoka nadměrně zatížené znečištěním Ag. Ostatní odebrané vzorky spadají podle T & W do čtvrté a třetí třídy znečištění (tzn. mírnou až silnou kontaminaci sedimentu stříbrem), podle R & G byl vzorek č. 4 zařazen do 5. třídy (silné až nadměrné zatížení sedimentu Ag). Kadmium, co se týká zařazení do jednotlivých tříd, se u obou geoakumulačních indexů značně liší. U kadmia v tabulce 26 byl nejhůře vyhodnocen vzorek č. 1, který byl klasifikován pátou třídou jakosti sedimentu (silné až nadměrné zatížení sedimentu). Vzorky č. 2 a 3 odebrané z Biologického rybníka společně s vzorkem č. 4 byly klasifikovány jako silně kontaminované sedimenty kadmiiem (4. třída). Sediment odebraný z údolní nivy (vzorky č. 5 a 6) je podle indexu Igeo (dle pozadových hodnot T & W) mírně až silně znečištěný. V tabulce 27 dopadlo vyhodnocení zatížení sedimentu Cd daleko nepříznivěji (kromě vzorku č. 1 byly všechny vzorky klasifikovány o dvě třídy hůře než v tab. 26). Vzorky č. 1 – 4 byly vyhodnoceny 6. třídou jakosti sedimentu (nadměrně kontaminovaný sediment), vzorky odebrané z údolní nivy (vzorky č. 5 a 6) byly klasifikovány pátým stupněm znečištění sedimentu.

8.2.3 Srovnávání s předchozími výzkumy

Pro zhodnocení vývoje znečištění těžkými kovy v Biologickém rybníce a jeho okolí byly vzorky porovnány se sedimentem, který byl v této lokalitě odebrán již dříve. Vzorky byly srovnávány s odebranými sedimenty analyzovanými Hoškem (Hošek et al., 1992) a se vzorky odebranými ČGÚ v roce 1994 (Kadlecová et al., 1994). Přestože byly vzorky zpracovány stejným způsobem jako v Hoškově studii, vzorky byly odebrány za jiných podmínek a ne zcela z totožných odběrových profilů. Hodnoty srovnávaných vzorků jsou uvedeny v následujících tabulkách 28, 29, 30 a jejich lokalizace v obr. 9. Sediment z Vinořského potoka před ústím do Biologického rybníka byl porovnán se čtyřmi vzorky z Hoškovy studie (tab. 28). Důvodem uvedení více vzorků je, že se v průběhu času změnily parametry rybníka (dnes je rybník delší, ústí Vinořského potoka do rybníka bylo posunuto o cca 50 m proti proudu).

Tab. 28: Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka před ústím do Biologického rybníka [mg/kg]

vzorek	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
K 1	16	9,17	8,32	47	41	252	24	32	146
H 11	14	271,00	16,00	5650	1978	215	300	221	2922
H 12	47	628,00	22,10	6714	1502	242	339	203	3200
H 13	110	1367,00	26,50	14125	2379	372	576	276	6320
H 14	26	793,00	15,90	6785	4304	352	458	259	6280

Poznámka: K = vzorek stanovený autorkou, H = vzorky stanovené Hoškem et al., 1992; zvýrazněné hodnoty v tabulkách představují maximální naměřené hodnoty – platí i pro tab. 29 a 30

Tab. 29: Obsahy těžkých kovů v sedimentech Biologického rybníka [mg/kg]

vzorek	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
K 2	1,0	4,96	8,27	28	25	261	21	20	97
K 3	0,8	4,34	8,03	27	21	157	21	18	83
H 15	76,0	2090,00	23,50	15011	3755	528	695	311	8065
ČGÚ 2	107,2	1714,00	-	5294	3264	-	634	291	6081

Poznámka: K = vzorky stanovené autorkou, H = vzorek stanovený Hoškem et al., 1992, ČGÚ = vzorek stanovený ČGÚ (Kadlecová et al., 1994)

Tab. 30: : Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka za Biologickým rybníkem [mg/kg]

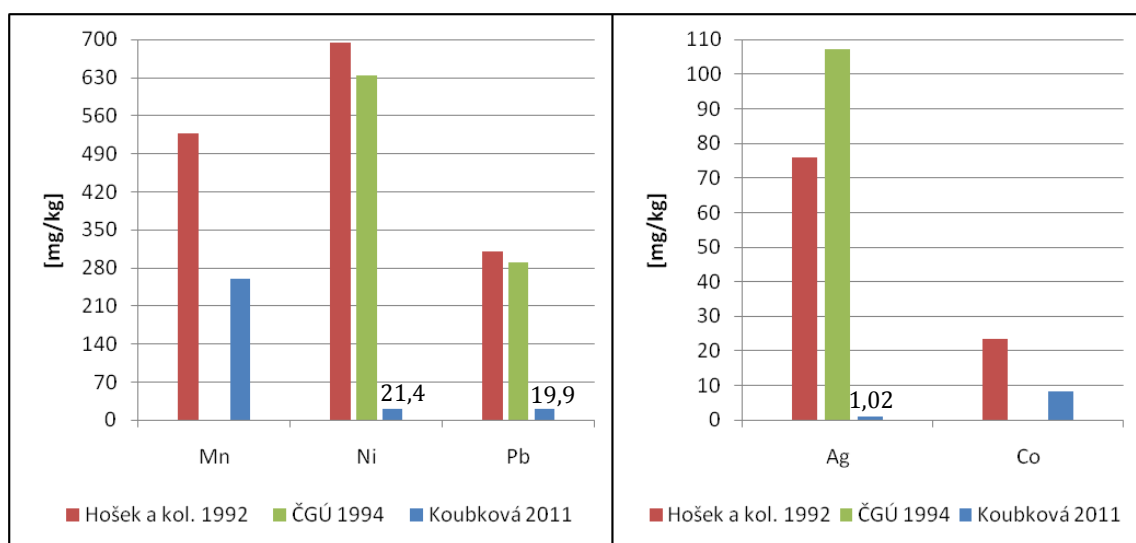
vzorek	Ag	Cd	Co	Cr	Cu	Mn	Ni	Pb	Zn
K 4	1,3	6,06	7,95	39	36	310	24	19	117
H 16	69,0	1384,00	21,90	1413	2817	419	537	280	6875

Poznámka: K = vzorek stanovený autorkou, H = vzorek stanovený Hoškem et al., 1992

Z tabulek je patrné, že sedimenty analyzované téměř před dvaceti lety Hoškem et al. (1992) a ČGÚ obsahovaly daleko větší koncentrace všech sledovaných těžkých kovů. Výjimkou je pouze Mn, jehož koncentrace jsou se současnými analyzovanými sedimenty poměrně srovnatelné. Největší rozdíly ve vývoji znečištění byly zaznamenány hlavně u Cd, Cr, Cu a Zn. U těchto prvků bylo zatížení sedimentů v minulosti o dva až tři řády vyšší, než je tomu dnes (u Zn pouze v sedimentech Biologického rybníka). Zvýrazněné číslice v tabulkách představují maximální naměřené hodnoty. Extrémní rozdíl v zatížení sedimentu kadmíem byl zaznamenán v Biologickém rybníce (podle Hoška et al. dosahovaly obsahy Cd 2090 mg/kg, podle ČGÚ 1714 mg/kg). Dnešní koncentrace Cd v rybníčních sedimentech představují „pouze“ necelých 5 mg/kg. Znečištění Cd se tak snížilo o více jak 400krát.

V grafu 32 jsou zobrazeny obsahy těžkých kovů v sedimentech Biologického rybníka. Znázornění obsahů Cd, Cr, Cu a Zn není uvedeno z důvodů extrémních rozdílů mezi hodnotami, které by v grafu nebyly dobře vidět. Těžké kovy Mn a Co nebyly ČGÚ stanoveny.

Graf 32: Obsahy těžkých kovů v sedimentech Biologického rybníka (v roce 1992, 1994 a 2011)
(zdroj: Hošek et al., 1992; Kadlecová et al., 1994)



Poznámka: U prvku Mn a Co chybí údaje od ČGÚ 1994

Jak je z grafu 32 vidět, vzorky odebraných sedimentů v roce 2011 u všech kovů vykazují daleko nižší hodnoty než u sedimentů odebraných v roce 1992 a 1994. U Ag ve vzorku odebraném v roce 2011 je hodnota v grafu málo patrná, jelikož činí 1,02 mg/kg. Jak již bylo zmíněno výše, nejmenší rozdíl v průběhu necelých dvaceti let byl zaznamenán u manganu. Zatímco sedimenty Vnořského potoka před ústím a za Biologickým rybníkem obsahovaly téměř stejné koncentrace Mn, tak ve dnevních sedimentech Biologického

rybníka byl zaznamenán větší rozdíl. Obsah Mn ve vzorcích odebraných v roce 2011 představoval poloviční obsah koncentrací Mn, které byly zjištěny v roce 1992.



Obr. 9: Odběry sedimentů v okolí Biologického rybníka a na horním toku Vinořského potoka (zdroj: ÚRM, 2010)

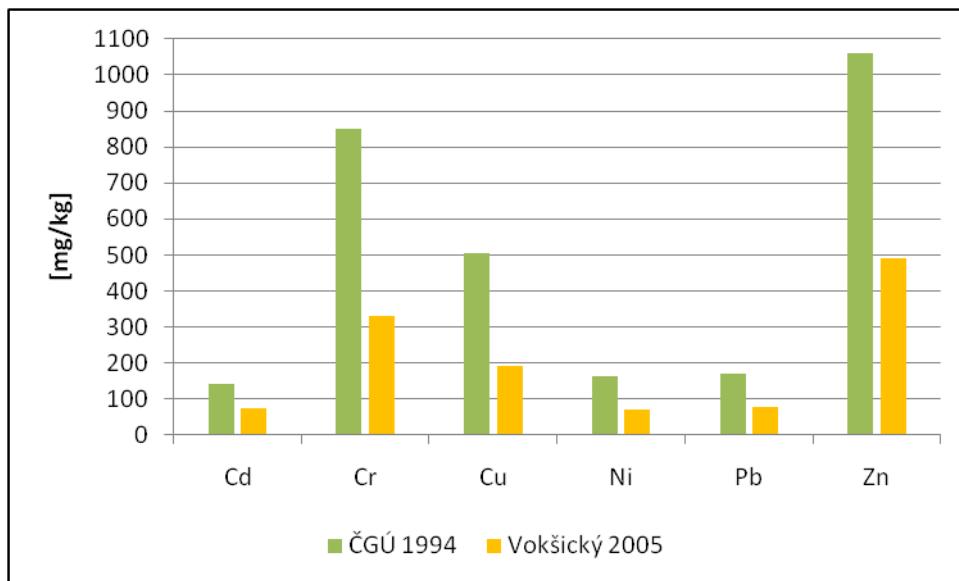
Porovnány byly také sedimenty Vinořského potoka, které byly odebrány ČGÚ v roce 1994 ve Kbelích za železniční tratí (viz obr. 9) a potom v roce 2005, kdy sedimenty z této lokality nechal analyzovat Úřad MČ Prahy 19 (Vokšický, 2005). Obsahy těžkých kovů v potočném sedimentu z let 1994 a 2005 jsou uvedeny v tabulce 31 a znázorněny v grafu 33. Během jedenácti let došlo u všech sledovaných prvků v sedimentu k poklesu. Obsah kovů se snížil celkem rovnoměrně. Největší pokles byl zaznamenán u Cu a Cr, kde se koncentrace snížily o 62 %. Obsahy Ni, Pb a Zn se snížily o 54 – 55 %. Nejmenší pokles byl v sedimentu zaznamenán u koncentrací Cd (o 49 %).

Tab. 31: Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka ve Kbelích za železniční tratí [mg/kg]

vzorek	Cd	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn
V7	73	330	190	72	77	490
ČGÚ 1	142	850	504	162	169	1059

Poznámka: V = vzorek stanovený Vokšickým, 2005, ČGÚ = vzorek stanovený ČGÚ (Kadlecová et al., 1994)

Graf 33: Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka ve Kbelích za železniční tratí (v roce 1994 a 2005) (zdroj: Kadlecová et al., 1994; Vokšický, 2005)



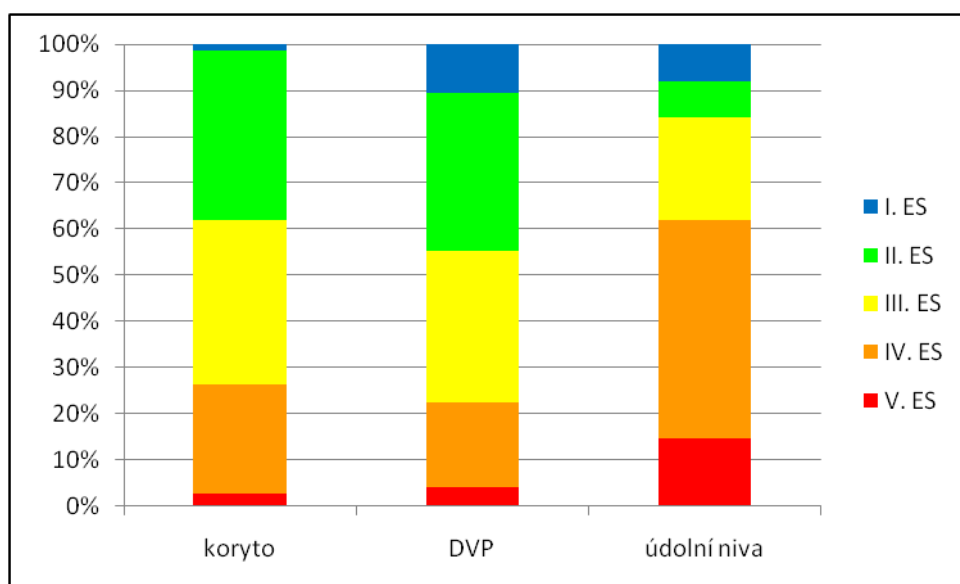
8.3 Ekomorfologický průzkum a provedené revitalizace

8.3.1 Ekomorfologický průzkum

V povodí Vnořského potoka byl hodnocen ekomorfologický stav Vnořského potoka, Ctěnického potoka, Radonického potoka, Hrušovského potoka, pravostranného přítoku Vnořského potoka - P2 a levostranného přítoku Ctěnického potoka - LC (přehled vodních toků v povodí je v mapě 2). Ekomorfologický průzkum byl proveden v roce 2008 pomocí metody EcoRivHab (Matoušková, 2003). V celém povodí bylo vymezeno 76 délkově heterogenních úseků (průměrná délka jednoho úseku činila 245 m, nejkratší úsek byl dlouhý 48 m, nejdelší úsek měřil přes 1 km). V každém úseku byly hodnoceny tři ekomorfologické zóny, a to koryto vodního toku, doprovodné vegetační pásy (DVP) a údolní niva. Souhrnný ekomorfologický stav každého úseku byl pak vypočten na základě aritmetického průměru jednotlivých ekomorfologických zón a následně zařazen do pěti ekomorfologických stupňů (ES), kde I. ES charakterizuje přírodní nebo přírodě blízký úsek, V. ES představuje velmi silně antropogenně ovlivněný úsek (Koubková, 2008).

Podíl jednotlivých ES ve třech hodnocených zónách (koryto toku, DVP a údolní niva) v povodí Vnořského potoka znázorňuje graf 34. Přehled všech hodnocených úseků v povodí a klasifikace jejich ES za všechny tři zóny a celkový ekomorfologický stav je uveden v příloze 6.

Graf 34: Podíl jednotlivých ES v zóně koryta toku, DVP a údolní nivy v povodí Vnořského potoka



Poznámka: V grafu jsou započteny ES po provedených revitalizacích

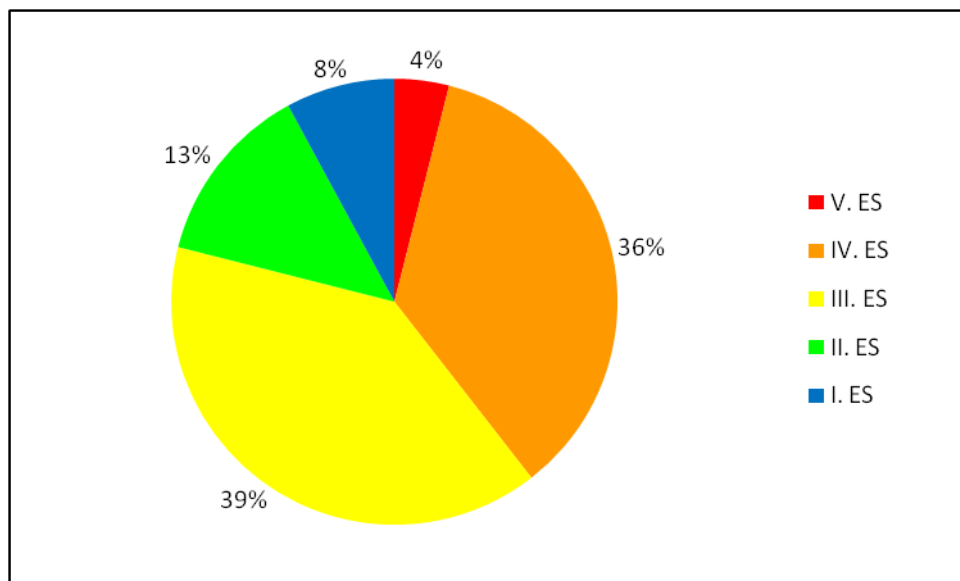
V zóně koryta vodního toku byly úseky nejčastěji klasifikovány II. a III. ES (II. ES bylo vyhodnoceno 37 % úseků, III. ES 36 % úseků). Úseky klasifikovány II. ES se vyskytovaly na

Vinořském potoce, kde tok protéká přírodní rezervací Vinořský park, dále na dolním toku Radonického potoka a velký podíl II. ES byl zaznamenán na Vinořském potoce v úseku mezi obcí Podolanka a Popovice (úseky VIN033 – VIN038, celková délka přes 2 km). Jako přírodě blízký úsek (I. ES) byl klasifikován pouze jeden úsek, a to na pravostranném přítoku Vinořského potoka (DRE002, viz příloha 6). Koryto v tomto úseku je málo zahloubené, je zde značný výskyt erozních a akumulčních tvarů, vysoce diversifikované proudění a vysoká variabilita hloubek. Břehovou vegetaci tvoří převážně rákos obecný. Úseky klasifikované IV. ES (silně antropogenně ovlivněné úseky) tvoří 24 % ze všech hodnocených úseků a nacházejí se průběžně v celé délce Vinořského potoka, zejména v místech, kde tok protéká zastavěným územím. Pro tyto úseky je typické napřímení koryta toku s lichoběžníkovým nebo obdélníkovým tvarem, značné zahloubení, nízká variabilita hloubek a zpevnění dna i břehů vegetačními tvárniciemi nebo kamennou dlažbou. Nejhůře klasifikované (V. ES) byly hodnoceny pouze dva zatrubněné úseky na Vinořském potoce (Koubková, 2008).

V zóně doprovodných vegetačních pásů byly opět úseky nejčastěji klasifikovány II. a III. ES (II. ES tvořilo 34 % ze všech úseků, III. ES 33 %). Mírně antropogenně pozměněné úseky (II. ES) převládaly na Radonickém, Hrušovském potoce a na středním toku Vinořského potoka. V těchto úsecích DVP tvoří les s potenciální nepřirozenou druhovou skladbou, nebo hospodářské louky a pastviny. Přírodě blízké úseky (I. ES) byly klasifikovány na 11 % všech úseků, a to v pramenné oblasti a na dolním toku Ctěnického potoka a na Vinořském potoce v úsecích, kde potok protéká přírodní rezervací Vinořský park. Na Ctěnickém potoce DVP tvoří převážně mokřadní vegetace, na Vinořském potoce přírodě blízký les s dominantní dřevinou jasanem ztepilým či olší lepkavou (Koubková, 2008).

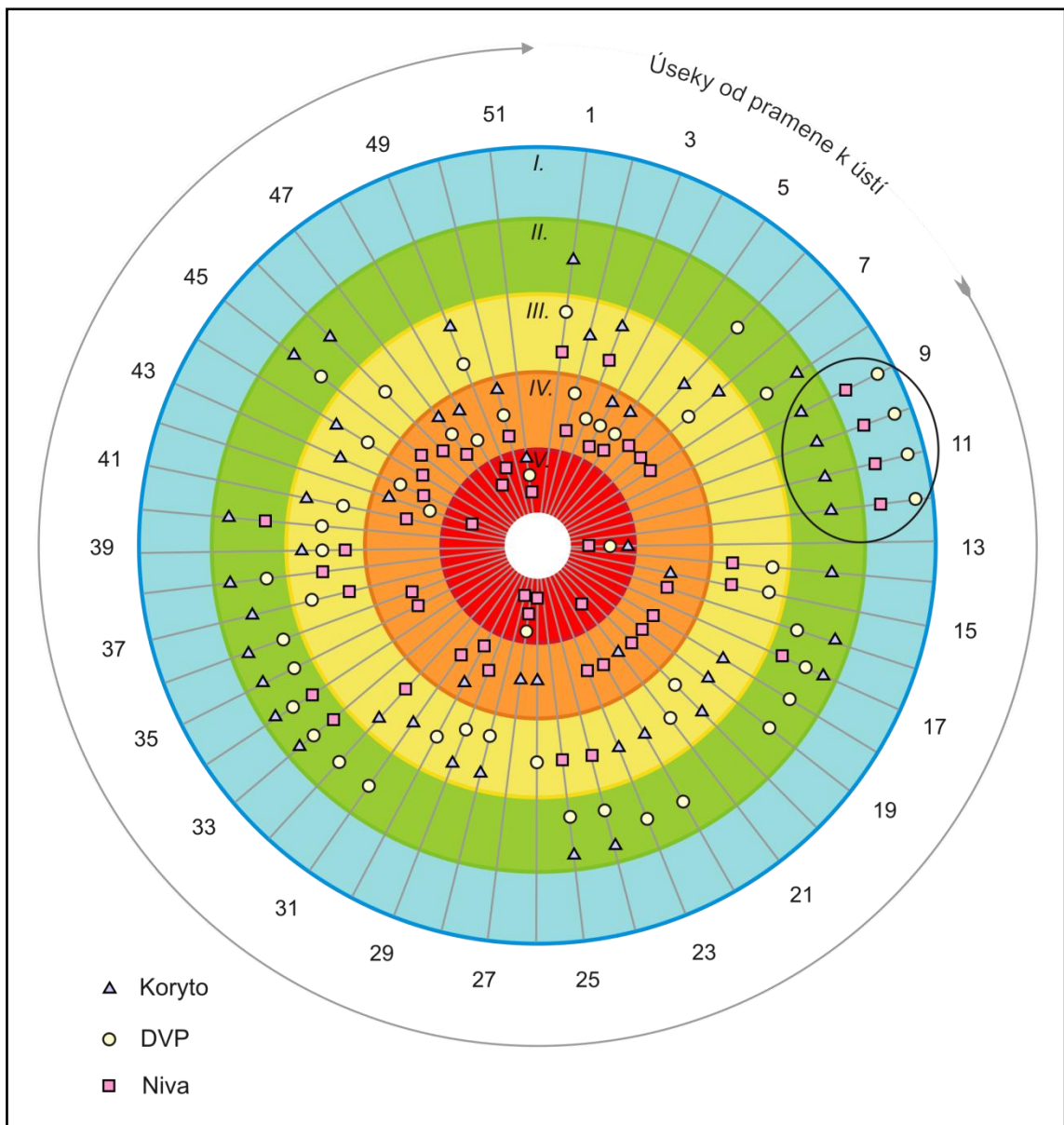
V zóně údolní nivy byly úseky nejčastěji klasifikovány IV. ES (47 %) a značný podíl mají i velmi silně antropogenně ovlivněné úseky (V. ES tvoří 14 %). Úseky hodnocené V. ES se vyskytovaly zejména na Vinořském potoce, kde potok protéká zastavěným územím. V údolní nivě se nachází řada umělých povrchů a dopravních komunikací, které mají negativní vliv na retenční potenciál údolní nivy. Úseky klasifikované I. ES se stejně jako u zóny DVP nacházely na Vinořském potoce v úsecích, kde potok protéká PR Vinořský park.

Celkový ekomorfologický stav v povodí je zobrazen v grafu 35 a v mapě 4. Z grafu 35 je patrné, že povodí Vinořského potoka je velmi antropogenně ovlivněné. V povodí převládají středně až silně antropogenně ovlivněné úseky (III. a IV. ES). Naopak přírodní a mírně pozměněné úseky (I. a II. ES) v celém povodí dohromady tvoří jen 21 %. Fakt, že v povodí převládají středně a silně antropogenně ovlivněné úseky, je dán hlavně charakterem využití údolní nivy, která je značně transformovaná zástavbou, dopravními komunikacemi a jinými umělými povrchy (Koubková, 2008). Pro názornost jsou v příloze 7 uvedeny fotografie úseků reprezentující jednotlivé ES.

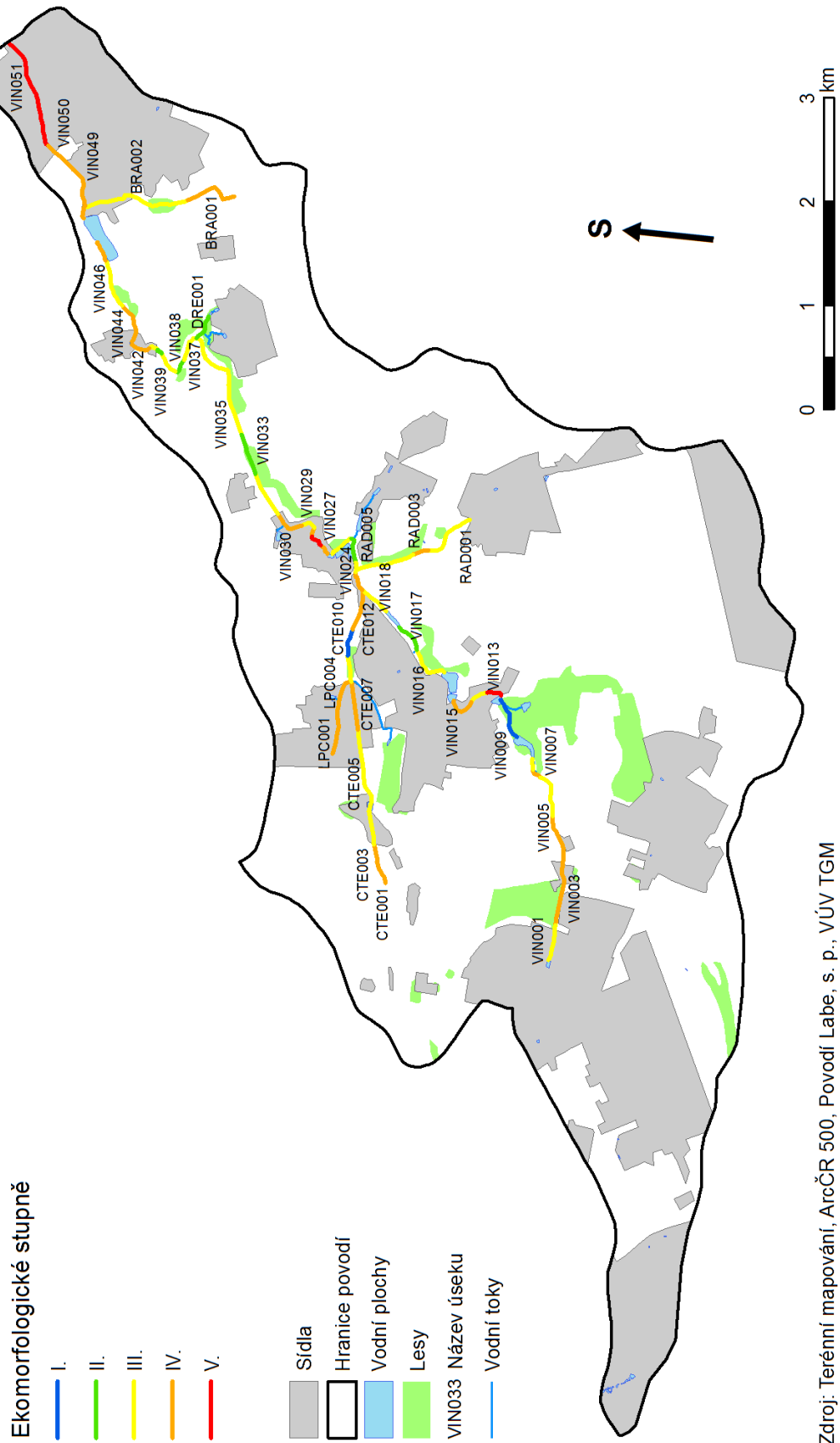
Graf 35: Zastoupení jednotlivých ekomorfologických stupňů (ES) v povodí Vinořského potoka

Graf 36 znázorňuje, jaký je ekomorfologický stav třech hodnocených zón na jednotlivých úsecích Vinořského potoka (od pramene k ústí). Nejméně antropogenně pozměněné úseky jsou 9 – 12 (VIN009 – VIN012), kde potok protéká PR Vinořský park. Tyto úseky mají stejný charakter koryta toku, DVP i údolní nivy (v grafu jsou tyto úseky zvýrazněny elipsou). Koryto toku bylo klasifikováno II. ES, DVP a údolní niva I. ES. V podélném profilu koryta vodního toku se nevyskytovaly žádné stavební úpravy, koryto bylo středně zahloubené, byl zde značný výskyt erozních a akumulárních tvarů a proudění v korytě toku bylo středně diversifikované. Jak již bylo uvedeno výše, DVP a údolní nivu v PR Vinořský park tvoří les s potenciální přirozenou druhovou skladbou. Dále poměrně příznivý ekomorfologický stav byl ve všech zónách vyhodnocen na úsecích 17, 33 a 34 (II. ekomorfologický stupeň, který značí mírně antropogenně pozměněný úsek, kde převládají přírodě blízké struktury). Naopak nejvíce antropogenně ovlivněné úseky se nacházely především na horním a dolním toku. Vinořský potok totiž pramení uprostřed zastavěného území (MČ Praha Kbely) a ústí do Labe rovněž v silně urbanizovaném území (Brandýs n. Labem). V grafu, kde se symbol koryta vodního toku (trojúhelník) pohybuje v zelené kružnici (II. ekomorfologický stupeň) odpovídá oblastem, kde Vinořský potok protéká krajinou mimo zastavěné území (např. v úsecích 33 – 38 protéká tok mezi obcemi Podolanka a Dřevčice). Z hodnocených zón má nejhorší ekomorfologický stav údolní niva, která byla nejčastěji vyhodnocena IV. ekomorfologickým stupněm, což značí silně antropogenně ovlivněný úsek. Úseky, kde údolní niva byla klasifikována V. ES, se nacházely hlavně na středním a dolním toku. V těchto úsecích se zástavba nacházela v těsné blízkosti toku a retenční potenciál údolní nivy byl nulový.

Graf 36: Zařazení zóny koryta toku, doprovodných vegetačních pásů (DVP) a údolní nivy do jednotlivých ekomorfologických stupňů na Vinořském potoce



Mapa 4: Ekomorfologický stav v povodí Vinořského potoka (v r. 2008)



8.3.2 Vyhodnocení změny stavu kvality habitatu po provedených revitalizacích

Pramenná oblast Ctěnického potoka

Při hodnocení ekomorfologického stavu v roce 2008 byla pramenná oblast Ctěnického potoka rozdělena na tři úseky zhruba o velikosti 100 – 200 m. Celkový ekomorfologický stav na všech úsecích byl vyhodnocen jako IV. stupeň, což značí silně antropogenně ovlivněný úsek (v mapě 4 úseky CTE001 – CTE003). Z hlediska hodnocení jednotlivých zón, zóna doprovodných vegetačních pásů (DVP) a údolní nivy byla na všech třech úsecích klasifikována IV. ES, stejně byla vyhodnocena i zóna koryta toku v úseku CTE002 a CTE003. V úseku CTE001 byla zóna koryta toku klasifikována III. ES.

Ekomorfologický stav prameniště Ctěnického potoka byl znovu hodnocen v únoru r. 2011, kdy byla revitalizace téměř u konce. Kromě posledního úseku dlouhého cca 20 m, kdy se koryto začíná zahlubovat, aby mohl potok podtéci pod cestou, která ohraničuje zámecký areál, byla pramenná oblast vyhodnocena jako celkový ekomorfologický stav II. stupněm. Oproti hodnocení v roce 2008 se celkový ekomorfologický stav této oblasti zlepšil o dva stupně. Co se týká jednotlivých ekomorfologických zón, tak koryto toku bylo ohodnoceno II. ES, DVP byly klasifikovány I. ES a údolní niva III. stupněm (ES za jednotlivé zóny v úsecích prameniště Ctěnického potoka jsou též uvedeny v příloze 6). Letecké snímky zachycující prameniště před a v průběhu revitalizace zobrazují obr. 5 a 6 na str. 78.

Ekomorfologický stav zóny koryta toku se po provedené revitalizaci zlepšil o dva stupně. Jednotlivé parametry, podle kterých byla zóna koryta vodního toku hodnocena před a po revitalizaci v úseku CTE002 jsou uvedeny v tab. 32. Došlo k změně tvaru koryta z umělého lichoběžníkového tvaru na přírodě blízké koryto nepravidelného tvaru. Před revitalizací bylo koryto značně zahluobené pod okolní terén a také bylo vyztužené betonovými prefabrikáty. V korytě zcela chyběly erozní a akumulární tvary, bylo zde málo diverzifikované proudění vody a variabilita hloubek byla prakticky nulová. Stejně tak variabilita šířky koryta byla velmi nízká (foto 11). Vegetaci břehů tvořilo zatravnění, nebo vegetace zcela chyběla. Po revitalizaci se ekomorfologický stav koryta toku výrazně zlepšil. V oblasti prameniště byla vysázena mokřadní vegetace, která zasahuje i do vodního toku. Koryto Ctěnického potoka v těchto místech není vůbec zahluobené, vodě je prakticky umožněn neregulovaný rozliv (foto 12). Proudění v korytě toku je více diversifikované a oproti minulému stavu se zvětšila variabilita hloubek i šířek koryta toku.

Při hodnocení zóny DVP před a po revitalizaci, byla zaznamenána největší změna. Původní IV. ES byl klasifikován jako I. ES. Před revitalizací na většině úseku podél vodního toku chyběla zóna doprovodných vegetačních pásů. Částečně vyskytující se vegetace na levém břehu byla tvořena ruderálním porostem. Z využitých ploch v DVP dominovala orná půda. K přírodě blízkému úseku (I. ES) po revitalizaci přispěla přítomnost zóny DVP v celém úseku prameniště tvořená mokřadní vegetací.

Naopak nejmenší změnu v hodnocení ekomorfologického stavu zaznamenala zóna údolní nivy, která byla po revitalizaci klasifikována III. ES (před revitalizací IV. ES). Ačkoliv se již orná půda nenachází v bezprostřední blízkosti toku, stále do údolní nivy zasahuje (zejména na levém břehu). Po revitalizaci se zlepšil retenční potenciál údolní nivy.

Tab. 32: Vybrané parametry pro hodnocení zóny koryta toku v úseku CTE002

Koryto toku	CTE002 před revitalizací	Body	CTE002 po revitalizaci	Body
Typ říčního údolí	neckovité		úvalovité	
Charakter a tvar koryta	umělý, lichoběžníkový	4	přírodě blízký, nepravidelný	1
Zahloubení	značné	4	žádné	1
Přítomnost umělých stupňů	žádná	1	žádná	1
Přítomnost eroz. a akumul. tvarů	žádná	5	střední	3
Charakter proudění	málo diversifikované	5	středně diversifikované	3
Variabilita hloubek	žádná	5	vysoká	2
Charakter odtoku	pozměněný	3	nezměněný	1
Variabilita šířek koryta	nízká	5	vysoká	1
Dimenzování (kapacita) koryta	mírně naddimenzováno	3	odpovídá charakt. odtoku	1
Úpravy dna	betonové desky	4	žádná	1
Výskyt mikrohabitatů	žádný	5	střední	3
Vegetace břehů	zatravnění, ruderál. veg.	4	mokřadní vegetace	1, 2
Keřové a stromové patro	žádná z důvodu úpravy břehu	5	žádná z důvodu přírodních poměrů	1
Technické úpravy břehů	betonová dlažba	4	zatravnění	2
Ekomorfologický stupeň		IV.		II.

Poznámka: Body byly přiřazovány v rozmezí 1 – 5, přičemž 1 bod je typický pro přírodní nebo přírodě blízké úseky bez výrazného antropogenního ovlivnění, hodnocení 5 je typické pro velmi silně antropogenně ovlivněné úseky. U parametru *Vegetace břehů* mohlo být přiřazeno více bodů.



Foto 11: Prameniště Ctěnického potoka před revitalizací, ř. km 2,74 (L. Koubková, 8. 3. 2008)



Foto 12: Prameniště Ctěnického potoka po revitalizaci, ř. km 2,81 (L. Koubková, 19. 2. 2011)

Centrální Park Kbely

Při hodnocení celkového ekomorfologického stavu před revitalizací, bylo toto území vyhodnoceno III. stupněm, to znamená, že se jednalo o středně antropogenně ovlivněný úsek (v mapě 4 úsek VIN001). Po revitalizaci bylo toto území opět vyhodnoceno III. ekomorfologický stupněm, což je dáno především využitím zóny DVP a údolní nivy, ve které dominuje park a zahrady. Změna ekomorfologického stavu byla zaznamenána v zóně koryta vodního toku, která před revitalizací byla vyhodnocena jako silně antropogenně ovlivněný úsek (IV. ES), zatímco po revitalizaci byla vyhodnocena II. ES (mírně antropogenně pozměněný úsek). Hlavní změna byla v průběhu trasy koryta. Dříve bylo koryto napřímené a mělo lichoběžníkový tvar. Také bylo značně zahlobené a variabilita šířek koryta byla nízká. Po revitalizaci došlo k rozvolnění koryta a bylo vytvořeno několik zákrutů. V dolní části zájmového území byla vytvořena tůň. Změnu trasy koryta zachycují letecké snímky z roku 2006 a 2010 na obr. 7 a 8 (na str. 79 a 80). Fotografie 13 dokumentuje nově vytvořený Centrální park ve Kbelích. Břehy vodního toku tvoří především zatravnění, místy i vodní vegetace jako např. rákos obecný, ostřice obecná a zblochan vodní. V parku bylo také vysázeno přes 300 stromů, které by měly časem přispět k většímu „ozelenění“ parku. Dá se předpokládat, že se zrušením zahrádkářské kolonie došlo i ke zlepšení jakosti vody v korytě toku. Vnořský potok byl v těchto místech ovlivňován splachy ze záhonů a skládek, které byly pravděpodobně vytvořeny zahrádkáři (Lípa, 2009). Součástí parku je i dětské hřiště, které je umístěno v jihozápadní a středové části parku. Dále se v území nachází amfiteátr a shromažďovací prostor kolem, které jsou stejně jako dětská hřiště postaveny z přírodních materiálů.

Takto revitalizované území kolem vodního toku slouží především pro místní obyvatele k trávení volného času a plní také estetickou funkci uprostřed souvislé zástavby.



Foto 13: Centrální park Kbely, ř. km 12,74 (L. Koubková, 19. 8. 2010)

9. SHRnutí VÝSLEDKŮ A JEJICH DISKUZE

Cílem diplomové práce bylo vyhodnotit ekohydrologický stav v povodí Vnořského potoka, které je charakteristické svou polohou v urbanizované a příměstské krajině a také představuje území, které bylo v minulosti zatíženo těžkými kovy, především kadmiiem.

Jakost vody v povodí Vnořského potoka byla vyhodnocena na základě vlastních chemických rozborů a terénního měření. Ze sedmi odběrových profilů byla analyzována kvalita voda pomocí dvanácti fyzikálně-chemických ukazatelů a dvou ukazatelů kyslíkového režimu (rozpuštěný kyslík a $CHSK_{Mn}$). Z hodnocení kvality vody podle ČSN 75 7221 vyšlo, že na znečištění v povodí se nejvíce podílejí sloučeniny dusíku. Dusitanový dusík byl na všech sedmi profilech vyhodnocen V. jakostní třídou. Dusičnanový dusík byl V. třídou jakosti vyhodnocen na profilu č. 1, 3 a 7, na ostatních profilech byl klasifikován IV. jakostní třídou. Amoniakální dusík byl na profilu č. 5 a 6 klasifikován III. třídou, na ostatních profilech IV. jakostní třídou. Znečištění sloučeninami dusíku bylo potvrzeno i na základě získaných dat z Povodí Labe, s. p., které monitoruje jediný profil v povodí, a to na Vnořském potoce před ústím do Labe (profil Brandýs n. Labem, říční km 1,75). Na tomto profilu koncentrace sloučenin dusíku dosahovaly podobných hodnot jako na profilu č. 6, který se nachází 120 m nad profilem Brandýs nad Labem. Z hlediska průběhu koncentrací během čtyř ročních období, byly nejvyšší koncentrace amoniakálního dusíku naměřeny v únoru, dusičnanového dusíku v únoru a listopadu. Vysoké koncentrace v zimním období jsou dány mimovegetačním obdobím, kdy sloučeniny dusíku ($N-NH_4^+$, $N-NO_3^-$) nejsou odčerpávány vegetací z půdy a více se tak vyluhují do vodního toku. Zvýšené koncentrace jsou také způsobeny bodovým znečištěním (ČOV). Nejvyšší koncentrace $N-NH_4^+$ a $N-NO_3^-$ byly naměřeny na profilu č. 1, kde byl prokázán značný vliv ČOV Kbely. Jak je uvedeno v tab. 10, z odtoku ČOV představovala v roce 2006 průměrná hodnota koncentrací $N-NH_4^+$ 5,63 mg/l, což činí značný podíl na znečištění (průměrná naměřená hodnota na profilu č. 1 byla 4,63 mg/l, maximální 16,57 mg/l – únorové měření). Z grafů podélných koncentrací sloučenin dusíku na Vnořském potoce byl zaznamenán pokles koncentrací na profilu č. 5 a 6. Snížení koncentrací na profilu č. 5 je zapříčiněno pravostranným přítokem, který se před profilem vlévá do Vnořského potoka. Na profilu č. 6 jsou nižší koncentrace nejspíš způsobeny Hrušovským rybníkem, jenž se před profilem nachází a ve kterém se mohou sloučeniny dusíku zachycovat. Dalším zdrojem znečištění, který ovlivňuje kvalitu vody v povodí, jsou splachy ze zemědělsky obdělávaných polí. Tento plošný zdroj znečištění byl prokázán u orthofosforečnanů na profilech č. 5 a 6, kde byly maximální koncentrace

naměřeny při srpnových odběrech, kdy voda v jednotlivých profilech dosahovala největších průtoků. Na základě vyhodnocení jakosti vody Povodím Labe, s. p. v profilu Brandýs n. Labem se na znečištění v povodí Vinořského potoka podílí také celkový fosfor, který byl klasifikován IV. jakostní třídou. Za problematické lze na tomto profilu považovat i fekální koliformní bakterie a enterokoky, které byly rovněž klasifikovány IV. jakostní třídou. Příčinou fekálního znečištění jsou pravděpodobně hnojená pole vyskytující se na levém břehu Vinořského potoka.

Ve srovnání s ostatními pražskými potoky se Vinořský potok z hlediska kvality vody nijak zásadně neliší. Nutno podotknout, že na srovnávání je třeba nahlížet s jistou rezervou, protože vlastní hodnocení jakosti vody bylo klasifikováno na základě nejnepríznivějších zjištěných hodnot ze čtyř odběrů během roku, zatímco uvedené pražské potoky byly klasifikovány podle charakteristických hodnot jednotlivých ukazatelů (C90). Jak uvádí Lesy hl. m. Prahy (2010), vyšší koncentrace sloučenin dusíku ($N-NH_4+$, $N-NO_3$) se vyskytují na Drahaňském potoce, který byl na horním a středním toku vyhodnocen V. jakostní třídou a na dolním toku IV. třídou. Za velmi silně znečištěný (V. třída) vodní tok sloučeninami dusíku je považován Komořanský potok. Pátý jakostní stupeň dusičnanového a amoniakálního dusíku byl klasifikován také na horním toku Litovicko-Šáreckého potoku (Lesy hl. m. Prahy, 2010). S porovnáním výsledků Hnatukové (2007), která zkoumala jakost vody na Botiči, Rokytce a Kunratickém potoce, V. jakostní třídou byl vyhodnocen amoniakální dusík v Rokytce (dusičnanový dusík byl klasifikován II. jakostní třídou). Vyšší koncentrace $N-NH_4+$ byly vyzkoušeny i na Kunratickém potoce (IV. třída). Z hlediska dalších fyzikálně-chemických ukazatelů byla nejhůře vyhodnocena elektrolytická konduktivita, která byla na Botiči, Rokytce i Kunratickém potoce zařazena do IV. jakostní třídy. Ve Vinořském potoce maximální zjištěná hodnota konduktivity činila 103,8 mS/m, což by bylo klasifikováno III. jakostní třídou. Na základě charakteristické hodnoty C90 v profilu Brandýs n. Labem byla konduktivita Povodím Labe, s. p. klasifikována IV. jakostní třídou, stejně jako u výše zmiňovaných pražských potoků.

Co se týká zatížení sedimentů těžkými kovy zkoumanými v okolí Biologického rybníka, tak nejhůře bylo vyhodnoceno kadmium, které jako jediné ze sledovaných prvků přesáhlo limitní koncentrace podle vyhlášky č. 382/2001 Sb. V sedimentech Vinořského potoka (ve vzorku č. 1 a 4) byla překročena mezní hodnota kadmia pro kaly používané na zemědělské půdě (mezní hodnota je 5 mg/kg). Obsah Cd ve vzorku č. 1 činil 9,17 mg/kg a ve vzorku č. 4 byl 6,06 mg/kg. Vzorky č. 5 a 6 byly porovnány s mezní hodnotou Cd v půdě, která činí 0,5 mg/kg. Oba vzorky, které byly odebrány v údolní nivě za Biologickým rybníkem, přesáhly tento limit více než šestkrát. Sedimenty odebrané z Biologického rybníka obsahovaly ve dvou odběrových profilech 4,96 a 4,34 mg/kg kadmia. Při porovnání s požadovými hodnotami stanovenými čtyřmi různými autory (Turekian a Wedepohl (1961), FGG Elbe (2001), Rudnick a Gao (2003) a Hu a Gao (2008)), přirozené koncentrace v sedimentech nepřesáhlo Be, Co, Cr, V a kromě vzorku č. 6 i Mn. Podle geoakumulačního indexu (Igeo), který byl vypočítán na základě požadových hodnot dle Turekiana a Wedepohla (1961) a Rudnicka a Gao (2003), byly sedimenty nejméně

kontaminovány Cd a Ag, podle indexu Igeo vycházejícího z Rudnicka a Gaoa (2003) byly sedimenty mírně zatíženy i As (u vzorku č. 6). Podle geoakumulačního indexu vypočítaného z přirozených koncentrací Rudnicka a Gaoa (2003), jsou sedimenty ve vzorcích č. 1 – 4 nadměrně kontaminovány kadmíem (6. jakostní třída sedimentu, tj. nejhorší). Vzorky č. 5 a 6 byly klasifikovány jako 5. třída jakosti, což znamená silné až nadměrné zatížení sedimentu Cd.

Z hlediska vývoje znečištění sedimentů těžkými kovy a arsenem došlo během posledních dvaceti let k výraznému snížení kontaminace sedimentů v Biologickém rybníce a jeho okolí. Největší pokles ve vývoji znečištění byl zaznamenán u Cd, Cr, Cu a Zn. U těchto prvků bylo zatížení sedimentů v minulosti o dva až tři řády vyšší než je tomu dnes. Extrémní rozdíl v zatížení sedimentu kadmíem byl zaznamenán v Biologickém rybníce. V roce 1992 představoval obsah Cd 2090 mg/kg (Hošek et al., 1992), dnešní koncentrace činí necelých 5 mg/kg. Znečištění Cd se tak snížilo o více jak 400krát. Ke snížení koncentrací Cd došlo díky asanaci Biologického rybníka v roce 1996, kdy bylo bahno ze dna rybníka vytěženo do hloubky 1,5 m (Šolc et al., 1998).

V porovnání s ostatními pražskými potoky, jejichž koncentrace těžkých kovů a arsenu uvádí Benešová et al. (2004), jsou obsahy Cu, Pb, Zn, Cr a As v sedimentech Vnořského potoka srovnatelné nebo spíše nižší než v ostatních potocích (Dalejský potok, Kunratický, Rokytky). Koncentrace Cd v sedimentu Vnořského potoka více jak dvakrát převyšují obsahy Cd v sedimentech Dalejského potoka a Rokytky. Maximální zjištěné koncentrace Cd v sedimentech Botiče (11,34 mg/kg) a Kunratického potoka (10,3 mg/kg) byly srovnatelné se zatížením sedimentu Cd ve Vnořském potoce (9,17 mg/kg).

Porovnání současného zatížení těžkými kovy v povodí Vnořského potoka s jinými lokalitami v Česku je možné provést na základě výše zmiňovaného geoakumulačního indexu, který vychází z pozadových hodnot Turekiana a Wedepohla (1961). V pěti starých říčních ramenech Labe nacházejících se v úseku mezi Hradcem Králové a Mělníkem, které ve své práci zkoumala Chalupová (2011), bylo nejproblematictější Ag, které bylo klasifikováno 6. jakostní třídou (rameno Lžovice, Obříství). Kadmíem byly nejvíce zatíženy sedimenty ramena ve Lžovicích (4. třída), naopak za kadmíem nekontaminovaný byl považován sediment z fluviálního jezera Václavka (Chalupová, 2011). Stejně zatížení sedimentu Ag bylo zaznamenáno i ve dnových sedimentech Vnořského potoka v profilu č. 1. Co se týká znečištění Cd, sedimenty Vnořského potoka jsou více kontaminovány (5. třída) než sedimenty starých fluviálních jezer. Zatížení sedimentů těžkými kovy a arsenem podle geoakumulačního indexu hodnotil v povodí Litavky Kučera (2004). V povodí bylo prokázáno nadměrné zatížení sedimentu olovem, kadmíem, zinkem a arsenem (6. třída). Na rozdíl od povodí Vnořského potoka je povodí Litavky ovlivněno také bývalými těžebními lokalitami Příbramska (Kučera, 2004). Podle geoakumulačního indexu nejsou sedimenty Vnořského potoka kontaminovány Pb, Zn a As. Povodí Třemošné, kterým se zabýval Oliva (2004), je celkově oproti povodí Vnořského potoka méně zatížené těžkými kovy. Sedimenty z povodí Třemošné patří maximálně do 3. jakostní třídy. Sedimenty byly nejvíce znečištěny Zn a Cd (Oliva, 2004).

10. ZÁVĚR

Na základě získaných poznatků ohledně kvality vody, odtokových poměrů, znečištění sedimentů a ekomorfologického průzkumu je celkový ekohydrologický stav v povodí Vinořského potoka považován za nepříznivý. Podle Plánu oblasti povodí Horního a středního Labe, který uvádí Povodí Labe s. p. (2009), je celkové vyhodnocení ekologického stavu vodního útvaru, ke kterému patří povodí Vinořského potoka, nevyhovující.

Z jakosti vody v povodí Vinořského potoka jsou nejproblematictější sloučeniny dusíku. Nejvyšší zjištěné koncentrace dusičnanového a amoniakálního dusíku byly naměřeny na horním toku Vinořského potoka na profilu č. 1. Na tomto profilu byl prokázán značný vliv přečištěných odpadních vod vytékajících z ČOV Kbely, která se nachází před profilem č. 1. Významným zdrojem znečištění v povodí jsou rovněž splachy ze zemědělsky obdělávaných polí. Naopak pozitivní vliv na kvalitu vody v povodí mají průtočné rybníky. Na odběrových profilech nacházejících se pod rybníky byl prokázán pokles koncentrací dusičnanového dusíku.

Z průzkumu znečištění sedimentů těžkými kovy a arsenem v okolí Biologického rybníku vyplývá, že oproti znečištění v minulosti došlo k výraznému snížení toxických kovů v sedimentech. Ačkoli se koncentrace kadmia oproti dřívějšímu znečištění velmi snížily (v roce 1992 zjištěno Hoškem et al. v rybníčních sedimentech 2090 mg/kg Cd), stále dnešní koncentrace (max 9,17 mg/kg) přesahují přirozené pozadí koncentrací v sedimentu více než třicetkrát (dle Turekian a Wedepohl (1961)), podle pozadových hodnot Rudnicka a Gaoa (2003) dokonce více než stopadesátkrát. Akumulace takovýchto koncentrací v sedimentu může představovat ohrožení pro celý vodní ekosystém rybníka či potoku. Přestože předchozí výzkumy nepotvrdily výskyt nebezpečných koncentrací těžkých kovů ve vodě, při změně fyzicko-chemických podmínek sedimentu (pokles pH) může dojít k náhlému uvolnění Cd do vodního prostředí, což by mohlo negativně ovlivnit habitat vodního toku či rybníka.

Na základě ekomorfologického průzkumu bylo zjištěno, že povodí Vinořského potoka je velmi antropogenně ovlivněné. V povodí převládají úseky, které byly vyhodnoceny III. a IV. ekomorfologický stupněm, což charakterizuje středně a silně antropogenně ovlivněné území. Mírně pozměněné a přírodě blízké úseky (II. a I. ekomorfologický stupeň) byly určeny na 21 % ze všech hodnocených úseků. Zcela přírodní a přírodě blízké úseky byly vymezeny v PR Vinořský park a na dolním toku Ctěnického potoka, kde vodní tok protéká

mokřadem a lesem s přirozenou druhovou skladbou. V případě provedených revitalizací se celkový ekomorfologický stav zlepšil v prameništi Ctěnického potoka, a to o dva stupně (z IV. ES na II. ES). Především se zlepšil stav koryta toku a zóny doprovodných vegetačních pásů, kde byla vysázena mokřadní vegetace zasahující až do koryta toku.

Na základě údajů zjištěných v této práci by bylo vhodné provést v povodí Vinořského potoka jistá opatření, která by vedla především k zlepšení jakosti vody v potocích, a tím i k zlepšení celkového ekohydrologického stavu.

Navrhovaná opatření:

- zvětšení kapacity stávajících ČOV v povodí, případně výstavba nových ČOV
- omezit případné nadměrné používání hnojiv
- odstranit stávající černé skládky podél toků a zamezit vzniku novým (zavést přísnější pokuty, nebýt lhostejný ke svému okolí – černé skládky zakládají pravděpodobně místní obyvatelé)
- zabránit nelegálnímu vypouštění splaškových odpadních vod přímo do toku
- při územním plánování více zohledňovat vodní toky (kde je to možné, zvolit povrch, který nezhoršuje odtokové poměry v povodí)
- provést další revitalizační opatření (např. na horním toku Radonického potoka je nevhodně zvolený typ opevnění v korytě toku – betonová dlažba; na středním toku Ctěnického potoka jsou břehy koryta toku naopak málo zpevněny a díky boční erozi jsou podemlety)
- zavést pravidelný monitoring kvality vody na více profilech (např. na profilu č. 1 a 3)
- provést analýzu znečištění sedimentů Vinořského potoka těžkými kovy i v jiných lokalitách povodí než jen v okolí Biologického rybníka (např. zjistit jestli kontaminovaný sediment nebyl transportován dále po proudu Vinořského potoka)

Ekohydrologický stav v povodí Vinořského potoka se může zlepšit především díky zlepšení kvality vody ve vodních tocích. K tomu by mohlo přispět plánované navýšení kapacity ČOV v MČ Kbely a MČ Vnoř. K zlepšení jakosti vody mohou nemalým podílem přispět i samotní občané v povodí, kolikrát by stačilo jen dodržovat platné předpisy ohledně nakládání s odpadními (splaškovými) vodami.

11. POUŽITÉ ZDROJE

- ARCDATA Praha. 2006. *ArcČR 500* [vektorová databáze]. Ver 2.0. 2006
- BALATKA, B., KALVODA, J. 2006. *Geomorfologické členění reliéfu Čech*. Praha: Kartografie Praha, 2006. 76 s. ISBN 80-7011-913-6.
- BARLES, S., et al. 1999. *Le sol urbain*. Paříž: Anthropos Villes, 1999. 286 s.
- BENCKO, V., CIKRT, M., LENER, J. 1995. *Toxické kovy v životním a pracovním prostředí člověka*. 2 vyd. Praha: Grada Publishing, 1995. 288 s. ISBN 80-7169-150-X.
- BENEŠOVÁ, L., KOMÍNKOVÁ, D., PIVOKONSKÝ, M., TONIKA, J. 2004. *Organic matters and heavy metals in Prague streams and ponds*. Acta Universitatis Carolinae Environmentalica, 2004, vol. 18. 95 – 105 s.
- BENEŠOVÁ, L. 2009. *Ochrana vod* [prezentace PowerPoint]. Praha, 2009. Elektronické přednášky z předmětu Ochrana vod vyučované v ÚŽP PŘF UK.
- BETTINELLI, M., BEONE, G. M., SPEZIA, S., BAFFI, F. 2000. *Determination of heavy metals in soils and sediments by microwave-assisted digestion and inductively coupled plasma optical emission spectrometry analysis*. Analytica Chimica Acta, 2000, vol. 424. 289 – 296 s.
- BRIÈRE, F., G. 1994. *Distribution et college des faux*. Montréal: Editions de l' Ecole Polytechnique de Montréal, 1994. 400 s. ISBN 2-553-00463X
- CALETKOVÁ, J. 2007. *Ekologicky vhodné rozmezí průtoků pro makrozoobentos v tocích ovlivněných městským odvodněním*. Disertační práce. Praha : KZEI, Fakulta stavební ČVUT v Praze, 2007.
- CENIA. 2006. *Letecké snímky 2006* [ArcGIS Server]. CENIA, 2006. [cit. 14.5.2011]. <<http://geoportal.gov.cz/arccgis/services>>
- CULEK, M. et al. 2005. *Biogeografické členění České republiky, II. díl*. Praha: AOPK ČR, 2005. 590 s. ISBN 80-86064-82-4.
- ČHMÚ. 2007. *Průměrné měsíční úhrny srážek ze stanic Praha – Kbely a Brandýs n. L. za období 1998 – 2007*. © ČHMÚ, 2007.
- ČHMÚ. 2010. *Průměrné měsíční teploty vzduchu ze stanic Praha – Kbely a Brandýs n. L. za období 2001 – 2010*. © ČHMÚ, 2010.
- ČHMÚ. 1980. *M – denní průtoky, N – leté vody na Vinořském potoce v profilu ústí (1-05-04-008) za období 1931 – 1980*. © ČHMÚ, 1980.
- ČSN 75 7221. 1989. *Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod*. Praha: Vydavatelství norem, 1989. 20 s.
- ČSÚ. 2010. *Statistické ročenky hl. m. Prahy a Středočeského kraje* [online]. 2010. [cit. 26.5.2011]. <http://www.czso.cz/csu/redakce.nsf/i/regiony_mesta_obce_souhrn>
- ČÚZK. 2006. *Císařské povinné otisky stabilního katastru Čech 1: 2 880* [online]. 2006. [cit. 9.5.2011]. <<http://archivnimapy.cuzk.cz/>>

- DAVIS, N. M., WEAVER, V., PARKS, K., LYDY, M. J. 2003. *An assessment of water quality, physical habitat and biological integrity of an urban stream in Wichita, Kansas, prior to restoration improvements (Phase I)*. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 2003, vol. 44. 351 – 359 s.
- ENVIS. 2008. *Plán rozvoje vodovodů a kanalizací hl.m.Prahy – aktualizace k roku 2007* [online]. 2008. [cit. 26.5.2011]. <<http://envis.praha-mesto.cz/%28egufch55kxdrjzjxszekvgqc%29/-zdroj.aspx?typ=2&Id=76111&sh=-37812064>>
- ENVIS. 2010. *Plán péče o přírodní rezervaci Vinořský park na období 2010 - 2019* [PDF]. 2010. [cit. 18.4.2011]. <<http://envis.praha-mesto.cz/%28fji1bn45cwnbuvrvaoooy45%29/zdroj.aspx?typ=2&Id=81366&sh=516053348>>
- ENVIS. 2010a. *Plán péče o přírodní památku Bažantnice v Satalicích na období 2010 - 2020* [PDF]. 2010. [cit. 18.4.2011]. <<http://envis.praha-mesto.cz/%28fji1bn45cwnbuvrvaoooy45%29/zdroj.aspx?typ=2&Id=81366&sh=516053348>>
- ENVIS. 2010b. *Prameniště Ctěnického potoka* [PDF]. 2010. [cit. 14.5.2011]. <<http://www.praha-vinor.cz/info.htm>>
- ESRI. 2010. ArcGIS Desktop [DVD]. Ver. 10. Esri. Redlands, CA, 2010
- FAJTL, J., TICHÝ, R., LEDVINA, R. 2001. *Sladkovodní kontaminované sedimenty jako chemické časované bomby*. Chemické Listy, 2001, č. 95. 621 – 629 s.
- FGG Elbe. 2001. *Die Wassergüte der Elbe im Jahre 2001*. [PDF]. 2001. [cit. 20.4.2011]. <http://www.fgg-elbe.de/tl_fgg_neu/veroeffentlichungen.html?file=tl_files/Downloads/-Dokumente/ARGE_09/Gewaessergueteberichte/01Kurz.pdf>
- GROFFMAN, P. M., DORSAY, A. M., MAYER, P. M. 2005. *N proccesing within geomorphic structures in urban streams*. Journal of the Nort American Benthological Society, 2005, vol. 24, no. 3. 613 – 625 s.
- GRÜNWARD, A. 1993. *Hydrochemie*. 1. vyd. Praha: Vydavatelství ČVUT, 1993. 176 s. ISBN 80-01-00952-1.
- HAVLÍČEK, V., 2001. Starší paleozoikum. In *Neživá příroda Prahy a jejího okolí*. Praha: Academia, ČGÚ, 2001. ISBN 80-200-0835-7. Kapitola 6.
- HÁTLE, M., SKŘIVAN, P. 1989. *Znečištění Vinořského potoka kadmiem*. Praha: Nika, 1989, č. 7,8. 27 – 29 s.
- HERRMANN, T. 1990. *Brooks imide the city. Example: city oz Zurich*. IAHS Publication, 1990, no. 198. 287 – 294 s.
- HNAŤUKOVÁ, P. 2007. *Distribuce těžkých kovů v prostředí drobných urbanizovaných toků*. Disertační práce. Praha : Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK, 2007. 138 s.
- HNAŤUKOVÁ, P., BENEŠOVÁ, L., KOMÍNKOVÁ, D. 2009. *Impact of urban drainage on metal distribution in sediment s of urban streams*. Water Science & Technology, 2009, vol. 59, no. 6. 1237 – 1246 s.
- HOŠEK, J., KAUFMAN, R., MIHALJEVIČ, M., ŠEBEK, O. 1992. *Průzkum znečištění nivy Vinořského potoka toxickými kovy – návrhy sanačních opatření*. Praha: AGNOS, 1992. 60 s.
- HŘEBÍKOVÁ, M. 2007. *Kvalita vody ve vybraných malých povodí: Litovicko-Šárecký potok*. Diplomová práce. Praha : Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK, 2007. 125 s.
- HU, Z., GAO, S. 2008. *Upper crustal abundances of trace elements: A revision and update*. Chemical Geology, 2008, vol. 253. 205 – 221 s.
- CHALUPOVÁ, D. 2011. *Chemismus vody a sedimentů fluvialních jezer Labe*. Disertační práce. Praha : KFGG, Přírodovědecká fakulta UK, 2011. 272 s.
- JÁNOŠKOVÁ, G. 2004. *Sledování kvality vody v povodí Kunratického potoka*. Diplomová práce. Praha : Ústav pro životní prostředí, Přírodovědecká fakulta UK, 2004. 96 s.

- JUDOVÁ, P., JANSKÝ, B. 2005. *Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment*. *Limnologica*, 2005, vol. 35. 160 – 168 s.
- JUST, T. 2008. *Vodní toky – otázky k revitalizacím*. Praha: Vodní hospodářství, 2008, roč. 58, č. 5. 140–145s.
- KADLECOVÁ, R. et al. 1994. *Znečištění horninového prostředí v povodí Vinořského potoka*. Praha: Český geologický ústav, 1994. 68 s.
- KAFKA, Z., PUNČOCHÁŘOVÁ, J. 2002. *Těžké kovy v přírodě a jejich toxicita*. *Chemické Listy*, 2002, č. 96. 611 – 617 s.
- KARNECKI, J. 2007. *Voda v Praze*. Praha: Nika, 2007, roč. 28. 6 – 9 s.
- KIRWALD, E. 1974. *L'intégration des cours d'eau dans le paysage et leur protection par des matériaux naturels*. Ministerium für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten des Landes Nordrhein-Westfalen, 1974. 108 s.
- KOMÍNKOVÁ, D. 2007. *Směrnice EU a hodnocení městského odvodnění*. Praha: ČVÚT v Praze, 2007. 23 s.
- KOMÍNKOVÁ, D., ŠTARMANOVÁ, D., NÁBĚLKOVÁ, J. 2010. *Vliv čistíren odpadních vod na chování stopových prvků ve vodních ekosystémech urbanizovaných toků*. Praha: Vodní hospodářství, 2010, roč. 60, č. 3. 42 - 45 s.
- KOUBKOVÁ, L. 2008. *Hodnocení ekomorfologického stavu říční sítě v urbanizované a příměstské krajině. Modelová studie Vinořského potoka*. Bakalářská práce. Praha : KFGG, Přírodovědecká fakulta UK, 2008. 68 s.
- KOVANDA, J., et al. 2001. *Neživá příroda Prahy a jejího okolí*. Praha: Academia, ČGÚ, 2001. 216 s. ISBN 80-200-0835-7.
- KUČERA, Z. 2004. *Jakost povrchových vod a specifické znečištění sedimentů v povodí Litavky*. Magisterská práce. Praha : KFGG, Přírodovědecká fakulta UK, 2004. 129 s.
- LANGHAMMER, J. et al. 2004. *Kontaminace vodních toků specifickým znečištěním v povodí Berounky*. Závěrečná zpráva. Praha : KFGG, Přírodovědecká fakulta UK, 2004. 193 s.
- LANGHAMMER, J. 2010. *Možnosti využití dat hydromorfologického monitoringu pro lokalizaci opatření na ochranu před povodněmi*. Magdeburský seminář o ochraně vod 2010. Povodí Ohře, s. p., 2010. 162 – 166 s.
- LANGHAMMER, J. 2010a. *Kvalita povrchových vod* [dokument PDF]. Praha, 2010. Elektronické přednášky z předmětu Kvalita povrchových vod vyučované na PřF UK.
- LELLÁK, J., KUBÍČEK, F. 1991. *Hydrobiologie*. 1. vyd. Praha: Univerzita Karlova, vydavatelství Karolinum, 1991. 260 s. ISBN 80-7066-530-0.
- LESY hl. m. Prahy. 2010. *Kvalita vody v pražských potocích* [online]. 2010. [cit. 24.4.2011]. <<http://www.lesypraha.cz/?cat=303&aid=407>>
- LESY hl. m. Prahy. 2010a. *Revitalizace rybníka U Kamenného stolu* [online]. 2010. [cit. 14.5.2011]. <<http://www.lesypraha.cz/?cat=306>>
- LÍPA, J. 2009. *Práce v parku pokračují*. Praha: Časopis Kbelák, 2009, č. 25. 12 – 13 s.
- LODENIUS, M. 1990. *Environmental mobilization of mercury and cadmium*. Helsinki: Yliopistopaino, 1990. 32 s. ISSN 0782-2790.
- LÖW, J., NOVÁK, J. 2008. *Typologické členění krajiny České republiky*. Urbanismus a územní rozvoj, 2008, roč. 11, č. 6. 19 – 23 s.
- Magistrát hl. m. Prahy. 2010. *Ročenka – zpráva o stavu životního prostředí 2009*. Praha: IOŽIP, Magistrát hl. m. Prahy, 2010. 307 s

- Magistrát hl. m. Prahy, 2010a. *Čistírny odpadních vod procházejí rekonstrukcí*. Archiv tiskových zpráv [online]. 2010. [cit. 20.5.2011]. <http://www.praha.eu/jnp/cz/home/magistrat/-tiskovy_servis/archiv_tiskovych_zprav/cistirny_odpadnich_vod_prochazeji.html>
- MALLIN, M. A., JOHNSON, V. L., ENSIGN, S. H. 2009. *Comparative impacts of stormwater runoff on water quality of an urban, a suburban and a rural stream*. Environ Monit Assess, 2009, vol. 159. 475 – 491 s.
- MATOUŠKOVÁ, M. 2003. *Ekohydrologický monitoring jako podklad pro revitalizaci vodních toků. Modelová studie povodí Rakovnického potoka*. Disertační práce. Praha : KFGG, Přírodovědecká fakulta UK, 2003. 219 s.
- MČ Praha 19. 2011. *Z dějin vzniku a vývoje Kbel* [online]. 2011. [cit. 26.5.2011]. <<http://www.praha19.cz/documents/historie.html>>
- MČ Praha 9. 2011. *Představení regionu* [online]. 2011. [cit. 26.5.2011]. <<http://www.praha9.cz/-p%C5%99edstaven%C3%AD-regionu.html>>
- MEYER, J. L., PAUL, M. J., TAULBEE, W. K. 2005. *Stream ecosystem function in urbanizing landscapes*. Journal of the North American Benthological Society, 2005, vol. 24, no. 3. 602 – 612 s.
- MIHALJEVIČ, M., ŠEBEK, O. 1995. *Kadmium, Japonsko a syndrom "itai - itai"*. Vesmír, 1995, roč. 74. 444 s.
- NÁBĚLKOVÁ, J., KOMÍNKOVÁ, D., ŠŤASTNÁ, G., 2004. *Assessment of Ecological Status in Small Urban Streams of Prague Agglomeration*. Water Science & Technology, 2004, vol. 50, no. 5. 285-291 s.
- NÁBĚLKOVÁ, J., KOMÍNKOVÁ, D. 2009. *Těžké kovy v drobných městských tocích a jejich význam*. Praha: Vodní hospodářství, 2009, roč. 59, č. 6. 217 – 220 s.
- Němcova farma Radonice. 2011. *Charakteristika* [online]. 2011. [cit. 20.5.2011]. <<http://www.mlekrad.cz/index.htm>>
- NĚMEC, J., HLADNÝ, J. 2006. *Voda v České republice*. Praha: Consult Praha, 2006. 254s. ISBN 80-903482-1-1.
- NOVÁK, J., SVOBODOVÁ, M., MINAŘÍK, L. 2002. *Petrofyzikální charakteristika kontaminované svrchní zvodně v podloží závodu PAL International a. s., v Praze – Kbelích*. Zprávy o geologických výzkumech v roce 2002. Praha: Geologický ústav AV ČR, 2002. s. 173 – 175.
- Obec Podolanka. 2008. *Obec Podolanka – základní informace* [online]. 2008. [cit. 20.5.2011]. <<http://www.podolanka.cz/info.htm>>
- OLIVA, M. 2004. *Jakost povrchových vod a specifické znečištění sedimentů v povodí Třemošné*. Magisterská práce. Praha : KFGG, Přírodovědecká fakulta UK, 2004. 115 s.
- OUŘEDNÍČEK, M. 2011. *Suburbanizace v České republice: aktéři suburbánního rozvoje*. Praha: Geografické rozhledy, 2011, roč. 20, č. 3. 2 – 5 s.
- PAUL, M. J., MEYER, J. L. 2001. *Streams in the urban landscape*. Annual review of Ecology and Systematics, 2001, vol. 32. 333 – 365 s.
- PÁNEK, T., BUZEK, L. 2002. *Základy pedologie a pedogeografie*. Ostrava: PřF Ostravská univerzita, 2002. 127 s.
- PELÍŠEK, J., SEKANINOVÁ, D. 1979. *Pedogeografická mapa ČSR – list Praha B3*. Brno: Geografický ústav ČSAV, 1979. 4 - 6 s.
- PITTER, P. 1999. *Hydrochemie*. 3 vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1999. 568 s. ISBN 80-7080-340-1.
- Population Reference Bureau. 2011. *Human Population: Urbanization* [online]. 2011. [cit. 12.5.2011]. <<http://www.prb.org/Educators/TeachersGuides/HumanPopulation/Urbanization.aspx>>

- Povodí Labe, s. p. 2009. *Plán oblasti povodí Horního a středního Labe*. Hradec Králové: Povodí Labe, s. p., 2009.
- Povodí Labe, s. p. 2010. *Vodohospodářská bilance za rok 2009. Zpráva o hodnocení vypouštění vod pro území ve správě Povodí Labe, státní podnik ze rok 2009*. Hradec Králové: Povodí Labe, s. p., 2010. 19 s.
- Povodí Labe, s. p. 2010a. *Osy toků* [SHP]. 2010. [cit. 4.5.2011]. <http://www.pla.cz/planet/-webportal/internet/cs/dokumenty/cevt-vsechny-osy-toku-na-pla_1208.html>
- Povodí Labe, s. p. 2011. *Jakost vody na Vinořském potoce v profilu Brandýs n. L.* [e-mail]. 2011. [cit. 29.7.2011].
- PVK, a. s. 2011. *Významní producenti odpadních vod napojení na ČOV Kbely* [e-mail]. 2011. [cit. 12.8.2011].
- Regionální Informační Servis. 2010. *Základní data obcí* [online]. 2010. [cit. 12.5.2011]. <<http://www.risy.cz/cs/vyhledavace/obec/detail?Zuj=538264>>
- RILEY, A., L. 1998. *Restoring stress in cities*. Washington, D. C.: Island Press, 1998. 423 s. ISBN 1-55963-043-4.
- ROHOVEC, J. 2008. ICP OES v geovědách. In *Moderní analytické metody v geologii*. Praha: VŠCHT, 2008. 33 – 44 s.
- RUBIO, B., NOMBELA, M. A., VILAS, F. 2000. *Geochemistry of major and trace elements in sediments of the Ria de Vigo (NW Spain): an assessment of metal pollution*. Marine Pollution Bulletin, 2000, vol. 40, no. 11. 968 – 980 s.
- RUDNICK, R. L., GAO, S. 2003. Composition of the continental crust. In *Treatise on geochemistry*. Elsevier Pergamon, 2003. ISBN 978-0-08-043751-4. Kapitola 3.01.
- ŘSD ČR. 2010. *Celostátní sčítání dopravy 2010* [online]. 2010. [cit. 20.5.2011]. <<http://scitani2010.rsd.cz/pages/map/default.aspx>>
- Sběrné dvory. 2010. *Sběrné dvory* [online]. 2010. [cit. 4.5.2011]. <<http://www.sberne-dvory.cz/-dvur/6401>>
- SCHUMANN, A. H., KONCSOS, L., SCHULTZ, G. A. 1991. *Estimation of dissolved pollutant transport to rivers from urban areas: A modelling approach*. IAHS Publication, 1991, no. 203. 267 – 276 s.
- STÁŇOVÁ, Š. 1995. *Těžké kovy v rostlinách v povodí Vinořského potoka*. Diplomová práce. Praha : Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů, Přírodovědecká fakulta UK, 1995. 59 s.
- STRÁNSKÝ, D. et al. 2010. *Posouzení stokových systémů urbanizovaných povodí*. Praha: Vodní hospodářství, 2010, roč. 60, č. 7. 184 – 186 s.
- Suburbanizace.cz. 2011. *Slovníček* [online]. 2011. [cit. 29.4.2011]. <<http://www.suburbanizace.cz/-slovnicek.htm>>
- ŠEBEK, O. 1993. *Speciální kovy v sedimentech Vinořského potoka*. Diplomová práce. Praha: Katedra geochemie a mineralogie, PŘF UK, 1993. 53 s.
- ŠIMEČKOVÁ, M. 1995. *Likvidace následků znečištění Vinořského potoka těžkými kovy s ohledem na zdravotní rizika a další využití území*. Časopis Planeta, 1995, roč. 3, č. 11-12. 25-29 s. ISSN 1210-4124.
- ŠOLC, J. et al. 1998. *Praha – životní prostředí 1998* [online]. Praha : Institut městské informatiky hl. m. Prahy, 1998. [cit. 6.5.2011]. <http://envis.praha-mesto.cz/%28jxjxu45l5k4bo55yx5-gl055%29/rocnky/roc98/rocnk98/0_prah98.htm>
- THONON, I. 2006. *Deposition of sediment and associated heavy metals on floodplains*. Utrecht: Knag/Faculteit Geowetenschappen Universiteit Utrecht, 2006. 174 s. ISBN 978-90-6809-377-3.
- TOLASZ, R. 2007. *Atlas podnebí Česka*. Praha: Český hydrometeorologický ústav, 2007. 255 s. ISBN 978-808-6690-261.

- TUREKIAN, K. K, WEDEPOHL K. H. 1961. *Distribution of the elements in some major units of the Earth's crust*. Geol. Soc. Am. Bull., 1961, vol. 72. 175–92 s.
- ULBRICHOVÁ, I. 2007. *Hospodaření v imisních oblastech - obnova antropogenně poškozených oblastí* [online skripta]. 2007. [cit. 18.5.2011]. <http://fle.czu.cz/~ulbrichova/Skripta_HIO/-prehledtemat.htm>
- ÚGMNZ UK. 2011. *Pracovní materiály laboratoře ÚGMNZ*. Praha : ÚGMNZ PřF UK, 2011.
- ÚRM. 2010. *Letecké snímky 2010* [WMS]. Útvar rozvoje hl. m. Prahy, 2010. [cit. 14.5.2011] <http://wgp.urm.cz/ArcGIS/services/MAP/letecke_snimky_posledni_snimkovani/MapServer/WMSserver?>
- ÚŽP UK. 2009. *Pracovní materiály Laboratoře ochrany vod*. Praha : ÚŽP PřF UK, 2009.
- VGHMŮř Dobruška. 1988. *Letecké snímky Prahy a okolí z roku 1953 a 1988*. © VGHMŮř v Dobrušce, 1953, 1988.
- VIGNERON, S., DÉGARDIN, F. 2002. *Aménager des rivières en ville. Exemples et repères pour le montage d'opération*. Lyon: CERTU, 2002. 164 s. ISBN 2-11-093109-4.
- Vodohospodářský informační portál. 2008. *Evidence ISVS*. [online]. 2008. [cit. 20.4.2008]. <<http://voda.gov.cz/portal/cz/>>
- VOKŠICKÝ, P. 2005. *Praha 19 – Kbely, vodní nádrž – účelový průzkum*. Praha: EKOHYDROGEO Žitný s. r. o., 2005. 37 s.
- VOKŠICKÝ, P. 2008. *Centrální park Kbely. Projekt pro výběr zhotovitele*. Praha: EKOHYDROGEO Žitný s. r. o., 2008. 21 s.
- VÚV TGM. 2010. *Útvary povrchových vod* [SHP]. 2010. [cit. 4.5.2011]. <<http://heis.vuv.cz/-default.asp?typ=03>>
- Vyhláška MŽP ČR č. 382/2001 Sb., ze dne 17. října 2001 o podmínkách použití upravených kalů na zemědělské půdě. Praha: MŽP ČR, 2001.
- WALSH, C. J. et al. 2005. *The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure*. Journal of the North American Benthological Society, 2005, roč. 24, č. 3. 706 – 723 s.
- YIN, H., LI, C. 2001. *Human impact on floods and flood disasters on the Yangtze River*. Geomorphology, 2001, vol. 41, iss. 2-3. 105 – 109 s.
- YLI-PELKONEN, V., PISPA, K., HELLE, I. 2006. *The role of stream ecosystems in urban planning. A case study from the stream Rekolanoja in Finland*. Management of environmental Quality: An International Journal, 2006, vol. 17, no. 6. 673 – 688 s.
- ZELENKA, P., 2001. Mesozoikum – Svrchní křída. In *Neživá příroda Prahy a jejího okolí*. Praha: Academia, ČGÚ, 2001. ISBN 80-200-0835-7. Kapitola 16.

PŘEHLED POUŽITÝCH ZKRATEK

AV ČR	Akademie věd České republiky
BSK	Biologická spotřeba kyslíku
CENIA	Czech Environmental Information Agency = Česká informační agentura životního prostředí
ČGÚ	Český geologický ústav
ČOV	Čistírna odpadních vod
ČSAV	Československá akademie věd
ČSN	Česká technická norma (Česká soustava norem)
ČÚZK	Český úřad zeměměřický a katastrální
DiBaVoD	Digitální báze vodohospodářských dat
DL	Detekční limit
DVP	Doprovodné vegetační pásy
EcoRivHab	Ekomorfologické hodnocení kvality habitatu vodních toků
ENVIS	Environmental Information Servis = Informační servis o životním prostředí
EO	Ekvivalentní obyvatel
ES	Ekomorfologický stupeň
EU	Evropská unie
FGG Elbe	Flussgebietsgemeinschaft Elbe = Společenství obcí na řece Labi
HQ	Hazard Quotient = Koeficient nebezpečnosti
CHSK	Chemická spotřeba kyslíku
ICP OES	Inductively Coupled Plasma Optical Emission Spectrometry = Metoda emisní optické spektroskopie s indukčně vázaným plazmatem
MČ	Městská část

MŽP ČR	Ministerstvo životního prostředí České republiky
ORP	Obec s rozšířenou působností
PAU	Polycyklické aromatické uhlovodíky
PCB	Polychlorované bifenylly
PP	Přírodní památka
PR	Přírodní rezervace
PřF	Přírodovědecká fakulta
ŘSD ČR	Ředitelství silnic a dálnic České republiky
ÚGMNZ	Ústav geochemie, mineralogie a nerostných zdrojů
UK	Univerzita Karlova
ÚŽP	Ústav životního prostředí
VGHMÚř	Vojenský geografický a hydrometeorologický úřad
VÚV TGM	Výzkumný ústav vodohospodářský T. G. Masaryka
WMS	Web Map Service = Webová mapová služba

SEZNAM TABULEK

Tab. 1	ČSN 75 7221 vybraných ukazatelů	28
Tab. 2	Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v půdě.....	28
Tab. 3	Mezní hodnoty koncentrací těžkých kovů v kalech pro použití na zemědělské půdě.....	29
Tab. 4	Pozad'ové hodnoty vybraných prvků podle Turekiana a Wedepohla (1961), FGG Elbe (2001), Rudnicka a Gaoa (2003) a Hua a Gaoa (2008)	29
Tab. 5	Třídy jakosti sedimentu podle geoakumulačního indexu Igeo	30
Tab. 6	Délky vodních toků v povodí Vinořského potoka	52
Tab. 7	Plochy významných rybníků v povodí Vinořského potoka.....	53
Tab. 8	M – denní průtoky (1931 – 1980)	53
Tab. 9	N – leté vody (1931 – 1980)	53
Tab. 10	Parametry odtoku z ČOV Kbely a Vinoř (za rok 2006).....	61
Tab. 11	Producenti odpadních vod (OV) napojení na ČOV Kbely (za rok 2010).....	61
Tab. 12	Počet obyvatel v obcích a městských částech Vinořského potoka	62
Tab. 13	Podíl využití půdy v katastrálních územích v povodí Vinořského potoka (za r. 2010)	63
Tab. 14	Rozloha intravilánů v městských částech a obcích v povodí Vinořského potoka v letech 1843, 1953, 1988 a 2010 a postupný nárůst zástavby mezi jednotlivými roky.....	64
Tab. 15	Obsahy těžkých kovů [mg/kg] a organické hmoty v sedimentech v povodí Vinořského potoka	70
Tab. 16	Obsahy těžkých kovů [mg/kg] v recentních řečištních sedimentech Vinořského potoka (březen až duben 1994)	72
Tab. 17	Maximální obsahy sledovaných těžkých kovů v rybníčních sedimentech	72
Tab. 18	Obsahy těžkých kovů v dnových sedimentech a v zemině v pramenné části Vinořského potoka [mg/kg]	75
Tab. 19	Vyhodnocení jakosti vod na profilech č. 1 – 3 v povodí Vinořského potoka	81
Tab. 20	Vyhodnocení jakosti vod na profilech č. 4 a 5 v povodí Vinořského potoka	82
Tab. 21	Vyhodnocení jakosti vod na profilech č. 6 a 7 v povodí Vinořského potoka	82

Tab. 22	Vyhodnocení jakosti vody v profilu Brandýs n. Labem (Vinořský potok, ř. km 1,75) za období 1. 1. 2000 – 31. 12. 2010.....	100
Tab. 23	Vyhodnocení jakosti vody na základě koncentrací těžkých kovů a arsenu v profilu Brandýs n. Labem (Vinořský potok, ř. km 1,75) za období 1. 1. 2000 – 31. 12. 2010	101
Tab. 24	Obsahy těžkých kovů a arsenu v sedimentech v povodí Vinořského potoka [mg/kg].....	102
Tab. 25	Obsahy těžkých kovů a arsenu v sedimentech v povodí Vinořského potoka [mg/kg], porovnání s pozad'ovými hodnotami	103
Tab. 26	Zařazení sedimentu do jakostních tříd podle geoakumulačního indexu Igeo na základě pozad'ových hodnot Turekiana a Wedepohla (1961)	104
Tab. 27	Zařazení sedimentu do jakostních tříd podle geoakumulačního indexu Igeo na základě pozad'ových hodnot Rudnicka a Gaoa (2003)	105
Tab. 28	Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka před ústím do Biologického rybníka [mg/kg]	106
Tab. 29	Obsahy těžkých kovů v sedimentech Biologického rybníka [mg/kg].....	106
Tab. 30	Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka za Biologickým rybníkem [mg/kg]	106
Tab. 31	Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vinořského potoka ve Kbelích za železniční tratí [mg/kg].....	108
Tab. 32	Vybrané parametry pro hodnocení zóny koryta toku v úseku CTE002	116

SEZNAM GRAFŮ

Graf 1	Roční chod teploty vzduchu na základě průměrné měsíční teploty v letech 2001 – 2010.....	49
Graf 2	Roční chod srážek na základě průměrných měsíčních úhrnů srážek v letech 1998 - 2007	49
Graf 3	Průtoky na Vinořském a Radonickém potoce (listopad 2008 – srpen 2010).....	55
Graf 4	Průtoky na Radonickém potoce (listopad 2008 – srpen 2010)	55
Graf 5	Podíl z nárůstu zastavěné plochy od r. 1843 do r. 2010.....	65
Graf 6	Speciace kadmia ve dnových sedimentech v povodí Vinořského potoka.....	71
Graf 7	Chod teploty vody na profilech č. 2, 4, 6 a 7 (listopad 2008 – srpen 2010)	83
Graf 8	Podélný profil teploty vody na Vinořském potoce	84

Graf 9	Průběh konduktivity a průtoku během čtyř ročních období ve vybraných profilech.....	85
Graf 10	Hodnoty pH v povodí Vnořského potoka.....	86
Graf 11	Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody na jednotlivých profilech.....	87
Graf 12	Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 2).....	88
Graf 13	Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 4).....	88
Graf 14	Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 6).....	89
Graf 15	Závislost koncentrací rozpuštěného kyslíku na teplotě vody (profil č. 7).....	89
Graf 16	Závislost CHSK _{Mn} a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	90
Graf 17	Podélný profil CHSK _{Mn} na Vnořském potoce.....	90
Graf 18	Závislost koncentrací amoniakálního dusíku (listopad, květen, srpen) a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	91
Graf 19	Závislost únorových koncentrací amoniakálního dusíku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	92
Graf 20	Podélný profil koncentrací amoniakálního dusíku na Vnořském potoce.....	92
Graf 21	Závislost koncentrací dusičnanového dusíku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	94
Graf 22	Podélný profil koncentrací dusičnanového dusíku na Vnořském potoce.....	94
Graf 23	Závislost koncentrací dusitanového dusíku a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	95
Graf 24	Podélný profil koncentrací dusitanového dusíku na Vnořském potoce.....	95
Graf 25	Závislost koncentrací orthofosforečnanů a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	97
Graf 26	Podélný profil koncentrací orthofosforečnanů na Vnořském potoce.....	97
Graf 27	Závislost koncentrací Ca a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	98
Graf 28	Podélný profil koncentrací vápníku na Vnořském potoce.....	98
Graf 29	Závislost koncentrací Cl a naměřených průtoků na jednotlivých profilech.....	99
Graf 30	Podélný profil koncentrací chloridů na Vnořském potoce.....	99
Graf 31	Celkové obsahy kadmia v sedimentech v povodí Vnořského potoka.....	103
Graf 32	Obsahy těžkých kovů v sedimentech Biologického rybníka (v roce 1992, 1994 a 2011).....	107
Graf 33	Obsahy těžkých kovů v sedimentech Vnořského potoka ve Kbelích za železniční tratí (v roce 1994 a 2005).....	109
Graf 34	Podíl jednotlivých ES v zóně koryta toku, DVP a údolní nivy v povodí Vnořského potoka.....	110

Graf 35	Zastoupení jednotlivých ekomorfologických stupňů (ES) v povodí Vinořského potoka	112
Graf 36	Zařazení zóny koryta toku, doprovodných vegetačních pásů (DVP) a údolní nivy do jednotlivých ekomorfologických stupňů na Vinořském potoce.....	113

SEZNAM FOTOGRAFIÍ

Foto 1	Profil č. 1 – ČOV Kbely, ř. km 11,45.....	33
Foto 2	Profil č. 2 – Za Cukrákem, ř. km 8,12.....	33
Foto 3	Profil č. 3 – ČOV Vinoř, ř. km 7,69.....	34
Foto 4	Profil č. 4 – Podolanka, ř. km 6,49	34
Foto 5	Profil č. 5 – ČOV Dřevčic, ř. km 3,91.....	34
Foto 6	Profil č. 6 – Za Hrušákem, ř. km 1,87.....	35
Foto 7	Profil č. 7 – Radonický potok, ř. km 0,13.....	35
Foto 8	Bažinná olšina v PR Vinořský park.....	58
Foto 9	Odtok z ČOV Vinoř do Vinořského potoka, ř. km 7,72	61
Foto 10	Výúst' dešťové kanalizace v Brandýse n. Labem, ř. km 1,60.....	61
Foto 11	Prameniště Ctěnického potoka před revitalizací, ř. km 2,74.....	116
Foto 12	Prameniště Ctěnického potoka po revitalizaci, ř. km 2,81	117
Foto 13	Centrální park Kbely, ř. km 12,74.....	118

SEZNAM MAP

Mapa 1	Rozmístění profilů kvality vody a měření průtoků v povodí Vinořského potoka	36
Mapa 2	Povodí Vinořského potoka.....	51
Mapa 3	Vývoj zastavěné plochy od r. 1843 do r. 2010 v povodí Vinořského potoka.....	67
Mapa 4	Ekomorfologický stav v povodí Vinořského potoka (v r. 2008).....	114

SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1	Odběrové profily sedimentů	42
Obr. 2	Stanovitelné prvky metodou ICP OES	45
Obr. 3	Ludius Ferrugineus	58
Obr. 4	Laemostenus terricola.....	58
Obr. 5	Prameniště Ctěnického potoka před revitalizací.....	78
Obr. 6	Prameniště Ctěnického potoka v roce 2010	78
Obr. 7	Zahrádkářská kolonie ve Kbelích (do roku 2008)	79
Obr. 8	Bývalá zahrádkářská kolonie, nyní Centrální park Kbely	80
Obr. 9	Odběry sedimentů v okolí Biologického rybníka a na horním toku Vnořského potoka	108

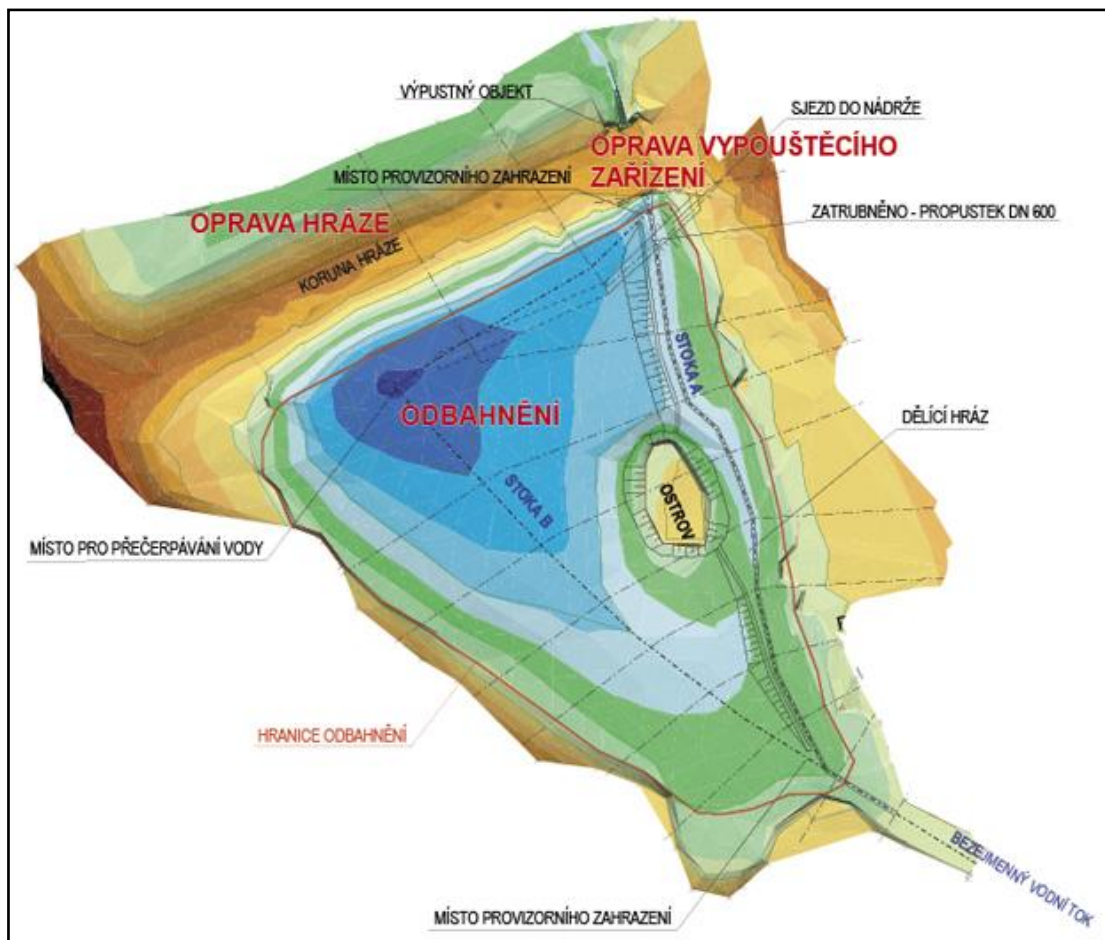
SEZNAM PŘÍLOH

Příloha 1	Rybníky v povodí Vnořského potoka
Příloha 2	Hodnoty měsíčních průtoků na profilu č. 2, 4, 6 a 7
Příloha 3	Revitalizace rybníka U Kamenného stolu
Příloha 4	Hodnoty měsíčních teplot vody na profilu č. 2, 4, 6 a 7
Příloha 5	Hodnoty rozpuštěného kyslíku na profilu č. 2, 4, 6 a 7
Příloha 6	Vymezení jednotlivých úseků v povodí Vnořského potoka a zařazení do určitých ekomorfologických stupňů
Příloha 7	Vybrané úseky reprezentující jednotlivé ES (za celkový ekomorfologický stav)

PŘÍLOHA 2: Hodnoty měsíčních průtoků na profilu č. 2, 4, 6 a 7

Měsíc	Q (l/s)			
	Profil č. 2 Za Cukrákem	Profil č. 4 Podolanka	Profil č. 6 Za Hrušákem	Profil č. 7 Radonický p.
<i>XI '08</i>	25,68	93,41	80,67	9,71
<i>XII '08</i>	-	-	-	-
<i>I '09</i>	38,09	78,71	87,39	8,22
<i>II '09</i>	38,36	80,78	80,18	12,40
<i>III '09</i>	51,21	97,80	105,64	10,47
<i>IV '09</i>	42,14	135,26	74,39	8,10
<i>V '09</i>	51,31	104,53	102,98	9,65
<i>VI '09</i>	86,04	189,51	234,74	11,04
<i>VII '09</i>	53,20	90,61	138,42	11,95
<i>VIII '09</i>	24,66	82,81	64,06	3,15
<i>IX '09</i>	29,44	49,06	57,64	3,84
<i>X '09</i>	43,36	110,63	171,96	5,64
<i>XI '09</i>	26,40	79,76	64,84	7,69
<i>XII '09</i>	39,70	107,08	167,71	10,29
<i>I '10</i>	23,99	76,98	79,33	6,09
<i>II '10</i>	40,12	85,26	100,34	11,58
<i>III '10</i>	7,24	57,25	56,63	10,58
<i>IV '10</i>	30,22	83,54	67,02	7,21
<i>V '10</i>	46,76	107,83	102,72	6,22
<i>VI '10</i>	48,43	103,30	110,34	4,36
<i>VII '10</i>	59,52	96,30	124,00	7,84
<i>VIII '10</i>	64,50	120,06	122,37	4,35

PŘÍLOHA 3: Revitalizace rybníka U Kamenného stolu (zdroj: Lesy hl. m. Prahy, 2011)



PŘÍLOHA 4: Hodnoty měsíčních teplot vody na profilu č. 2, 4, 6 a 7

Měsíc	Teplota (°C)			
	Profil č. 2 Za Cukrákem	Profil č. 4 Podolanka	Profil č. 6 Za Hrušákem	Profil č. 7 Radonický p.
XI '08	4,0	4,0	3,0	6,0
XII '08	-	-	-	-
I '09	1,0	1,5	1,5	1,0
II '09	2,5	3,0	2,5	4,0
III '09	6,0	7,5	7,5	7,0
IV '09	12,0	13,0	13,5	9,0
V '09	18,0	19,0	20,0	14,0
VI '09	17,5	17,5	18,0	12,0
VII '09	19,0	19,0	18,0	15,0
VIII '09	22,0	20,0	22,0	16,0
IX '09	17,5	18,0	17,5	15,0
X '09	7,0	9,0	8,5	8,0
XI '09	6,0	6,0	6,0	7,0
XII '09	2,0	3,0	2,0	4,0
I '10	0,0	1,0	0,0	1,0
II '10	3,0	3,0	3,0	4,0
III '10	9,0	9,0	9,0	7,5
IV '10	10,0	10,0	9,0	10,0
V '10	15,0	17,0	18,5	15,0
VI '10	20,0	19,0	19,0	14,0
VII '10	20,0	20,0	21,0	15,0
VIII '10	22,0	21,0	21,0	19,0

PŘÍLOHA 5: Hodnoty rozpuštěného kyslíku na profilu č. 2, 4, 6 a 7

Měsíc	Rozpuštěný kyslík (mg/l)			
	Profil č. 2 Za Cukrákem	Profil č. 4 Podolanka	Profil č. 6 Za Hrušákem	Profil č. 7 Radonický p.
XI '08	3,0	9,0	9,3	9,4
XII '08	-	-	-	-
I '09	-	-	-	-
II '09	4,1	7,5	7,8	5,8
III '09	6,1	5,1	7,5	5,1
IV '09	3,4	7,3	8,6	5,9
V '09	4,6	7,5	7,8	7,7
VI '09	6,1	7,7	9,6	7,5
VII '09	5,7	7,7	8,2	7,4
VIII '09	2,1	6,9	6,6	6,4
IX '09	4,1	7,0	7,6	7,2
X '09	7,0	9,7	11,3	9,3
XI '09	8,5	9,2	10,4	8,9
XII '09	4,6	5,0	3,3	5,0
I '10	0,9	0,8	1,2	1,0
II '10	-	-	-	-
III '10	9,0	10,5	10,1	9,0
IV '10	12,3	14,2	13,5	9,8
V '10	6,4	12,7	3,9	10,0
VI '10	5,1	10,0	9,9	11,5
VII '10	6,3	15,5	13,3	9,7
VIII '10	8,2	10,9	15,3	9,8

PŘÍLOHA 6: Vymezení jednotlivých úseků v povodí Vinořského potoka a zařazení do určitých ekomorfologických stupňů

Název	Délka [m]	Říční km	Ekomorfologický stupeň			
			Koryto	DVP	Niva	Celkem
VIN001	373,62	12,952	II.	III.	III.	III.
* VIN001	351,12	12,920	IV.	III.	III.	III.
VIN002	68,69	12,579	III.	IV.	IV.	IV.
VIN003	349,08	12,510	III.	IV.	III.	IV.
VIN004	503,76	12,161	IV.	IV.	IV.	IV.
VIN005	185,44	11,657	IV.	IV.	IV.	IV.
VIN006	433,39	11,472	III.	II.	IV.	III.
VIN007	116,97	11,038	III.	III.	IV.	IV.
VIN008	226,03	10,921	II.	II.	IV.	III.
VIN009	104,89	10,695	II.	I.	I.	I.
VIN010	47,70	10,590	II.	I.	I.	I.
VIN011	155,54	10,543	II.	I.	I.	I.
VIN012	110,36	10,387	II.	I.	I.	I.
VIN013	49,47	10,277	V.	V.	V.	V.
VIN014	203,52	10,227	II.	III.	III.	III.
VIN015	281,29	10,024	IV.	III.	III.	IV.
VIN016	410,39	9,742	II.	II.	IV.	III.
VIN017	360,83	9,332	II.	II.	II.	II.
VIN018	359,17	8,971	III.	II.	IV.	III.
VIN019	150,50	8,612	III.	II.	IV.	III.
VIN020	95,41	8,462	III.	III.	IV.	IV.
VIN021	64,17	8,366	IV.	III.	V.	IV.
VIN022	60,97	8,302	III.	II.	IV.	III.
VIN023	145,36	8,241	III.	II.	IV.	III.
VIN024	174,90	8,096	II.	II.	III.	II.
VIN025	193,37	7,921	II.	II.	III.	III.
VIN026	132,29	7,727	IV.	III.	V.	IV.
VIN027	114,79	7,595	IV.	V.	V.	V.
VIN028	72,39	7,480	III.	III.	V.	IV.
VIN029	171,38	7,408	III.	III.	IV.	III.
VIN030	289,68	7,237	IV.	III.	IV.	IV.
VIN031	308,22	6,947	III.	II.	IV.	III.
VIN032	123,12	6,639	III.	II.	III.	III.
VIN033	276,87	6,515	II.	II.	II.	II.
VIN034	171,95	6,239	II.	II.	II.	II.
VIN035	577,66	6,067	II.	II.	IV.	III.
VIN036	122,88	5,489	II.	II.	IV.	III.
VIN037	756,00	5,366	II.	III.	III.	III.
VIN038	147,54	4,610	II.	II.	III.	II.
VIN039	208,58	4,463	III.	III.	III.	III.
VIN040	54,21	4,254	II.	III.	II.	II.
VIN041	64,27	4,200	III.	III.	IV.	III.
VIN042	269,49	4,136	IV.	IV.	V.	IV.
VIN043	258,29	3,866	III.	IV.	IV.	IV.
VIN044	168,09	3,608	III.	III.	IV.	IV.
VIN045	275,47	3,440	II.	II.	IV.	III.
VIN046	251,21	3,164	II.	III.	IV.	III.
VIN047	485,73	2,913	IV.	IV.	IV.	IV.
VIN048	224,11	2,427	IV.	IV.	V.	IV.
VIN049	333,78	2,203	III.	III.	V.	IV.
VIN050	693,25	1,869	IV.	IV.	IV.	IV.
VIN051	1176,13	1,176	V.	V.	V.	V.

Název	Délka [m]	Řiční km	Ekomorfologický stupeň			
			Koryto	DVP	Níva	Celkem
CTE001	91,30	2,902	II.	I.	III.	II.
CTE002	293,71	2,811	II.	I.	III.	II.
CTE003	28,00	2,517	III.	III.	III.	III.
* CTE001	135,77	2,893	III.	IV.	IV.	IV.
* CTE002	84,05	2,757	IV.	IV.	IV.	IV.
* CTE003	183,64	2,673	IV.	IV.	IV.	IV.
CTE004	409,91	2,489	III.	II.	IV.	III.
CTE005	196,28	2,079	II.	III.	III.	III.
CTE006	386,32	1,883	III.	III.	IV.	III.
CTE007	537,77	1,487	III.	IV.	IV.	IV.
CTE008	257,02	0,939	III.	III.	IV.	III.
CTE009	101,39	0,673	II.	I.	I.	I.
CTE010	147,77	0,572	II.	I.	I.	I.
CTE011	209,04	0,424	IV.	III.	IV.	IV.
CTE012	205,81	0,206	IV.	III.	V.	IV.
LPC001	185,48	0,754	IV.	IV.	III.	IV.
LPC002	127,26	0,568	IV.	IV.	III.	IV.
LPC003	136,11	0,441	III.	IV.	IV.	IV.
LPC004	304,96	0,305	III.	III.	V.	IV.

Název	Délka [m]	Řiční km	Ekomorfologický stupeň			
			Koryto	DVP	Níva	Celkem
RAD001	837,17	1,753	IV.	II.	III.	III.
RAD002	275,88	0,916	IV.	II.	IV.	III.
RAD003	153,31	0,640	IV.	III.	IV.	IV.
RAD004	344,02	0,487	II.	II.	IV.	III.
RAD005	142,58	0,143	II.	II.	IV.	III.
DRE001	240,61	0,333	II.	II.	II.	II.
DRE002	92,46	0,092	I.	II.	II.	II.
HRU001	335,86	1,595	III.	IV.	IV.	IV.
HRU002	1259,38	1,259	III.	II.	IV.	III.

VIN = Vinořský potok

CTE = Ctěnický potok

LPC = levostranný přítok Ctěnického potoka (LC) – viz mapa v příloze 1

RAD = Radonický potok

DRE = pravostranný přítok Vinořského potoka (P2) – viz mapa v příloze 1

HRU = Hrušovský potok

* VIN001, * CTE001, * CTE002, * CTE003 = úseky hodnocené před revitalizací

PŘÍLOHA 7: Vybrané úseky reprezentující jednotlivé ES (za celkový ekomorfológický stav)

(L. Koubková, březen – květen 2008)



Foto A : I. ES (úsek VIN011, ř. km 10,42)



Foto B : II. ES (úsek VIN034, ř. km 6,15)



Foto C : III. ES (úsek CTE006, ř. km 1,67)

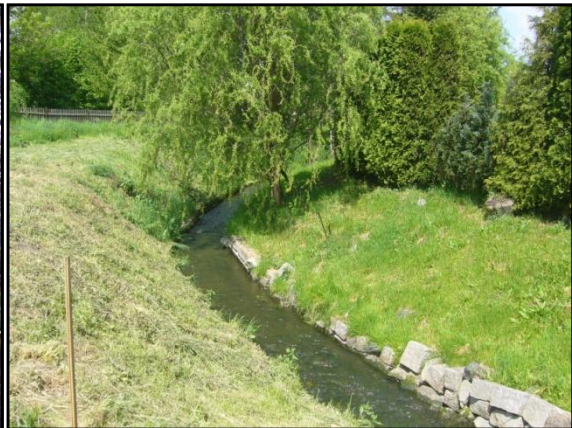


Foto D : IV. ES (úsek VIN030, ř. km 7,16)



Foto E : V. ES (úsek VIN027, ř. km 7,56)