

Česká zemědělská univerzita v Praze

Fakulta životního prostředí

**Katedra vodního hospodářství a
environmentálního modelování**



**Vliv ročních období na znečištění vybraných
vodních ploch na Příbramsku**

Diplomová práce

Vedoucí diplomové práce: doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D.

Diplomant: Bc. Petra Vaňková

© 2016 ČZU v Praze

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

Petra Vaňková

Voda v krajině

Název práce

Vliv ročních období na znečištění vybraných vodních ploch na Příbramsku

Název anglicky

Influence of seasons on the pollution of selected water bodies in the Příbram region

Cíle práce

Cílem diplomové práce je vyhodnotit znečištění vybraných vodních ploch na stanoveném území v závislosti na jednotlivých ročních obdobích.

Metodika

Ke splnění cílů bude využita dostupná literatura a jiné odborné materiály. Ze získaných vzorků bude provedena analýza chemismu vodních ploch na vybraném území.

Doporučený rozsah práce

50 stran

Klíčová slova

rybník, vzorek, voda, kvalita, koncentrace

Doporučené zdroje informací

BLAŽEK, Vladimír, Voda v České republice, Praha: Consult, 2006, 257 s. ISBN 80-903-4821-1.

HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E., Hydrobiologie, Praha: Informatorium, 1998. 335 s. ISBN 80-86073-27-0.

HORÁKOVÁ, M., LISCHKE, P., GRÜNWARD, A., Chemické a fyzikální metody analýzy vod, Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1986. 392 s. Typové číslo L16-C3-IV-31f/68122.

HRÁDEK, F., KUKUŘÍK, P., Hydrologie, Praha: Vydavatelství ČZU, 2004. 280 s. ISBN 80-213-0950-4.

LELLÁK, Jan, Hydrobiologie, Praha: Vydavatelství Univerzita Karlova, 1992, 257 s. ISBN 80-706-6530-0.

PITTER, Pavel, Hydrochemie, Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1990. 565 s. ISBN 80-03-00525-6.

Předběžný termín obhajoby

2015/16 LS – FŽP

Vedoucí práce

doc. Mgr. Marek Vach, Ph.D.

Garantující pracoviště

Katedra vodního hospodářství a environmentálního modelování

Elektronicky schváleno dne 10. 12. 2015

prof. Ing. Pavel Pech, CSc.

Vedoucí katedry

Elektronicky schváleno dne 10. 12. 2015

prof. Ing. Petr Sklenička, CSc.

Děkan

V Praze dne 27. 03. 2016

Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem svou diplomovou práci „Vliv ročních období na znečištění vybraných vodních ploch na Příbramsku“ vypracovala samostatně pod vedením vedoucího diplomové práce, s použitím odborné literatury a dalších informačních zdrojů, které jsou citovány v práci a uvedeny v seznamu literatury na konci práce. Jako autorka uvedené diplomové práce dále prohlašuji, že jsem v souvislosti s jejím vytvořením neporušila autorská práva třetích osob.

V Praze dne 15. 4. 2016

.....

Poděkování

Ráda bych touto cestou poděkovala svému vedoucímu diplomové práce doc. Mgr. Marku Vachovi, Ph.D. za odborné vedení, za pomoc a rady při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat všem, kteří mi jakýmkoliv způsobem pomáhali při vypracování diplomové práce.

Abstrakt

Cílem diplomové práce je posouzení jakosti vody a vlivu ročních období na znečištění ve třech rybnících, které se nalézají na Příbramsku.

Teoretická část práce se soustřeďuje na problematiku povrchových vod. Podrobně zpracovává druhy vod, chemismus, klasifikaci povrchových vod, známé metody laboratorních měření a antropogenní znečištění. K vypracování teoretické části je použita přístupná odborná literatura, která je orientována na povrchové vody a jejich chemické složení.

V praktické části diplomové práce je detailně popsáno sledované území, zkoumané tři rybníky, způsob odběru vzorků, jejich analýza, zpracování a vyhodnocení stanovených výsledků. Koncentrace jednotlivých indikátorů znečištění jsou zjištěny z odebraných vzorků rybníků pomocí laboratorní analýzy. V práci je určováno množství amoniakálního dusíku, dusičnanů, dusitanů, fosforečnanů, chromu, olova, kadmia, mědi a niklu.

Po vyhodnocení stanovených výsledků je zjevné znečištění rybníků, které je vyvolané lidskou činností, především zemědělstvím a splaškovými vodami. Ze získaných dat vyplývá, že zkoumané vodní plochy jsou srovnatelně znečištěny. Evidentní závislost na ročním období jednotlivých sledovaných hodnot se prokázala u dusičnanů a fosforečnanů, amoniakální dusík vykazuje pouze mírnou souvislost s ročním obdobím.

Klíčová slova: rybník, vzorek, voda, kvalita, koncentrace

Abstract

The objective of this Diploma Thesis is to evaluate the impact of water quality factors and year-seasons factors on the development of pollution levels in three ponds located in the Příbram area.

The theoretical part of the Thesis focuses on different aspects related to the study of surface water. It elaborates on the types of water, their chemical analysis, the classification of surface water, measuring methods, and the theories of anthropogenic pollution. The sources for the theoretical part were selected from relevant scientific literature focusing on surface waters and their chemical composition.

The practical part of the Thesis contains detailed description of the focus location and the three specific ponds, the methods of sample collection and analysis applied, and of the processing, assessment, evaluation and interpretation of results. The pollution concentration indicators were measured through laboratory analysis of the collected samples. The Thesis contains measurement results for the levels of ammonium nitrogen, nitrates, nitrites, phosphates, chromium, lead, cadmium, copper and nickel.

The collected evidence revealed significant pollution levels in the measured ponds. The pollution was found to be of anthropogenic origin, and caused predominantly by agricultural activity and contamination by waste water. Research data indicates that all water objects under examination show comparable levels of pollution. A strong correlation between the values of pollution indicators and the season of the year was established for nitrates and phosphates. On the other hand, levels of ammonium nitrogen show merely a slight correlation with the season of the year.

Key words: pond, sample, water, quality, concentration

OBSAH

1	ÚVOD	10
2	CÍL	11
3	TEORETICKÁ ČÁST	12
3.1	Druhy vod	12
3.1.1	Atmosférické vody	12
3.1.2	Podzemní vody	13
3.1.3	Minerální vody	14
3.1.4	Povrchové vody	14
3.2	Chemismus	15
3.2.1	Anorganické látky ve vodách	16
3.2.2	Organické látky ve vodách	24
3.2.2	pH	26
3.3	Klasifikace povrchových vod podle čistoty	27
3.4	Metody laboratorního měření	29
3.4.1	Amoniakální dusík	29
3.4.2	Dusičnany	31
3.4.3	Dusitany	32
3.4.4	Fosforečnany	34
3.4.5	Těžké kovy	36
3.5	Antropogenní znečištění	38
3.5.1	Průmysl a energetika	39
3.5.2	Zemědělství	40
3.5.3	Komunální zdroje znečištění	40
3.5.4	Eutrofizace	41
4	POPIS SLEDOVANÉHO ÚZEMÍ	42
4.1	Popis vodních ploch	43

5	METODIKA	46
5.1	Odběr vzorků.....	46
5.2	Analýza vzorků	46
5.3	Zpracování a vyhodnocení dat	47
5.3.1	Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 12. 11. 2013 (podzim)	48
5.3.2	Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 19. 5. 2015 (jaro)	49
5.3.3	Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 20. 7. 2015 (léto)	50
5.3.4	Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 7. 12. 2015 (podzim)	51
5.3.5	Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 18. 1. 2016 (zima).....	52
6	DISKUSE	54
7	ZÁVĚR.....	58
8	ZDROJE.....	60
9	PŘÍLOHY	64

1 ÚVOD

Voda je základní složkou bytí, kterou není možné žádným způsobem nahradit. Voda je zkoumána již od nejdávnějších dob, kdy například podle Thaleta byla voda jedinou pralátkou. V roce 1783 Macquer a Cavendish přišli na to, že je voda složena z kyslíku a vodíku a vzniká při hoření vodíku. Z důvodu nárůstu počtu obyvatelstva ve městech došlo koncem 18. a začátkem 19. století ke zvýšení důležitosti kvality pitné vody, což vedlo k rozvoji hydrochemie a technologie vod. S rostoucím počtem obyvatel docházelo ke zvyšujícímu se znečištění povrchových vod průmyslovými a splaškovými odpadními vodami. To vedlo k nutnému zpracování speciální metody analýzy vody. Roku 1866 byla vydána jedna z prvních příruček o analýze vody, kterou napsal Kubel. (Pitter, 1990)

V Rusku dochází k největšímu rozvoji tzv. hydrochemie, což je chemie povrchových a podzemních vod. Lomonosov je považován za zakladatele hydrochemie. První ruská učebnice chemie a mikrobiologie pitných a odpadních vod byla vydána v roce 1938. (Pitter, 1990)

Českou republiku je možné považovat za tzv. hydrologickou „střechu Evropy“, protože se nachází na rozhraní tří úmoří. Počátkem 90. let 20. století se řadilo znečištění vody k jednomu z nejvýznamnějších problémů životního prostředí České republiky. Téměř všechny vodní toky spadaly do silně až velmi silně znečištěných povrchových vod. V dnešní době je snaha o co nejmenší vypouštění odpadních látek do vodních toků, a proto dochází k postupnému zlepšování kvality povrchových vod. (Cenia, c2012)

2 CÍL

Cílem diplomové práce je shromáždit přístupné informace, materiály a odbornou literaturu a na jejich základě vytvořit teoretickou část práce.

Dalším cílem je provést laboratorní zpracování odebraných vzorků ze zkoumaných rybníků za jednotlivá roční období a zjistit rozsah znečištění prostřednictvím odborných chemických analýz.

Hlavním cílem je vyhodnotit výsledky z chemických analýz a vliv ročního období na míru znečištění rybníků podle dostupných odborných zdrojů a klasifikace rybníků dle normy ČSN 75 7221.

3 TEORETICKÁ ČÁST

3.1 Druhy vod

3.1.1 Atmosférické vody

Atmosférická voda je všechna voda v atmosféře v jakémkoliv skupenství. Při poklesu teploty vzduchu pod rosný bod a při přítomnosti kondenzačních jader se vodní pára změní na srážky, tento proces vzniku srážek se nazývá kondenzace. Srážky se dělí na mokrou a suchou depozici. (Pitter, 1990)

Chemické složení atmosférických vod je ovlivňováno strukturou atmosféry. V ovzduší jsou obsaženy tuhé, kapalné a plynné nečistoty. Aerosoly jsou tuhé a kapalné nečistoty, které se vznášejí v plynech. Mezi aerosoly patří především kouř a prachové částice. (Kalavská et al., 1987)

Sloučeniny síry

Sloučeniny síry, které se vyskytují v atmosférických vodách, jsou SO_2 a H_2S . Sulfan je v atmosféře nestálý a podléhá oxidaci na sírany. Důvodem vzniku oxidu siřičitého v ovzduší je zejména antropogenní činnost, příkladem je spalování sirnatých tuhých a kapalných paliv. Oxid siřičitý je v atmosféře nestálý a oxiduje se na SO_3 . Mezi hlavní škodliviny způsobující acidifikaci přírodních vod patří sloučeniny síry a sloučeniny dusíku. (Kvítek, 2007; Pitter, 1990)

Sloučeniny dusíku

Součástí atmosféry velkoměst a průmyslových oblastí jsou oxidy dusíku (N_2O , NO , NO_2). Tyto oxidy vznikají především antropogenní činností při spalování fosilních paliv a jsou obsaženy ve výfukových plynech motorových vozidel. Fotochemickou oxidací se oxidy dusíku přeměňují na kyselinu dusičnou. Oxidy dusíku se podílejí na acidifikaci vod a mají negativní účinky na lesní porosty. (Pitter, 1990)

Struktura povrchových a podzemních vod odpovídá chemickému složení atmosférických vod. Stupeň a druh znečištění atmosféry ovlivňuje chemickou skladbu atmosférických vod. Nejvíce znečištěné srážkové vody jsou v průmyslových

oblastech, naopak tomu je v oblastech horských. Složení a mineralizace dešťových vod se mění spolu s dobou a intenzitou. (Pitter, 1990)

Minerální dusík je biogenní prvek, a proto jsou anorganické sloučeniny dusíku (dusičnany, amoniakální dusík) významné pro vodní organismy. Amoniakální dusík a dusičnany se do půdy dostávají prostřednictvím atmosférických vod. (Hartman et al., 1998)

3.1.2 Podzemní vody

Podzemní voda je voda, která se nachází v kapalném skupenství pod zemským povrchem, ve zvodnělých horninách a zemských dutinách. (Hrádek et al., 2004)

Zásoby podzemní vody se doplňují třemi způsoby: prosakováním atmosférických a povrchových vod (infiltrací), kondenzací vodních par z půdy a kondenzací vodních par z magmatu. V důsledku vzájemného působení atmosférických a povrchových vod, podzemní atmosféry a horninového prostředí, jsou podzemní vody mineralizovány. Na chemické složení podzemních vod má zejména vliv složení půd a hornin, kterými při podzemním oběhu voda protéká. Dalším faktorem, na kterém závisí chemické složení podzemní vody, je struktura atmosférických a povrchových vod v dané oblasti. Charakter podzemní vody je určen koncentracemi především hořčíku, vápníku, sodíku a draslíku. Větší množství sloučenin dusíku v podzemních vodách značí antropogenní znečištění vody. Podzemní vody jsou mnohdy vodním zdrojem pro průmysl, zemědělství a obyvatelstvo. (Bindzar et al., 2009; Pitter, 1990)

Znečištění z podzemních vod je velice komplikované odstranit, proto je nutné podzemní vody chránit. Pro ochranu před znečištěním podzemních vod je zapotřebí znát jejich proudění a zřídit čistící a zachytávací zařízení. (Kalavská et al., 1987)

Tzv. horizontální a vertikální zonálnost znamená, že chemické složení podzemních vod se mění v horizontálním a vertikálním směru. Změny v chemickém složení podzemních vod probíhají buď kontinuálně, či lze sledovat výraznější změny na hydrochemických rozhraních. Složení podzemních vod se na rozhraní jednotlivých zón mění postupně a nikoliv skokem. (Pitter, 1990)

3.1.3 Minerální vody

Minerální voda vzniká z prosté podzemní vody při překročení limitních koncentrací tuhých látek a plynů. Obsahuje vysoké množství rozpuštěných minerálních solí (nad 1000 mg/l). Minerální vody jsou typické zvýšeným obsahem biologicky aktivních látek a také specifickými fyzikálními, fyzikálně chemickými a chemickými vlastnostmi. Při vyvěrání minerálních vod na povrch, dochází ke změnám ve složení vod. Při styku se vzduchem dochází k oxidaci některých látek (např. Fe a S), k úniku CO₂ a vylučování uhličitanu vápenatého. (Hovorka, 2005; Pitter, 1990)

Minerální vody se používaly a dodnes používají k léčebným účelům. Zlepšují zejména funkci orgánů trávicího a vylučovacího systému a upravují metabolismus bílkovin a tuků. Léčivé minerální vody nesmí být užívány dlouhodobě, protože jejich dlouhodobé působení může mít pro organismus škodlivé účinky. Škodlivý vliv minerálních vod je zapříčiněn tím, že působí okamžitě a dlouhodobě. (Pitter, 1990)

3.1.4 Povrchové vody

Veškeré vody, které se vyskytují přirozeně na zemském povrchu, jsou povrchové vody. Rozdělují se na vodu mořskou a vody kontinentální. U kontinentálních povrchových vod se rozlišují stojaté (rybníky, nádrže, jezera) a tekoucí vody (vodní toky). Tekoucí vody se dělí podle užití na vodárenské toky a ostatní. (Pitter, 1990)

Dle *Pittera* je složení kontinentálních povrchových vod ovlivněno:

1. *geologicko-geografickými poměry*
 - geologická skladba podloží a složení dnových sedimentů
2. *hydrologicko-klimatickými poměry*
 - srážkové a teplotní poměry, roční období a průtok
3. *půdně-botanickými poměry*
 - druh půdy a zalesnění
4. *antropogenní činností*
 - zemědělství, komunální hospodářství a průmysl.

Kontinentální povrchové vody vznikají z atmosférických a podzemních vod. Pokud jsou zdrojem především vody atmosférické, tak vzniká málo mineralizovaná povrchová voda (např. ledovcová voda). Povrchové a podzemní vody se od sebe

neliší základním kvalitativním chemickým složením, jejich rozdíly jsou založeny pouze na poměrném zastoupení jednotlivých složek. Podzemní vody jsou více chemicky rozmanité než vody povrchové. Povrchové vody obsahují menší koncentrace CO₂, u podzemních vod vyskytujících se často v anoxickém stavu je tomu naopak. Povrchové vody obsahují větší množství organických látek, které se do vody dostávají rozpouštěním podloží, z prosakování nebo ze smyvů půdy. Antropogenní organické znečištění povrchových vod je způsobené nedostatečnou přirozenou ochranou povrchových vod před ním. (Kalavská et al., 1987; Pitter, 1990)

3.2 Chemismus

Voda v přírodě není chemicky čistá. Obsahuje rozpuštěné plyny a rozpuštěné a nerozpuštěné organické a anorganické látky. Při infiltraci půdou a horninami dochází k hlavnímu obohacování vody rozpuštěnými látkami. Některé látky je voda schopna přijímat již v atmosféře. Průmyslové a splaškové odpadní vody a také nečistoty z ovzduší jsou antropogenním zdrojem organických a anorganických látek v přírodních vodách. (Pitter, 1990)

Povrchové vody obsahují méně solí a jsou měkčí než podzemní vody. Složení povrchové vody se mění spolu s ročním obdobím. Koncentrace solí je v povrchové vodě na jaře a na podzim menší a zároveň je povrchová voda měkčí. V létě dochází ke zvyšování obsahu organických látek. Rozlišují se dva druhy organických látek: humínové, které snadno vzdorují mikrobům, a hnilobné, které podléhají hnilobě lehce. (Tesařík et al., 1985)

Látky obsažené ve vodě se podle základního chemického hlediska dělí na látky anorganické a organické. Organické látky se do povrchových vod dostávají z přírodního prostředí a antropogenní činností. V povrchových vodách se vyskytuje velké množství organických látek, z tohoto důvodu jsou použity komplexní ukazatele, které udávají celkovou koncentraci organických látek ve vodním toku. Hlavními ukazateli organického znečištění vodních toků jsou biochemická spotřeba kyslíku za 5 dní (BSK), chemická spotřeba kyslíku dichromanem (CHSK_{Cr}), nebo manganistanem (CHSK_{Mn}) a obsah celkového organického uhlíku (TOC). (Langhammer, 2002)

Anorganické látky se nejčastěji dělí podle chemické příbuznosti a významu pro ekosystémy na nutrienty a ostatní anorganické látky. Nutrienty, neboli živiny, jsou látky důležité pro výstavbu a život organismů. Mezi nutrienty patří především sloučeniny dusíku, draslíku a fosforu. (Langhammer, 2002)

3.2.1 Anorganické látky ve vodách

3.2.1.1. *Kovy a polokovy*

Ve stopovém množství se většina kovů ve vodách vyskytuje přirozeně. Koncentrace kovů je závislá na geologických podmínkách. Ve vodě se množství kovů zvyšuje při styku s horninami a půdou. Obsah kovů ve vodě je ovlivněn imobilizačními a remobilizačními procesy. Těmito procesy se kovy buďto vážou do sedimentů (imobilizace) nebo naopak dochází k jejich uvolňování (remobilizace). (Langhammer, 2002; Pitter, 1990)

Pro organismy jsou některé kovy nepostradatelné (např. Co, Mn, Zn, Fe), ale ve větším množství mohou být velmi závažným znečištěním. Polokovy a toxické kovy vyskytující se ve vodách, které inhibují růst organismů a činnost enzymů, jsou především Hg, Pb, As, Zn, Ni, Cd a Ag. Akutní nebo chronické onemocnění vyvolávají například Pb, As, Hg a Cd. Karcinogenní a teratogenní (vrozené vady) účinky mají As, Cd, Ni a Cr. (Pitter, 1990)

Toxicitu kovů ovlivňuje teplota, hodnota pH a celkové složení vody. Jednoduché ionty kovů jsou převážně více toxické než anorganické a organické komplexy. Účinky u směsí kovů se mohou sčítat, zeslabovat (antagonismus) nebo zesilovat (synergismus). (Pitter, 1990)

Sodík a draslík

Sodík a draslík se vyskytují ve všech vodách jako jednomocné kationty. Ve vodách je větší zastoupení sodíku než draslíku, důvodem je větší sorpce iontu K^+ do půdy než Na^+ . Tyto kovy v povrchových a prostých podzemních vodách nejsou hygienicky významné, ale jsou významným ukazatelem chemického složení vod. (Pitter, 1990)

Vápník a hořčík

Vápník a hořčík jsou v přírodě značně rozšířeny. Ve vodách se vyskytuje větší množství vápníku než hořčíku. Vápník je biogenní prvek a hořčík je důležitou součástí chlorofylu. Tyto kovy jsou v povrchových a prostých podzemních vodách z hygienického hlediska málo významné. Voda má hořkou chuť, pokud přesahuje koncentrace Mg ve vodě 250 mg/l. Množství hořčíku je limitováno hodnotou 125 mg/l. (Hartman et al., 1998; Pitter, 1990)

Hliník

V přírodě se hliník vyskytuje ve formě hlinitokřemičitanů, slíd a živců. Zvýšená koncentrace hliníku v povrchových a podzemních vodách je způsobena kyselými dešti, které jsou důvodem migrace hliníku v půdě. Hodnota hliníku je limitována u vod určených k závlaze, kvůli jeho fyto toxicitě (toxicitě vůči rostlinám). (Synáčková, 1996)

Železo

Ve vodách se železo vyskytuje jako dvojmocné nebo trojmocné. Malé množství železa obsažené ve vodách je zcela běžné. Železo se zpravidla v povrchových vodách vyskytuje v řádech setin až desetin mg/l. Větší množství Fe se nachází v povrchových vodách z rašelinišť. Železo obsažené ve vodách je hygienicky nevýznamné. Množství železa ve vodě ovlivňuje její barvu, chuť a zákal. Železo ve vodách způsobuje především technické a nikoliv hygienické závady při zásobování pitnou a užitkovou vodou. Mezi technické závady patří ucpání potrubí železitými bakteriemi, které se nadměrně tvoří i při malých koncentracích železa. Množství železa ve vodách je limitováno. Pitná voda může obsahovat maximálně 0,3 mg/l Fe, ve vodárenských tocích nesmí hodnota železa překročit 0,5 mg/l a v ostatních tocích je limitní hodnota Fe 2 mg/l. (Pitter, 1990; Synáčková, 1996)

Mangan

Mangan je obsažen ve vodách spolu se železem a má obdobné vlastnosti jako železo. Mangan se do vody dostává z dnových sedimentů, půd a některých odumřelých částí rostlin. Koncentrace manganu ve vodách je většinou menší než koncentrace železa, ale existují podzemní vody s obráceným poměrem. Množství

manganu v povrchových vodách je velice malé. Mangan ve vodách není hygienicky významný prvek. Koncentrace manganu v pitné vodě je limitována do 0,1 mg/l, při této hodnotě se začíná měnit barva vody a chuť. (Ratnayaka et al., 2009; Říhová Ambrožová, 2006)

Měď

Měď se v přírodě nejčastěji vyskytuje ve formě sulfidů. Měď se v prostých podzemních a povrchových vodách obvykle nachází v množství jednotek až desítek µg/l. Forma výskytu mědi udává její toxicitu, např. Cu^{2+} je hodně toxický. Pro člověka je měď nepostradatelná. Obsah mědi je ve vodárenských tocích limitován hodnotou 0,05 mg/l, kdy se měď stává toxickou pro vodní organismy. (Pitter, 1990; Synáčková, 1996)

Zinek

Zinek se do podzemních vod dostává oxidačním rozkladem sulfidických rud. Zinek je ve vodách z hygienického hlediska málo závadný, pouze při jeho vyšším obsahu může způsobit potíže s trávicí soustavou a poškození ledvin. V pitné vodě je koncentrace zinku limitována do 5 mg/l a v ostatních tocích do 0,1 mg/l. Ve vodárenských tocích je množství Zn limitováno hodnotou 0,05 mg/l, kvůli toxicitě vůči rybám a jiným vodním organismům. (Pitter, 1990; Sharma, 1994)

Kadmium

Kadmium se vyskytuje v menších koncentracích spolu se zinkem ve vodách. Kadmium je velmi nebezpečný jed, který se kumuluje v biomase a ukládá se do nadledvinek. Cd je v mnoha ohledech podobné zinku. Kadmium způsobuje u lidí anémii, pigmentaci zubů a dekalifikaci (odvápnění kostí). Cd zvyšuje toxicitu jiných kovů (např. Zn, Cu). Z uvedených důvodů je množství kadmia přísně limitováno u pitné vody do 0,005 mg/l a ve vodárenských tocích do 0,01 mg/l. (Ferrante, 2014; Pitter, 1990; Synáčková, 1996)

Rtuť

Sloučeniny rtuti se využívají ve strojírenství ke konzervaci řezných emulzí. V přírodních vodách se rtuť vyskytuje pouze v setinách µg/l. Zvýšené množství rtuti

ve vodách je indikátorem antropogenního znečištění. Rtuť je jeden z nejvíce kumulujících se prvků. Dochází k velké kumulaci v sedimentech, ve vodní fauně a flóře. V pitné vodě je koncentrace rtuti limitována do 0,001 mg/l a ve vodárenských tocích 0,0005 mg/l. (Pitter, 1990; Synáčková, 1996)

Olovo

Olovo je toxická látka, která je ve vodách velice nebezpečná. Toxicita olova spočívá v jeho hromadění v některých orgánech (kostech, ledvinách, játrech), tím způsobuje chronické otravy. Pitná voda může obsahovat maximálně 0,05 mg/l olova a u vodárenských toků je nejvyšší povolená hodnota totožná. (Pitter, 1990)

Arsen

Arsen je 20. nejhojnější prvek v zemské kůře. V přírodě se arsen vyskytuje zejména ve formě sulfidů. Do povrchových a podzemních vod se může arsen dostat hlavně ze zemědělství při aplikaci arsenových pesticidů. Arsen má schopnost se kumulovat ve vodních organismech a sedimentech. Sloučeniny arsenu jsou jedovaté a při dlouhodobém požívání vod s menšími koncentracemi arsenu způsobují chronická onemocnění. Koncentrace arsenu jsou limitovány u pitné vody a ve vodárenských tocích do 0,05 mg/l. (Pitter, 1990; Sharma, 2014)

3.2.1.2 Sloučeniny síry

Anorganické sloučeniny síry se v přírodních i odpadních vodách nacházejí v oxidačním stupni $-II$, 0 , $+IV$ a $+VI$. Jedná se o sulfan a jeho iontové formy, elementární síru, siřičitany, sírany a thiosírany. Organické látky, které obsahují síru, jsou některé bílkoviny, aminokyseliny, thioly a různé sulfosloučeniny. (Pitter, 1990)

Biochemické přeměny síry a jejích sloučenin jsou základem koloběhu síry v přírodě a ve vodách. Dochází k oxidaci sulfanu a jeho iontových forem. Síra se do vody uvolňuje rozkladem organických látek s obsahem síry. Síra se do biomasy dostává z anaerobních organismů, které využívají sírany jako zdroj kyslíku pro metabolismus. (Říhová Ambrožová, 2006)

Sírany

Značné množství síranů je obsažené v důlních vodách. Důvodem je oxidace sulfidických rud, ze které sírany vznikají. Dalším zdrojem síranů jsou odpadní vody z mořření kovů, městské a průmyslové exhalace vznikající spalováním fosilních paliv. Sírany mohou z vody úplně vymizet, ale pouze za určitých podmínek jako u fosilních vod. V povrchových a prostých podzemních vodách se vyskytují v koncentracích, které nemají hygienický význam. Při vysokém množství síranů ve vodě ovlivňují její chuť. (Pitter, 1990; Synáčková, 1996)

Siřičitany

Siřičitany se v přírodních vodách v podstatě nevyskytují. Přirozený původ siřičitanů je ve vulkanických exhalacích a sopečných jezerech. Do atmosférických vod se siřičitany dostávají městskou a průmyslovou exhalací, zejména při spalování fosilních paliv. Negativní vliv siřičitanů spočívá ve vyčerpávání rozpuštěného kyslíku z povrchových vod. Siřičitany působí toxicky na vodní flóru a faunu. (Synáčková, 1996)

Sulfany

Sulfan vyskytující se ve vodách je anorganického i organického původu. Anorganického původu je sulfan vzniklý biologickou redukcí nebo rozkladem sulfidických rud. Organický sulfan vzniká biologickým rozkladem organických sirných látek v anaerobním prostředí. Sulfan se v povrchových vodách vyskytuje pouze zřídka a v malých koncentracích. Výrazně ovlivňuje pach vody a je velice jedovatý pro ryby. (Pitter, 1990)

3.2.1.3 Sloučeniny fosforu

V přírodě fosfor vzniká zvětráváním hornin a rozpouštěním některých minerálů. Anorganický fosfor se do vody dostává aplikací fosforečných hnojiv v zemědělství, odpadními vodami z prádelen a také z textilního průmyslu. Fosfor organického původu je součástí živočišného odpadu a rozkládající se odumřelé vodní fauny a flóry. (Pitter, 1990)

Fosfor se ve vodách vyskytuje v organických a anorganických sloučeninách. Ortofosforečnany a polyfosforečnany tvoří nejčastější anorganickou formu fosforu, ve které se nachází ve vodách. (Langhammer, 2002)

Podzemní vody obsahují menší koncentrace fosforečnanů než vody povrchové, to je způsobené znečištěním povrchových vod splaškovými odpadními vodami a odpady ze zemědělství. V povrchových vodách se množství fosforečnanů vyskytuje až v desetinách mg/l. Splaškové vody obsahují mnohem větší koncentrace fosforečnanů (3 - 10 mg/l) způsobené fekáliemi. U přírodních vod je za znečištěnou vodu fosforem považována voda, která překračuje hodnoty fosforu přes 0,5 mg/l. (Agrawal, 2005; Pitter, 1990)

Fosfor je biogenní prvek, který slouží jako prvek limitující produkční procesy ve vodních ekosystémech. Sloučeniny fosforu jsou významnou součástí přírodního koloběhu látek. Fosfor je živinou pro růst a rozvoj vyšších i nižších organismů. Zvláště důležité jsou fosforečnany pro růst zelených organismů ve vodě. Zvýšený obsah fosforu ve vodě přispívá k nadměrnému vývoji řas a sinic a k tzv. eutrofizaci. Eutrofizace je nadměrné množství vodních rostlin a sinic ve vodě. (Langhammer, 2002; Lellák et al., 1992; Synáčková, 1996)

Při vyšší koncentraci fosforečnanů v podzemních vodách slouží fosforečnany jako indikátor fekálního znečištění. Důvodem je jejich dobré zadržování v půdě, kvůli kterému mají zjevnou indikátorovou hodnotu, ta se snižuje s používáním fosforečnanových hnojiv. (Pitter, 1990)

3.2.1.4 Sloučeniny dusíku

Dusík a fosfor patří mezi makrobiogenní prvky. Tyto prvky se uplatňují ve všech biologických procesech probíhajících ve vodách a také při biologických procesech čištění a úpravy vody. (Hartman, 2005)

Dusík se ve vodách vyskytuje v různých oxidačních stupních (-III, -I, 0, +I, +III, +V). Distribuce jednotlivých forem dusíku je ovlivněna především biologickými procesy, které probíhají ve vodách. Mezi hlavní formy dusíku patří: elementární dusík, anorganicky vázaný dusík (amoniakový dusík NH_3 , dusitanový dusík, dusičnanový dusík aj.) a organický vázaný dusík. (Pitter, 1990)

Dusíkový cyklus

Dusíkový cyklus je komplikovaný systém, ve kterém probíhá biologická fixace, amonifikace, nitrifikace a denitrifikace. Biologická fixace je schopnost některých organismů, sinic a řas štěpit trojnou vazbu dusíku na organicky vázaný dusík i na dusík molekulární. (Pitter, 1990; Říhová Ambrožová, 2008)

Amonifikace je proces mineralizace organicky vázaného dusíku chemotrofními bakteriemi na amoniak. (Říhová Ambrožová, 2008)

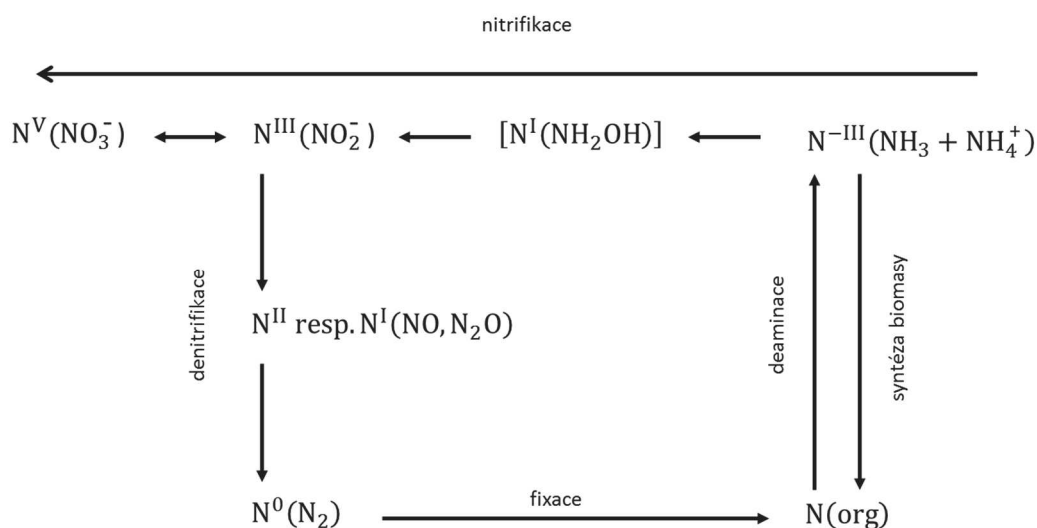
Nitrifikace je oxidace amoniaku na dusitany a z dusitanů na dusičnany za přísunu kyslíku (aerobní podmínky). (Říhová Ambrožová, 2008)



Zdroj: Pitter, 1990

Denitrifikace je proces v anaerobním prostředí (bez kyslíku), při kterém dochází k redukci dusičnanů na dusitany, až na plynný dusík. (Říhová Ambrožová, 2008)

Obr. 1: Cyklus dusíku



Zdroj: Pitter, 1990

Amoniakální dusík

Amoniakální dusík je primárním produktem rozkladu živočišných a rostlinných organických dusíkatých látek. Amoniakální dusík organického původu je obsažen ve splaškových vodách a v odpadech ze zemědělských výroby. (Pitter, 1990)

Tato forma dusíku se ve vodě vyskytuje jako hydrát $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$ nebo ve formě kationtu NH_4^+ , jejich poměrné zastoupení závisí na pH vody. Amoniakální dusík je zvláštním ukazatelem chemického složení vod, protože pochází především z rozkladu organických dusíkatých látek. (Hydrobiologie, c2011)

Za aerobních podmínek je amoniakální dusík v přírodních vodách velice nestálý. Nitrifikací se oxiduje na dusitany až na dusičnany. Amoniakální dusík se pomocí mikrobů podílí na tvorbě biomasy mikroorganismů. Amoniakální dusík je pro ryby toxický. Jeho toxicita je ovlivněna pH vody. (Pitter, 1990)

Dusitany

Dusitany se v čistých povrchových a podzemních vodách nevyskytují vůbec, nebo pouze ve stopovém množství. Větší koncentrace dusitanů (desetiny mg/l) se nacházejí v železnatých a rašelinných vodách. Dusitanový dusík může být u silně znečištěných povrchových i podzemních vod obsažen i v koncentracích přes 1 mg/l. (Pitter, 1990)

Dusitany jsou velmi nestálé, proto je jejich koncentrace ve vodách malá. Vyskytují se ve vodě jako meziprodukt nitrifikace a denitrifikace. Dusitany jsou v pitné vodě zdravotně závadné a působí toxicky na ryby. Patří mezi významné indikátory fekálního znečištění vod. (Hydrobiologie, c2011)

Dusičnany

Dusičnany představují konečnou fázi rozkladu organických dusíkatých látek (nitrifikaci). Jsou zdrojem živin pro vegetaci. Hlavní zdroje dusičnanů pochází z oblasti zemědělství. (Kvítek, 2007; Langhammer, 2002)

Dusičnanový dusík se v malých koncentracích (v jednotkách mg/l) vyskytuje skoro ve všech typech vod. Množství dusičnanů se mění s vegetačním obdobím. V maximální koncentraci se nacházejí v podzemních vodách v mimovegetačním období (v zimě) a naopak minimální množství dusičnanů je v přírodní vodě ve vegetačním období (v létě). (Pitter, 1990)

Dusičnany jsou pro člověka málo škodlivé. Mohou začít škodit nepřímo, pokud se v zažívacím traktu začnou redukovat na dusitany, které jsou více toxické. Dusitany jsou nejvíce toxické zejména pro kojence do 6 měsíců tím, že reagují s hemoglobinem ze vzniku methemoglobinu, který nemá schopnost přenášet v krvi kyslík. (Chapra, 2008; Synáčková, 1996)

3.2.2 Organické látky ve vodách

Organické látky vyskytující se v přírodních vodách jsou přirozeného nebo antropogenního původu. Přirozeným původem se organické látky dostávají do vod výluhy z půdy a sedimentů a produkty životní činnosti rostlinných a živočišných organismů, které žijí ve vodě. Antropogenního původu jsou organické látky pocházející ze splaškových a průmyslových odpadních vod a z odpadů ze zemědělství. (Pitter, 1990)

Z biologického hlediska se u organických látek jedná o látky podléhající biologickému rozkladu nebo o látky biologicky rezistentní, u kterých může docházet ke hromadění v hydrosféře. Přítomnost biologicky obtížně rozložitelných látek v povrchových a podzemních vodách je nežádoucí, protože v mnoha případech tyto látky nejsou vodárny schopny odstranit běžnými úpravami. (Pitter, 1990)

Organické látky značně působí na biologické a chemické vlastnosti vod. Organické látky mohou mít alergenní, mutagenní nebo karcinogenní účinky. Koncentrace organických látek se ve vodách pohybují v širokém rozmezí, u užitkových a pitných vod se jedná o řády desetin až jednotek mg/l, kdežto u povrchových vod se může množství organických látek vyskytovat až v desetinásobně větších koncentracích. (Pitter, 1990)

Ve vodách může být obsaženo až několik set různých organických látek, proto je separace a identifikace jednotlivých látek velmi složitá. Před identifikací látek je zapotřebí stanovit pořadí jejich důležitosti. Nejprve by mělo dojít k určení, zda se jedná o toxické nebo biologicky těžko rozložitelné látky. Nejvíce rozšířené metody pro identifikaci látek jsou nepřímé metody, založené na biochemické nebo chemické oxidaci organických látek. (Pitter, 1990)

3.2.2.1 Chemická spotřeba kyslíku (CHSK)

Chemická spotřeba kyslíku je množství kyslíku v gramech, které se spotřebuje za určitých podmínek na oxidaci organických látek silným oxidačním činidlem. CHSK se udává v mg/l, tj. hmotnost kyslíku při spotřebě oxidačního činidla na 1 litr vody. (Bindzar, 2009)

Ke stanovení CHSK se dnes používají dvě metody, které využívají různá oxidační činidla. V jedné metodě se využívá manganistan draselný (CHSK_{Mn}) jako oxidační činidlo a ve druhé metodě je to dichroman draselný (CHSK_{Cr}). (Langhammer, 2009)

Roku 1866 navrhl pan Kubel metodu s manganistanem draselným, proto se hovoří o Kubelově metodě. Výhodou této metody je jednoduchost a malá spotřeba činidel, naopak nevýhodou je nízký stupeň oxidace většiny organických látek. V současné době se Kubelova metoda používá obzvláště při analýze pitných vod. Pro analýzu povrchových vod se využívá dichromanová metoda. (Langhammer, 2009; Pitter, 1990; Synáčková, 1996)

Roku 1926 navrhli Adeney a Dawson metodu stanovení koncentrace organických látek ve vodě pomocí dichromanu draselného. Dichromanová metoda se dnes využívá jako jednotná metoda stanovení organických látek v odpadních vodách. Touto metodou lze posuzovat i silně organicky znečištěné vody, protože dokáže kvantitativně oxidovat většinu organických látek. (Pitter, 1990)

3.2.2.2 Celkový organický uhlík (TOC)

Celkový organický uhlík (total organic carbon) udává celkové množství organického uhlíku obsaženého ve vodě. Určení organického uhlíku probíhá termickou oxidací (na suché cestě) nebo oxidací na mokré cestě (chemická, fotochemická oxidace). V praxi převažuje stanovení organického uhlíku pomocí termické oxidace při teplotách 900°C až 1 000°C za přítomnosti katalyzátoru. (Langhammer, 2009)

TOC patří mezi důležité ukazatele čistoty vody. Vysoké hodnoty celkového organického uhlíku znamenají silné znečištění vody. Pokud je voda silně znečištěna,

dojde ke snížení rozpuštěného kyslíku ve vodě a tím může dojít k ohrožení vodních společenstev. (Langhammer, 2009)

3.2.2.3 Biochemická spotřeba kyslíku (BSK)

Biochemická spotřeba kyslíku je množství rozpuštěného kyslíku, které je nezbytné při biochemické oxidaci látek ve vodě. BSK se na rozdíl od CHSK používá pouze pro stanovení koncentrace biologicky rozložitelných organických látek. (Chin, 2003; Pitter, 1990)

Od roku 1914 se pro stanovení BSK ve světě používá BSK₅ (pětidenní biochemická spotřeba kyslíku). BSK₅ je ukazatel, který udává množství rozpuštěného kyslíku spotřebovaného k biochemické oxidaci za 5 dní při teplotě 20°C. (Langhammer, 2009; Pitter, 1990)

Hlavními zdroji biochemického organicky rozložitelného znečištění jsou komunální odpadní vody, například splaškové odpadní vody a dešťové splachy. Dalším zdrojem znečištění je průmysl a odpady z živočišné výroby. (Langhammer, 2009)

3.2.2 pH

Intenzita kyselosti nebo zásaditosti vzorku se měří pomocí pH, které ve skutečnosti ukazuje koncentraci přítomných vodíkových iontů. Z Brønstedovy teorie kyselin a zásad vyplývá, že kyseliny jsou látky, které vodíkový ion uvolňovat a zásady jsou látky, které vodíkový ion váží. (Straka, 1995; Tebbutt, 1998)

Hodnota pH má toxický vliv na vodní organismy a výrazně ovlivňuje biochemické a chemické procesy ve vodách. Pro zjednodušení zavedl Sørensen veličinu vodíkový exponent pH, definovanou jako záporně vzatý dekadický logaritmus koncentrace vodíkových iontů. (Langhammer, 2009)

$$pH = -\log[H^+]; [H^+] = 10^{-pH}$$

Zdroj: Langhammer, 2009

Hodnoty pH se pohybují v rozmezí od 0 do 14. Při hodnotě $\text{pH} < 7$ se jedná o kyselinu, pokud je hodnota $\text{pH} > 7$ jde o zásadu. V čistých přírodních vodách je pH ovlivněno tzv. uhličitánovou rovnováhou (rovnováha mezi vázaným a volným CO_2) a pohybuje se v rozmezí 4,5 – 8,3. Povrchové vody mimo vody z rašelinišť mívají pH od 6,5 do 8,5. U povrchových vod z rašelinišť, ve kterých jsou rozpuštěné kyselé humusové kyseliny, může hodnota pH klesnout i pod 4,0. Nejvyšší hodnoty pH dosahují povrchové vody na jaře a v létě, oproti tomu v zimě dosahují hodnot minimálních. Rozmezí pH podzemních vod je 5,5 – 7,5. (Langhammer, 2009; Pitter, 1990)

3.3 Klasifikace povrchových vod podle čistoty

Klasifikace toků je normované rozdělení toků podle jakosti vod. Jednotlivými ukazateli (indikátory) jakosti vod je vyjádřen fyzikální stav, chemické složení a biologické osídlení vody. Indikátory se dělí na individuální a skupinové. Obsah Fe a Mn patří mezi individuální ukazatele jakosti vod. Do skupinových indikátorů se řadí CHSK (chemická spotřeba kyslíku). Vládou stanovené ukazatele přípustného znečištění vod se určují pro měření při 355 denním průtoku. (Pitter, 1990)

Dle normy ČSN 75 7221 je jakost povrchových vod klasifikována do 5 tříd jakosti: neznečištěná voda (I. třída), mírně znečištěná voda (II. třída), znečištěná voda (III. třída), silně znečištěná voda (IV. třída), velmi silně znečištěná voda (V. třída). (Cenia, c2012)

Jakost povrchových vod se dle normy ČSN 75 7221 rozděluje do následujících tříd:

Třída I. - neznečištěná voda

„Stav povrchové vody, který nebyl významně ovlivněn lidskou činností, a při kterém ukazatele jakosti vody nepřesahují hodnoty odpovídající běžnému přirozenému pozadí v toku.“ (ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod)

Třída II. - mírně znečištěná voda

„Stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které umožňují existenci bohatého, vyváženého a

udržitelného ekosystému.“ (ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod)

Třída III. - znečištěná voda

„Stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které nemusí vytvořit podmínky pro existenci bohatého, vyváženého a udržitelného ekosystému.“ (ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod)

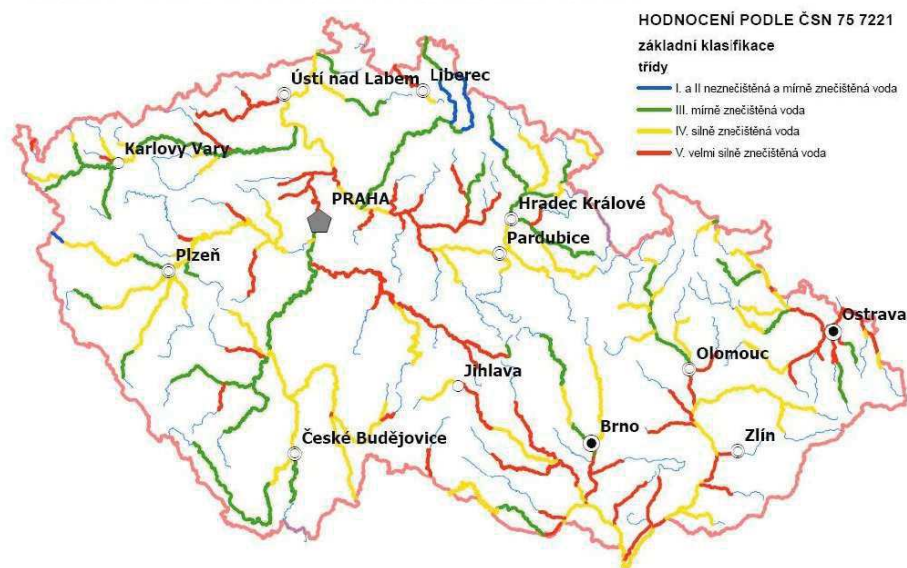
Třída IV. - silně znečištěná voda

„Stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze nevyváženého ekosystému.“ (ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod)

Třída V. - velmi silně znečištěná voda

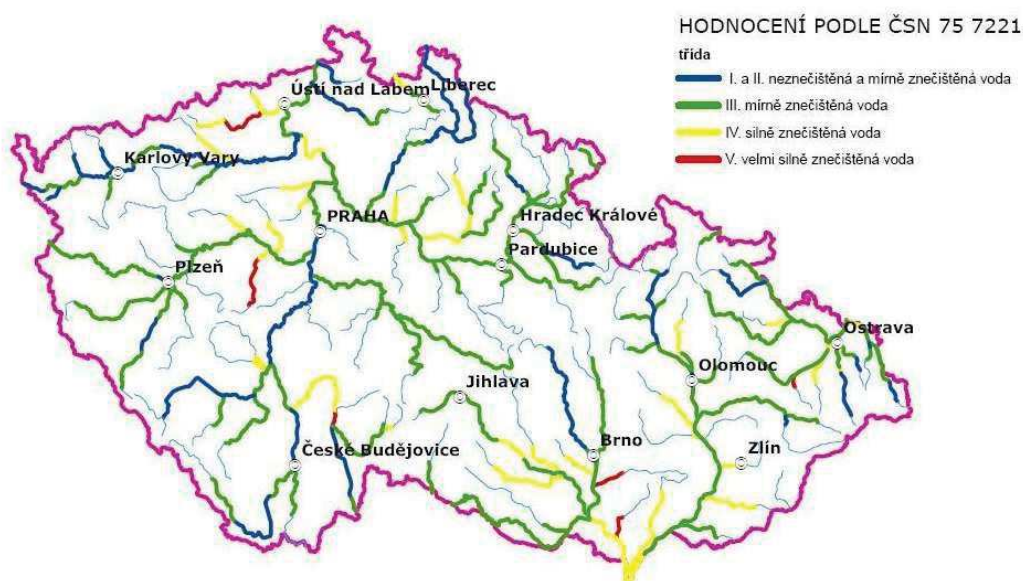
„Stav povrchové vody, který byl ovlivněn lidskou činností tak, že ukazatele jakosti vody dosahují hodnot, které vytvářejí podmínky umožňující existenci pouze silně nevyváženého ekosystému.“ (ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod)

Obr. 2: Jakost vody v tocích v letech 1991 – 1992



Zdroj: Cenia, c2012

Obr. 3: Jakost vody v tocích v letech 2006 - 2007



Zdroj: Cenia, c2012

Na obrázcích č. 2 a 3 je patrné, že v České republice dochází k trvalému zlepšování vodních toků. Mezi lety 2006 – 2007 dochází k velikému úbytku V. třídy jakosti vod. Pozitivní úbytek znečištění je způsoben změnami v průmyslu, zemědělství a především výstavbou a zdokonalením čistíren odpadních vod. (Blažek, 2006)

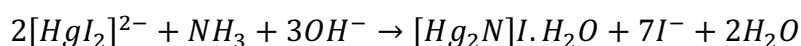
3.4 Metody laboratorního měření

3.4.1 Amoniakální dusík

Pro přímé stanovení amoniakálního dusíku ve vodě se dříve využívala absorpční spektrofotometrická metoda s Nesslerovým činidlem. V dnešní době se dává přednost absorpční spektrofotometrické metodě s fenolem a chlornanem. Metoda se nazývá indofenolová. Nevýhodou Nesslerovy metody je práce s jodem (rtuťnatou solí) a nevhodné žluté zabarvení reakčního produktu pro spektrofotometrické vyhodnocení. Při indofenolové metodě vzniká modrý produkt s maximem absorpance při vlnové délce 630 nm. (Horáková et al., 1986)

Stanovení amoniakálního dusíku s Nesslerovým činidlem

Stanovení amoniakálního dusíku s Nesslerovým činidlem je založeno na reakci amoniaku a hydroxidu alkalických kovů s tetrajodortuřnatanem sodným (nebo draselným) za vzniku jodidu tzv. Millonovy báze. Jodid Millonovy báze je málo rozpustná sloučenina, která při malých koncentracích amoniaku tvoří žlutohnědé koloidní roztoky, jejichž barevnou intenzitu lze stanovit spektrofotometricky. (Horáková et al., 1986)



Zdroj: Horáková et al., 1986

Stanovení amoniakálního dusíku indofenolovou metodou

Indofenolová metoda je založená na reakci amoniaku a chlornanu za vzniku chloraminu NH_2Cl , který za přítomnosti nitrosopentakyanoželezitanu sodného $Na_2[Fe(CN)_5NO \cdot 2H_2O]$ reaguje se salicylanem sodným $C_7H_5O_3Na$ a vzniká intenzivně modrá sloučenina typu indofenolové modři. Amoniakální dusík se stanovuje spektrofotometricky a měří se jeho absorbance při 655 nm. (Horáková et al., 1986; Vach et al., 2008)

Odměrné neutralizační stanovení amoniakálního dusíku

Plynný amoniakální dusík NH_3 se získá destilací ze vzorku, který má upravenou hodnotu pH na 7,4. Plynný NH_3 se jímá do kyseliny borité H_3BO_3 nebo sírové H_2SO_4 . V kyselině borité nebo sírové se amoniakální dusík stanoví titrací odměrným roztokem kyseliny sírové nebo hydroxidu sodného na methylovou červeně nebo Taschirův směsný indikátor. Taschirův směsný indikátor má zelenou barvu, která se při stanovení amoniakálního dusíku změní na šedorůžovou. Při titraci za použití methylové červeně se titruje až do doby, kdy růžová barva indikátoru změní barvu na žlutou. (Horáková et al., 1986)

3.4.2 Dusičnany

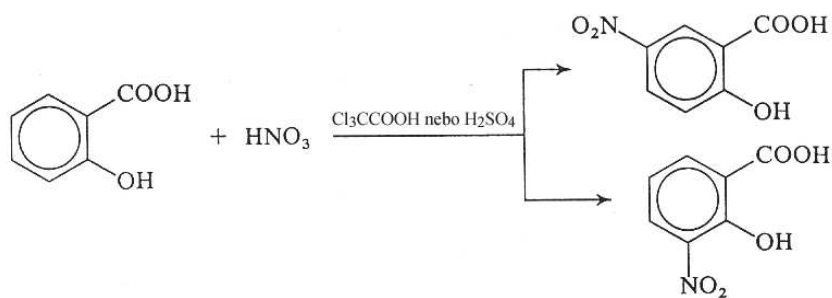
Existují desítky metod stanovení dusičnanů ve vodách. Žádná z doposud navrhovaných a použitých metod nelze označit za nejlepší. Na každou z metod působí rušivě různé složky vody. Největší skupinou metod pro stanovení dusičnanů ve vodách tvoří absorpční spektrofotometrické metody, které se dělí na metody přímého a nepřímého stanovení dusičnanů. U přímého absorpčního spektrofotometrického stanovení dusičnanů se využívá schopnost kyseliny dusičné nitrovat některé aromatické látky za vzniku barevných nitroderivátů. U metody nepřímého stanovení dusičnanů se dusičnany nejprve redukují na dusitany nebo až na amoniakální dusík a teprve pak se stanovují spektrofotometricky. Další metodou, která se doporučuje pouze pro velmi čisté vody, je absorpční spektrofotometrická metoda stanovení dusičnanů v ultrafialové oblasti spektra. (Horáková et al., 1986; Vach et al., 2008)

Stanovení dusičnanů absorpční spektrofotometrií v UV oblasti spektra

Stanovení dusičnanů absorpční spektrofotometrií v UV oblasti spektra je založeno na přímém měření absorbance dusičnanů v ultrafialové oblasti spektra při vlnové délce $\lambda = 220$ nm. Metoda se využívá pro stanovení dusičnanů v pitných a málo znečištěných povrchových vodách. (Horáková et al., 1986)

Stanovení dusičnanů metodou absorpční spektrometrie po reakci se salicylanem sodným

Pro stanovení dusičnanů je podstatou reakce dusičnanových anionů v prostředí koncentrované kyseliny sírové H_2SO_4 popřípadě trichloroctové Cl_3CCOOH s kyselinou salicylovou za vzniku kyseliny nitrosalicylové, která je žlutě zbarvená. Intenzita zbarvení roztoku je úměrná koncentraci dusičnanů ve vzorku. Absorbance se měří při vlnové délce $\lambda = 410$ nm. (Horáková et al., 1986; Vach et al., 2008)



Zdroj: Horáková et al., 1986

Nepřímé stanovení dusičnanů po redukci na amoniakální dusík Devardovou slitinou

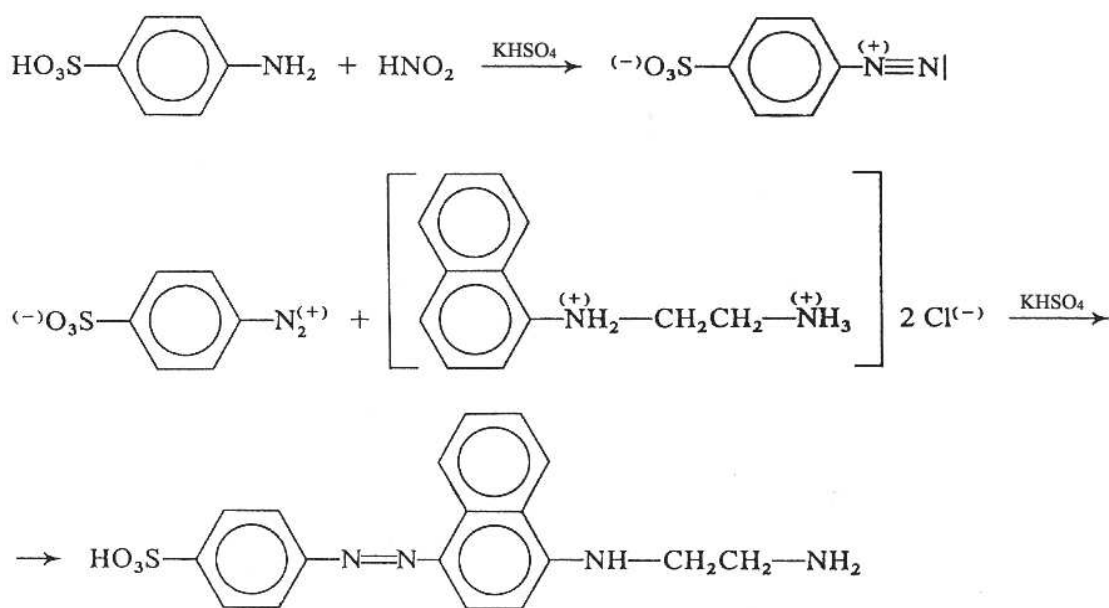
Nepřímé stanovení dusičnanů je založené na redukci dusičnanů na amoniakální dusík vodíkem ve stavu zrodu, který vzniká při reakci Devardovy slitiny (slitina Cu-Zn-Al) s hydroxidem sodným NaOH. Amoniakální dusík se oddestiluje z reakční směsi a stanoví se spektrofotometricky či odměrně. Tato metoda je vhodná ke stanovení dusičnanů ve splaškových odpadních vodách. (Horáková et al., 1986)

3.4.3 Dusitany

Pro metody stanovení dusitanů ve vodách se využívá schopnost kyseliny dusité diazotovat aromatické aminokyseliny za vzniku diazoniových solí. Diazoniové soli jsou kopulovány s jiným arylaminem a tím vznikají azobarviva, vhodná pro spektrofotometrické vyhodnocení. V roce 1889 byla navržena metoda podle Griesse a Ilosvaye. Při této metodě je diazotována sulfanilová kyselina na diazoniovou sůl, která je dále kopulována α -naftylaminem. Obě reakce probíhají v prostředí kyseliny octové. Metoda podle Griesse a Ilosvaye byla několikrát modifikována. Roku 1966 byl α -naftylamin označen jako karcinogenní látka, proto je nahrazen nekarcinogenním arylaminem. Nejčastějšími metodami stanovení dusitanů jsou metody s Cléve-kyselinou (1-naftyl-amin-7-sulfonovou kyselinou) a s N-(1-naftyl)-ethylendiamidihydrochloridem. (Horáková et al., 1986)

Stanovení dusitanů metodou absorpční spektrometrie po reakci s kyselinou sulfanilovou a N-(1-naftyl)-ethylendiamindihydrochloridem

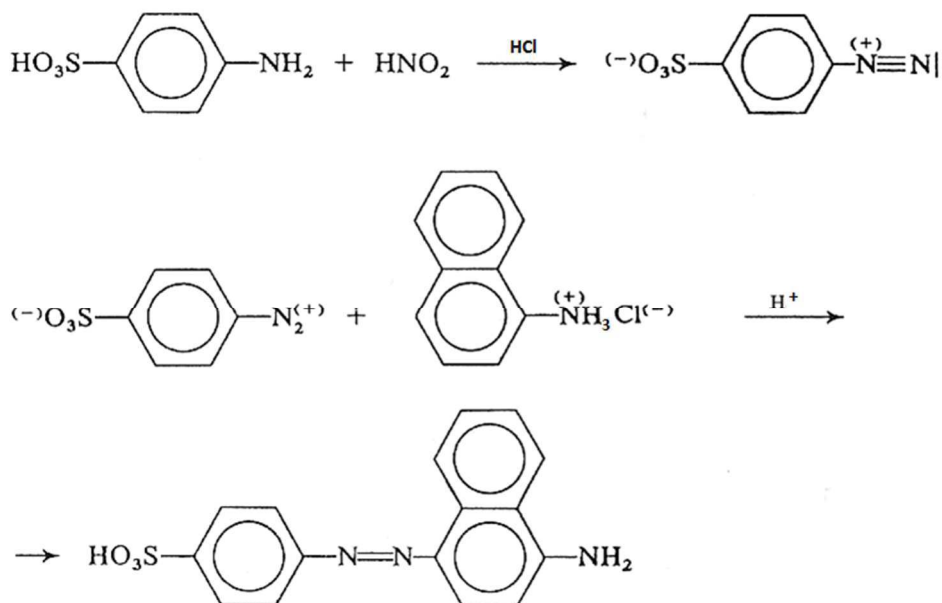
Podstata stanovení dusitanů je diazotačně – kopulační reakční schéma. Sulfanilová kyselina je diazotována kyselinou dusitou (z dusitanů ze vzorku) v prostředí hydrogensíranu draselného KHSO₄ na diazoniovou sůl. Diazoniová sůl dále reaguje s N-(1-naftyl)-ethylendiamindihydrochloridem (NED-hydrochloridem) na červené barvivo, tato reakce je označována jako tzv. kopulace. Absorbance se měří při 550 nm. (Vach et al., 2008)



Zdroj: Horáková et al., 1986

Stanovení dusitanů se sulfanilovou kyselinou a α-naftylaminem absorpční spektrofotometrií

Při stanovení dusitanů dochází k diazotaci kyseliny sulfanilové v prostředí kyseliny chlorovodíkové kyselinou dusitou (z dusitanů ve vzorku) na diazoniovou sůl. Diazoniová sůl je dále kopulována s α-naftylaminem na červenofialové azobarvivo, v prostředí upraveném octanovým tlumivým roztokem na hodnotu pH 2 – 2,5. (Horáková et al., 1986)



Zdroj: Horáková et al., 1986

3.4.4 Fosforečnany

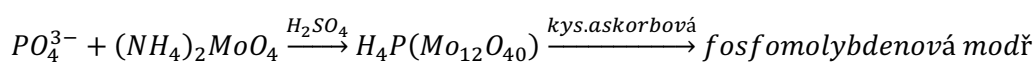
Běžné laboratorní stanovení jednotlivých skupin fosforu ve vodách se provádí tak, že se nejprve vzorek převede na rozpuštěné anorganické orthofosforečnany, které se poté stanovují absorpční spektrofotometrií. Veškeré polyfosforečnany se stanovují po jejich převedení na orthofosforečnany hydrolýzou v kyselém prostředí (H_2SO_4) při bodu varu vody. (Horáková et al., 1986)

Stanovení rozpuštěných hydrolyzovatelných fosforečnanů absorpční spektrofotometrií po reakci s molybdenanem a po redukci askorbovou kyselinou

U polyfosforečnanů dochází k hydrolýze při varu v prostředí kyseliny sírové na rozpuštěné anorganické orthofosforečnany, ty se stanovují absorpční spektrofotometrií po reakci s molybdenanem a po redukci vzniklé kyseliny molybdatofosforečné askorbovou kyselinou jako fosfomolybdenová modř. Rozpuštěné anorganické orthofosforečnany se určují zvlášť a odečítají se od výsledku. Mohou se stanovit veškeré hydrolyzovatelné fosforečnany, pokud dochází ke stanovení s nefiltrovanými (původními) vzorky. (Horáková et al., 1986)

Stanovení anorganických orthofosforečnanů metodou absorpční spektrometrie po reakci s molybdenanem amonným a kyselinou askorbovou

V prostředí kyseliny sírové H_2SO_4 reagují orthofosforečnany při katalytickém působení antimonitých iontů s molybdenanem amonným za vzniku kyseliny molybdatofosforečné $H_4P(Mo_{12}O_{40})$. Dále dochází k redukci žlutého komplexu kyseliny molybdatofosforečné kyselinou askorbovou a vzniká fosfomolybdenanová modř. Intenzita modrého zbarvení je měřena při vlnové délce 690 nm. (Horáková et al., 1986; Vach et al., 2008)

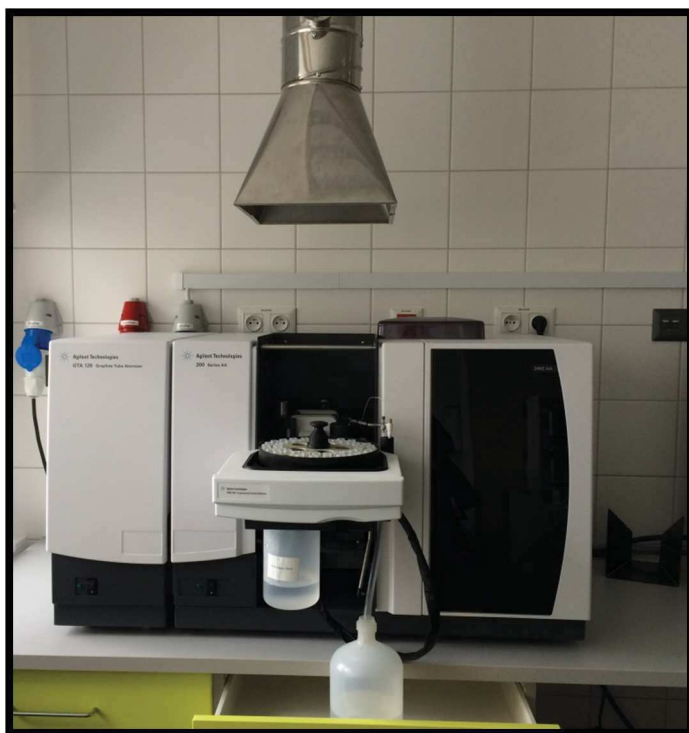


Zdroj: Vach et al., 2008

Stanovení veškerého fosforu oxidačním rozkladem na rozpuštěné anorganické orthofosforečnany a jejich stanovení absorpční spektrofotometrií po reakci s molybdenanem amonným a po redukci askorbovou kyselinou

Metoda je založena na oxidaci peroxodisíranu v prostředí kyseliny sírové, kdy dojde k rozkladu organické sloučeniny fosforu. Zároveň se hydrolyzují veškeré polyfosforečnany. Vznikají anorganické orthofosforečnany oxidačním rozkladem. Rozpuštěné anorganické orthofosforečnany se dále stanovují absorpční spektrofotometrií po reakci s molybdenanem a po redukci vzniklé kyseliny molybdatofosforečné askorbovou kyselinou jako fosfomolybdenanová modř. (Horáková et al., 1986)

Obr. 7: Atomový absorpční spektrometr



Zdroj: vlastní zpracování

3.4.5 Těžké kovy

Stanovení těžkých kovů se provádí různými metodami, např.: metody AAS, AES a ICP- OES.

Atomová absorpční spektrofotometrie (AAS)

Atomová absorpční spektrofotometrie je založena na absorpci záření volnými atomy v plynném stavu. Volné atomy absorbují fotony a tím vzniká excitovaný atom, který může samovolně přejít na nižší energetický stav. V AAS se k tvorbě volných atomů nejčastěji využívá plazma. Většina volných atomů prvků se při teplotách v rozmezí 2 000 – 3 150 K nachází v základním energetickém stavu a absorpcí fotonu se dostává na vyšší hladinu. Elektronové přechody se nazývají rezonanční. Největší pravděpodobnost v AAS mají přechody mezi základním a nejbližším

excitovaným stavem. Těmto přechodům odpovídají tzv. rezonanční čáry. Atomová absorpční spektra se nachází ve vlnových délkách 190 - 900 nm. (Krofta, 1997)

AAS měří veličinu zvanou absorbance. Vyhodnocení výsledků se provádí metodou kalibrační křivky. Vztah pro výpočet absorbance (Krofta, 1997):

$$A = \log \frac{\theta_0}{\theta} = K_{\tau} \cdot b \cdot N_0$$

Zdroj: Krofta, 1997

A – absorbance

θ_0 – intenzita záření před průchodem absorpčního prostředí

θ – intenzita záření po průchodu absorpčním prostředím

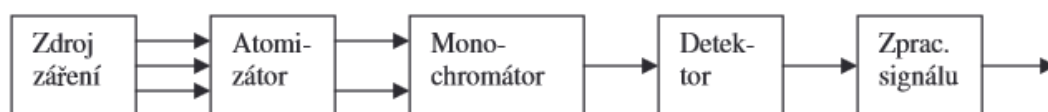
K_{τ} – atomový absorpční koeficient

b – tloušťka absorpčního prostředí

N_0 – počet volných atomů v základním stavu

Volné atomy stanovovaného prvku absorbují monochromatické záření. Monochromátorem prochází neabsorbované záření, které dopadá na fotonásobiče (detektory) a vzniká tak proudový signál, který je indikován nebo registrován jako absorpce či absorbance. Monochromátor je zařízení, které vyčleňuje pouze úzké spektrum vlnových délek do fotonásobiče. (Krofta, 1997; Vach et al., 2008)

Obr. 8: Schéma atomového absorpčního spektrometru s atomizací v plameni



Zdroj: Kříženecká, 2014

Atomová emisní spektrofotometrie (AES)

Metoda atomové emisní spektrofotometrie, neboli optické emisní spektrofotometrie (OEP), je založena na sledování emise elektromagnetického záření volnými atomy v plynném skupenství. Produkovaná spektrální data se nacházejí v rozsahu od infračervené do ultrafialové oblasti spektra, ale analyticky se využívá pouze viditelná a ultrafialová část spektra. Při určitých vlnových délkách se zaznamenávají spektrální čáry odpovídající jednotlivým přechodům, proto má emisní spektrum čárový charakter. K zaznamenání atomového čárového spektra musí být prvky ve vzorku v atomární podobě a v excitovaném stavu. Toho je nejčastěji dosaženo termickým buzením, kdy dojde k zahřátí vzorku na vysokou teplotu pomocí budícího zdroje. Tím dojde k atomizaci prvku a následné termické excitaci. Spolu se zvyšující se teplotou budícího zdroje dochází ke zvyšování počtu čar ve spektru identického vzorku. Budícím zdrojem může být např.: plamen, elektrický oblouk nebo elektrická jiskra. Tzv. rezonanční čáry jsou nejintenzivnější čáry ve spektru, které odpovídají přechodům z vyšších hladin do základního stavu. Kvalitativní složení vzorku ukazuje poloha čar ve spektru (vlnová délka) a kvantitativní složení je určeno intenzitou jednotlivých čar. (Kříženecká, 2014)

Obr. 9: Schéma atomového emisního spektrometru



Zdroj: Kříženecká, 2014

3.5 Antropogenní znečištění

Mezi přírodní zhoršování jakosti vod patří především smyvy látek s terénního povrchu. K následkům antropogenní činnosti je možné také zařadit zvýšenou erozi. Ostatní změny v jakosti povrchových vod způsobené hlavně užíváním odebrané vody

a vypouštěním odpadních vod do vod povrchových jsou způsobené antropogenní činností. Příkladem trvalého znečištění jsou průmyslové a městské odpadní vody. (Blažek, 2006)

Znečištění se dělí podle prostorové povahy na bodové, difúzní a plošné. Bodové znečištění představuje takové místo, kde dochází k přímému vypouštění znečišťujících látek do vodních toků či nádrží (vypouštění odpadních vod). Do difúzních zdrojů znečištění patří drobné rozptýlené bodové zdroje po ploše povodí (komunální, zemědělské nebo průmyslové znečištění, znečištění z dopravy). Plošné zdroje znečištění jsou takové, které způsobují produkci znečišťujících látek a jejich následný transport do povrchových a podzemních vod (smyvy s terénního povrchu, půdní eroze). (Langhammer, 2009; Blažek, 2006)

3.5.1 Průmysl a energetika

Průmysl a energetika patří mezi nejvýznamnější odběratele povrchových vod v České republice. Největší množství vody se využívá pro chlazení v energetice, pro výrobu papíru, dále v chemickém průmyslu a hutnictví. Průmysl využívá především povrchové zdroje vody (70 - 75 %). Podzemní zdroje vody tvoří v průmyslu cca 6 - 9 % a zbytek je zabezpečen z veřejných vodovodů. (Blažek, 2006)

Jeden z největších bodových znečišťovatelů povrchových vod je průmysl, který použitou vodu vrací zpět do vodních toků. Výpusti průmyslových odpadních vod měly především velice negativní vliv na toky v České republice v minulosti, kdy neexistoval dostatečný systém čištění odpadních vod. V 70. letech 20. století docházelo k postupnému omezování vypouštění průmyslových odpadních vod a k zavádění lepších čistírenských technologií. V 90. letech došlo k největšímu snížení zátěže vodních toků průmyslovými odpadními vodami, kdy proběhla modernizace a restrukturalizace průmyslu. (Čermák, 2014)

3.5.2 Zemědělství

Největší podíl na zdrojích difúzního znečištění má právě zemědělství. Příkladem zdroje znečištění jsou například: odpadní vody z živočišné výroby, úniky ze silážování, skladovacích prostor a technického zázemí. (Langhammer, 2009)

Hlavní zdroj znečištění je živočišná výroba, tedy velkochovy dobytka, drůbeže a prasat. Z velkokapacitních chovů se neustále produkuje velké množství fekálního odpadu (kejda, močůvka). Mimo vegetační období je možné tento fekální odpad využít k hnojení zemědělských ploch. Ve zbylé části roku je zapotřebí ho skladovat či likvidovat. Kvůli nedostatečnému dodržování nároků na skladování fekálního odpadu dochází k systematickému vypouštění odpadů do povrchových vod. Přímým únikem odpadu do povrchových vod může dojít i k hygienické závadě. (Synáčková, 1996)

Zemědělská půda se hnojí z důvodu přínosu živin do půdy. Při nesprávném způsobu aplikace se hnojiva dostávají do vodního prostředí. Hnojiva se dělí na přírodní a umělá. Mezi přírodní hnojiva patří kejda, močůvka a hnůj, tzn. odpady z živočišné výroby. Umělá hnojiva se lépe rozpouštějí ve vodě oproti hnojivům přírodním, a proto jsou do prostředí rychleji vstřebávány. Umělá hnojiva mohou obsahovat kromě živin také látky přírodou nežádoucí, jako například těžké kovy. (Langhammer, 2009)

3.5.3 Komunální zdroje znečištění

Mezi nejzávažnější kontaminace povrchových vod patří znečištění z komunálních zdrojů (ze sídel, měst). Do komunálních zdrojů znečištění se řadí splaškové odpadní vody a srážkové odpadní vody. Produkci odpadních vod z komunálních zdrojů z kvantitativního hlediska udává spotřeba vody obyvatelstvem. Hlavní složkou splaškových odpadních vod jsou organické odpady z moče, fekálií a zbytků jídla. Tyto organické látky obsažené ve splaškových odpadních vodách jsou biologicky snadno rozložitelné. Splaškové odpadní vody obsahují velké množství živin, především dusíku a fosforu, které se do odpadu dostávají fyziologickým vylučováním z čistících a pracích prostředků v případě fosforu. (Langhammer, 2009; Pitter, 1990)

Srážkové odpadní vody vznikají odvedením srážek spadlé vody kanalizační sítí. Srážkové odpadní vody je možné rozdělit na dvě složky. První složka je tvořena vlastní koncentrací znečišťujících látek obsažených ve srážkové vodě. Ve druhé složce se jedná o srážkovou vodu splachovanou s povrchu a odváděnou kanalizací. Největší množství odváděných srážkových vod je především ve městech a sídelních strukturách. (Langhammer, 2009)

3.5.4 Eutrofizace

Eutrofizace je přírodní proces urychlený lidskou činností, při kterém dochází ke zvyšování obsahu minerálních látek, především sloučenin fosforu a dusíku. Podle vzniku se eutrofizace dělí na přirozenou a indukovanou (antropogenní). Přirozená eutrofizace je způsobena přírodním obsahem fosforu a dusíku v půdě a z rozkladu odumřelých vodních organismů. Přirozená eutrofizace je prakticky neregulovatelná. Hlavními zdroji antropogenní eutrofizace jsou vypouštěné komunální a průmyslové odpadní vody do vodotečí, splachy, eroze a vyluhování živin z hnojených zemědělských pozemků. (Ji, 2008; Langhammer, 2009; Provazník, 2004)

Při eutrofizaci dochází v povrchových vodách k nadměrnému rozvoji řas a sinic. Důsledkem eutrofizace je například snížená samočistící schopnost řek a jezer, zhoršení upravitelnosti vody pro vodárny, narušení kyslíkového režimu a vliv na zdraví člověka. Některé sinice mohou vytvářet toxiny, které jsou nebezpečné pro člověka. (Eutrofizace a zdraví, 2002)

4 POPIS SLEDOVANÉHO ÚZEMÍ

Pozorované území se nachází v okresním městě Příbram. Město Příbram spadá pod Středočeský kraj a leží cca 60 km jihozápadně od Prahy, na úpatí Brdské vrchoviny.

Přírodně klimatické oblasti v Příbrami a jejím okolí jsou mírně teplé, mírně vlhké až vlhké. Sledované území se dle Quitta řadí do okrsku MT3 (mírně teplé oblasti). Průměrný roční úhrn srážek činí 623 mm a průměrná teplota je 7,3°C. Celkový počet dnů se sněhovou pokrývkou je 58 dnů. Doba trvání zimního období, tzn. klesnutí teploty pod 0°C, je 83 dní. Ve městě Příbram převládá jihozápadní až severozápadní vzdušné proudění. Směr proudění se mění vlivem členité morfologie území a tříštěním vzdušných proudů o hřeben Brd. (Příbram, 2016)

Město Příbram je odvodňováno Litavkou, Příbramským potokem a toky v jejich povodí do řeky Berounky. Pouze severovýchodní část Příbrami je odvodňována říčkou Kocába do řeky Vltavy. Celková délka toku Litavky je cca 54 km. Velký spád Litavky způsobuje (na délku 30 km toku je spád více než 300 m), že je voda v Litavce velice nestálá s častými srážkovými přívaly až povodněmi. Litavka vytéká cca na 51. říčním kilometru z vodárenské nádrže Láz (642,5 m n. m.). Délka toku Příbramského potoka je 11,06 km. Příbramský potok je dotován čištěnými a čerpanými důlními vodami o vydatnosti 0,01 m³s⁻¹. Příbramský potok pramení v údolí jižně pod vrchem Levín v 563 m n. m., do Litavky ústí u Trhových Dušníků na jejím 37,69 říčním kilometru. Říčka Kocába má celkovou délku toku 47,2 km a pramení v malém lesním rybníčku za Novou Hospodou na okraji města Příbram. Kocába se vlévá do Vltavy ve Štěchovicích. (Příbram, 2016)

Z hlediska geomorfologického členění území České republiky patří oblast Příbramska do provincie Česká vysočina. Severozápadní část Příbramska spadá pod subprovincii Poberounská soustava a jihovýchodní část náleží do subprovincie Českomoravská soustava. (Národní geoportál INSPIRE, 2010 – 2015)

Základní geomorfologická struktura Příbrami a jejího okolí je výsledkem hercynského a staršího vrásnění. Podoba dnešního reliéfu území byla z velké části dotvořena až čtvrtohorní denudací a v západní části Příbramska erozivní činností řeky Litavky a Příbramského potoka. Na řešeném území se nacházejí assyntsky zvrásněné proterozoické horniny, které mají různě silné variské přepracování

jako např.: břidlice, fylity, svory až pararuly. Oblast Příbramska se nachází na proterozoických zvrásněných nemetamorfovaných horninách jako např.: břidlice, vápence, droby a křemence. (Národní geoportál INSPIRE, 2010 – 2015; Příbram, 2016)

V údolí řeky Litavky a Příbramského potoka se nacházejí jílovitopísčité nivní půdy. Hlinitopísčité hnědé půdy se nachází na údolních svazích a návršních planinách. Geneticky se jedná o kyselé hnědé půdy na kambrických sedimentech především prachovcích, břidlicích a slepencích, ve svazích se nachází na svahových hlínách. Ve vyšších nadmořských výškách se vytvořily gleje, pseudogleje, glejové podzoly a místy i rašeliny. Na Příbramsku se nachází především pseudoglej modální a kambizem modální. (Příbram, 2016)

4.1 Popis vodních ploch

V diplomové práci jsou sledovány tři vodní plochy Nový rybník, Vysokopecký rybník a rybník Kaňka.

Nový rybník je sportovní a rekreační areál, který se nachází na jihovýchodním okraji města Příbram. Areál byl vybudován v 50. letech 20. století. Jedná se o přírodní koupaliště, které je napájené povrchovou vodou z Příbramského potoka přes tzv. kalník a zemní filtr. Přibližná rozloha Nového rybníka je 3 ha. (Krajská hygienická stanice, 2009)

Obr. 4: Nový rybník



Zdroj: vlastní zpracování

Další zkoumaný rybník je **rybník Kaňka**. Rybník se nachází na východním okraji města Příbram. Kaňkou protéká Sázkový potok, který se dále vlévá do Příbramského potoka. Tento rybník je nejmenší mezi pozorovanými vodními plochami a má rozlohu cca 0,5 ha. (Příbram, 2016)

Obr. 5: Rybník Kaňka



Zdroj: vlastní zpracování

Jako poslední rybník je pozorován **Vysokopecký rybník**, který má rozlohu cca 10 ha. Vysokopecký rybník se nachází v obci Bohutín, vzdálené cca 1,5 km jihozápadně od města Příbram. Tento rybník slouží ke koupání a rybolovu. Vysokopecký rybník, který se užívá i jako koupaliště, je napájen z řeky Litavky. (Místopis, 2008)

Obr. 6: Vysokopecký rybník



Zdroj: vlastní zpracování

5 METODIKA

5.1 Odběr vzorků

Vzorek se odebírá do vzorkovnic, což jsou polyethylenové lahve. Vzorkovnice je nezbytné dobře označit, aby nemohlo dojít k žádné záměně. Je zapotřebí odebrat dostatečné množství vzorku podle rozsahu stanovování jednotlivých složek i pro případ opakování nějakého ze stanovování. (Horáková et al., 1986)

Při odběru vzorků vody je nutné dodržovat stanovené podmínky. Druh odebírané vody, místo odběru, místní podmínky a účel rozboru řídí způsob a metodiku odběru. Vzorek vody je možné odebírat přímo do vzorkovnic, nebo pomocí různých typů vzorkovačů.

Doba od odběru vzorku po jeho rozbor by měla být co nejkratší, aby nedošlo ke změnám vlastností chemických látek obsažených ve vodě. Nejpřesnější výsledky se získávají z rozboru, který je analyzován bezprostředně po odběru vzorku. V praxi je tato varianta téměř nedosažitelná, a proto se vzorky konzervují. Konzervací vzorků dochází k eliminaci chemických změn na minimum. Ukázkou konzervace vzorku je použití chloroformu jako toxického činidla nebo snížení teploty. (Horáková et al., 1986)

Odběry vzorků byly provedeny ve dnech 12. 11. 2013, 19. 5. 2015, 20. 7. 2015, 7. 12. 2015 a 18. 1. 2016 ze třech různých vodních ploch na Příbramsku. Byly vybrány rybníky: Kaňka, Vysokopecký rybník a Nový rybník. Vzorky vody byly odebrány do předem vyčištěných polyethylenových lahví. Laboratorní rozbor vzorků byl proveden druhý den od odběru, vyjma těžkých kovů. Pro stanovení těžkých kovů byly vzorky stabilizovány HNO_3 Merck Suprapur a jejich rozbor byl proveden až po všech potřebných odběrech.

5.2 Analýza vzorků

Analýza vzorků byla prováděna v laboratoři v Kostelci nad Černými lesy. Analýzou byly zjišťovány hodnoty amoniakálního dusíku, dusitanů, dusičnanů, fosforečnanů, chromu, kadmia, olova, mědi a niklu a hodnoty pH. Pro zjištění koncentrací jednotlivých chemických sloučenin a prvků se nejprve získá absorbance pomocí molekulové spektrofotometrie a AAS ETA. Následně se absorbance

s použitím kalibrační křivky převede na výsledné koncentrace. Ze získaných koncentrací byla zjištěna úroveň anorganického znečištění vod.

Pro stanovení amoniakálního dusíku, dusitanů, dusičnanů a fosforečnanů byly využity metody absorpční spektrometrie. K určení amoniakálního dusíku byla použita indofenolová metoda. Koncentrace dusitanu byla zjištěna reakcí s kyselinou sulfanilovou a N-(1-naftyl)-ethylendiamindihydrochloridem. Anorganické fosforečnany byly stanoveny reakcí s molybdenanem amonným a kyselinou askorbovou. Těžké kovy byly určeny metodou atomová absorpční spektrofotometrie (AAS ETA).

5.3 Zpracování a vyhodnocení dat

Pro zjištění koncentrací amoniakálního dusíku, dusitanů, dusičnanů a fosforečnanů se nejprve ke vzorkům přidala jednotlivá činidla, se kterými vzorky vytvořily barevné chemické sloučeniny. Z barevných sloučenin byla zjištěna absorbance pomocí molekulové spektrofotometrie. S použitím kalibrační křivky byly hodnoty získané z molekulové spektrofotometrie převedeny na mg/l.

Těžké kovy byly vyhodnoceny metodou AAS ETA. Z AAS ETA byla zjištěna hodnota absorbance, která byla dále převedena pomocí kalibrační křivky na $\mu\text{g/l}$. U každého vzorku byla měřena hodnota pH.

Pro zjednodušení práce s daty byly jednotlivé rybníky označeny čísly od 1 do 3. Vzorek číslo 1 je Vysokopecký rybník, číslo 2 je Nový rybník a číslo 3 je rybník Kaňka. Vyhodnocení vzorků je postupné podle data odebrání vzorků a koncentrací jednotlivých chemických sloučenin.

5.3.1 Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 12. 11. 2013 (podzim)

Tab. 1: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 12. 11. 2013 (mg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Dusičnany	5,0	3,1	8,6
Dusitany	0,238	0,306	0,238
Amoniakální dusík	0,581	0,051	0,02
Fosforečnany	0,471	0,11	0,14

Zdroj: vlastní zpracování

Největší koncentrace **amoniakálního dusíku** byla zjištěna ve vzorku rybníku číslo 1, který podle normy ČSN 75 7221 spadá do II. třídy jakosti vod. Rybníky číslo 1 a 2 obsahovaly minimální množství amoniakálního dusíku, a proto patří do kvality vody I. třídy.

U rybníka číslo 3 bylo stanoveno nejvyšší množství **dusičnanů**. Rybník je proto zařazen do III. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1) Hodnoty vzorků rybníků číslo 1 a 2 se pohybovaly v rozpětí od 3,1 do 5,0 mg/l. Z tohoto důvodu náleží rybníky číslo 1 a 2 do II. třídy kvality vody.

Zjištěné koncentrace **dusitanů** byly v jednotlivých vzorcích celkem vyrovnané. (viz Tab. 1) Množství dusitanů ve všech vzorcích rybníků přesáhlo hodnotu 0,05 mg/l, a proto všechny zkoumané rybníky náleží do V. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1)

Ve Vysokopeckém rybníku bylo zjištěno největší množství **fosforečnanů** ze třech sledovaných vodních ploch. Vzhledem k vysoké koncentraci fosforečnanů přísluší rybník do IV. třídy jakosti vod dle normy ČSN 75 7221. Zbývající dva rybníky spadají do kvality vody II. třídy.

5.3.2 Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 19. 5. 2015 (jaro)

Tab. 2: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 19. 5. 2015 (mg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Dusičnany	< 0,05	0,28	< 0,05
Dusitany	0,35	0,5	0,75
Amoniakální dusík	0,5	0,28	0,64
Fosforečnany	0,36	0,41	0,38

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 3: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 19. 5. 2015 (µg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Kadmium	0,083	0,004	0
Olovo	1,6	0,3	0,2
Chrom	1,1	2,7	2,1
Měď	4,8	3,2	1,4
Nikl	1,4	1,1	0

Zdroj: vlastní zpracování

Nejčastějším zdrojem **amoniakálního dusíku** v povrchových vodách jsou odpady z domácností. Ve všech třech rybnících byla zjištěna poměrně nízká koncentrace amoniakálního dusíku. Rybník číslo 2 vykazuje hodnotu pod 0,3 mg/l a spadá tak do I. třídy jakosti vody. (viz Příloha 1) Rybník Kaňka a Vysokopecký rybník patří do kvality vody II. třídy, protože se jejich koncentrace pohybují v rozmezí od 0,3 do 0,7 mg/l.

Koncentrace **dusičnanů** byly ve všech třech rybnících velice malé, nepřesáhly hodnotu 3 mg/l. Všechny zkoumané vodní plochy proto spadají dle normy ČSN 75 7221 do I. třídy jakosti vod.

Zjištěné množství **dusitanů** bylo vysoké. Všechny rybníky přesáhly hodnotu 0,05 mg/l, která je limitní hodnotou IV. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1) Z tohoto důvodu rybníky náleží do kvality vody V. třídy.

Koncentrace **fosforečnanů** ve vzorcích byly celkem vyrovnané. Hodnoty fosforečnanů ve zkoumaných vzorcích se pohybují v rozmezí 0,36 – 0,41 mg/l. Největší množství fosforečnanů obsahoval vzorek číslo 2, který proto náleží

do IV. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1) Zbylé dva rybníky přísluší do kvality vody III. třídy.

Množství **kadmia, chromu, olova, mědi a niklu** bylo ve všech vzorcích minimální. (viz Tab. 3) Z tohoto důvodu patří veškeré sledované rybníky dle normy ČSN 75 7221 do I. třídy jakosti vod.

Zjištěné hodnoty pH se pohybují v rozmezí 6,26 – 7,9. U rybníku číslo 1 je pH 7,9 (zásadité). Rybník číslo 2 má pH 6,55 (kyselé) a číslo 3 má pH 6,26 (kyselé).

5.3.3 Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 20. 7. 2015 (léto)

Tab. 4: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 20. 7. 2015 (mg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Dusičnany	0,27	0,28	0,77
Dusitany	0,3	0,42	0,33
Amoniakální dusík	0,1	0,11	0,17
Fosforečnany	0,02	0,03	0,05

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 5: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 20. 7. 2015 (µg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Kadmium	0,059	0,017	0,029
Olovo	15,3	0,6	2
Chrom	1,4	1,2	1,4
Měď	4	3,5	3
Nikl	1,1	0,7	0,1

Zdroj: vlastní zpracování

Zjištěné koncentrace **amoniakálního dusíku** ve vzorcích byly malé. Hodnoty amoniakálního dusíku jsou v rozmezí od 0,1 do 0,17 mg/l. Všechny tři rybníky proto spadají do I. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1)

Ve všech třech zkoumaných vzorcích bylo množství **dusičnanů** nepatrné. Koncentrace dusičnanů nepřekročily hodnotu 3 mg/l. Rybníky náleží podle normy ČSN 75 7221 do I. třídy jakosti vod.

Koncentrace **dusitanů** byly v jednotlivých vzorcích poměrně vyrovnané a vysoké. Hodnoty dusitanů se ve sledovaných rybnících pohybují v rozmezí od 0,3 do 0,42 mg/l. (viz Tab. 4) Kvůli vysokému množství dusitanů patří zkoumané vodní plochy do kvality vody V. třídy. (viz Příloha 1)

Vzorek číslo 3 obsahoval největší koncentraci **fosforečnanů**, která však nepřesáhla hodnotu 0,15 mg/l, a proto rybník číslo 3 spadá dle normy ČSN 75 7221 do II. třídy kvality vody. Vzhledem k malému množství fosforečnanů ve zbylých dvou rybnících přísluší rybníky do kvality vody I. třídy.

Ve Vysokopeckém rybníku bylo stanoveno vysoké množství **olova**. Z tohoto důvodu náleží rybník do IV. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1) Ve zbylých vzorcích byly zjištěny malé koncentrace **kadmia, chromu, olova, mědi a niklu**. (viz Tab. 5) Ostatní rybníky patří do kvality vod I. třídy.

U rybníka číslo 1 bylo zjištěno pH 7,2 (zásadité). Zbylé dva rybníky měly pH v rozmezí 6,34 – 6,53 (kyselé).

5.3.4 Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 7. 12. 2015 (podzim)

Tab. 6: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 7. 12. 2015 (mg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Dusičnany	13,9	15,1	26,7
Dusitany	0,15	0,17	0,13
Amoniakální dusík	0,43	0,2	0,41
Fosforečnany	0,35	0,33	0,35

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 7: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 7. 12. 2015 (µg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Kadmium	0,1	0,02	0,09
Olovo	1,2	0,3	0,7
Chrom	0,1	0,2	0,1
Měď	1,2	4,2	0,7
Nikl	0,8	0,8	0,2

Zdroj: vlastní zpracování

Nejmenší koncentrace **amoniakálního dusíku** obsahoval rybník číslo 2, který spadá do I. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1) Zbývající dva vzorky rybníků mají hodnoty koncentrací vyrovnané v rozpětí 0,41 – 0,43 mg/l. Vzhledem k tomuto faktu patří rybníky číslo 1 a 3 do kvality vody II. třídy.

Ve všech třech sledovaných vzorcích rybníků byla překročena hodnota **dusičnanů** nad 13 mg/l. (viz Tab. 6) Veškeré rybníky proto náleží do V. třídy kvality vody. (viz Příloha 1) Nejvyšší koncentrace dusičnanů byla stanovena u vzorku rybníku číslo 3, konkrétně 26,7 mg/l.

U jednotlivých vzorků byly koncentrace **dusitanů** vysoké a celkem vyrovnané. Pohybovaly se v rozmezí od 0,13 do 0,17 mg/l, z tohoto důvodu přísluší všechny sledované rybníky podle normy ČSN 75 7221 do V. třídy jakosti vod.

Zjištěné množství **fosforečnanů** u všech zkoumaných rybníků bylo téměř shodné. Hodnoty koncentrací fosforečnanů jsou v rozmezí 0,33 – 0,35 mg/l. (viz Tab. 6) Veškeré vzorky rybníků spadají do III. třídy kvality vody. (viz Příloha 1)

Rybník číslo jedna patří do II. třídy kvality vody, vzhledem ke zvýšenému množství **kadmia**. (viz Tab. 7) V ostatních vzorcích rybníků byly stanoveny malé koncentrace **kadmia, chromu, olova, mědi a niklu**. (viz Tab. 7) Zbylé rybníky patří I. třídy jakosti vody dle normy ČSN 75 7221.

Vysokopecký rybník má jako jediný z rybníků pH 7,07, tzn. zásadité. Rybník číslo 2 má pH 6,54 (kyselé) a číslo 3 má pH 6,53 (kyselé).

5.3.5 Vyhodnocení odběru vzorků ze dne 18. 1. 2016 (zima)

Tab. 8: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 18. 1. 2016 (mg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Dusičnany	9,8	50,94	18,91
Dusitany	0,06	0,2	0,32
Amoniakální dusík	0,29	0	0,01
Fosforečnany	0,16	0,15	0,05

Zdroj: vlastní zpracování

Tab. 9: Výsledné koncentrace ze vzorků ze dne 18. 1. 2016 (µg/l)

Vzorek	Vysokopecký rybník	Nový rybník	Kaňka
Kadmium	0,337	0,025	0
Olovo	4,17	0,28	0,36
Chrom	1,27	0,7	0,69
Měď	2,41	4,77	1,6
Nikl	2,38	0,88	0,51

Zdroj: vlastní zpracování

Zjištěné koncentrace **amoniakálního dusíku** byly poměrně malé, nepřesahovaly hodnotu 0,3 mg/l. (viz Tab. 8) Všechny zkoumané vzorky rybníků proto spadají podle normy ČSN 75 7221 do I. třídy jakosti vod.

Nejmenší množství **dusičnanů** bylo stanovené ve Vysokopeckém rybníku, který patří do kvality vod III. třídy. (viz Příloha 1) Ve zbylých dvou vzorcích rybníků byla překročena hodnota 13 mg/l, a proto rybníky náleží do kvality vody V. třídy. Největší koncentrace dusičnanů byla zjištěna u rybníku číslo 1. (viz Tab. 8)

Jednotlivé vzorky rybníků vykazovaly celkem vysoké hodnoty **dusitanů**. Množství dusitanů přesahovalo 0,05 mg/l, z tohoto důvodu přísluší veškeré zkoumané vzorky rybníků do V. třídy jakosti vod dle normy ČSN 75 7221.

V rybníce číslo 3 byla zjištěna nejmenší koncentrace **fosforečnanů** z vybraných třech vodních ploch. Rybník číslo 3 podle množství fosforečnanů obsažených ve vzorku spadá do II. třídy jakosti vod. (viz Příloha 1) Ve zbývajících vzorcích rybníků byla stanovena koncentrace fosforečnanů v rozmezí 0,15 – 0,16 mg/l. Rybníky číslo 1 a 2 patří do kvality vody III. třídy.

Vysokopecký rybník spadá do II. třídy jakosti vody, kvůli zvýšené koncentraci **kadmia** a **olova**. (viz Tab. 9) Ve zbylých vzorcích rybníků bylo zjištěno nepatrné množství **kadmia, chromu, olova, mědi a niklu**. (viz Tab. 9) Ostatní rybníky proto spadají do kvality vody I. třídy dle normy ČSN 75 7221.

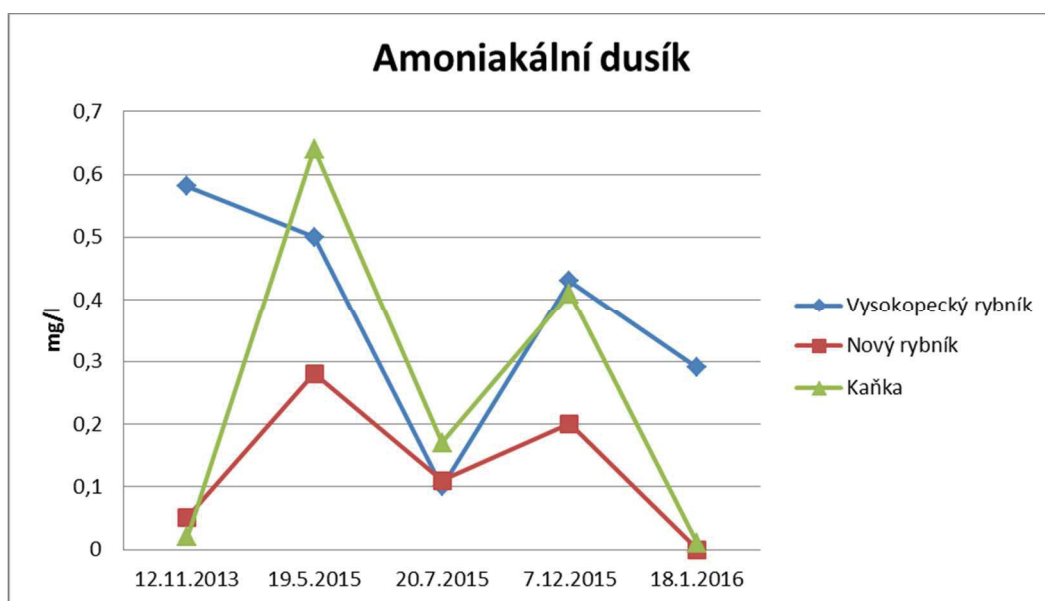
Zjištěné hodnoty pH byly obdobné a pohybují se v rozmezí 7,32 – 7,44. Všechny zkoumané rybníky mají tedy zásadité pH.

6 DISKUSE

Z výsledků je patrné, že kvalita sledovaných povrchových vod na Příbramsku se výrazně neliší. Příčina zvýšených koncentrací chemických sloučenin ve vodách je způsobena lidskou činností, zejména zemědělstvím.

Neznečištěné vody by neměly překročit množství 0,3 mg/l amoniakálního dusíku. Ve sledovaných rybnících byly zjištěny hodnoty, které jsou uvedeny pro srovnání v grafu 1. Nejnižší koncentrace při všech měření vykazoval rybník Novák. U zbývajících dvou vodních ploch vycházelo zvýšené množství amoniakálního dusíku v období jara a podzimu, kdy dochází k tání a zvýšenému výskytu srážek. (viz Graf 1) Vyšší hodnoty amoniakálního dusíku u rybníků číslo 1 a 3 jsou pravděpodobně způsobeny antropogenní činností, konkrétně splaškovými vodami a zemědělskou činností. Ze zjištěných koncentrací amoniakálního dusíku byla patrná mírná závislost na ročním období, ve kterém odběry probíhaly.

Graf 1: Koncentrace amoniakálního dusíku za sledované období

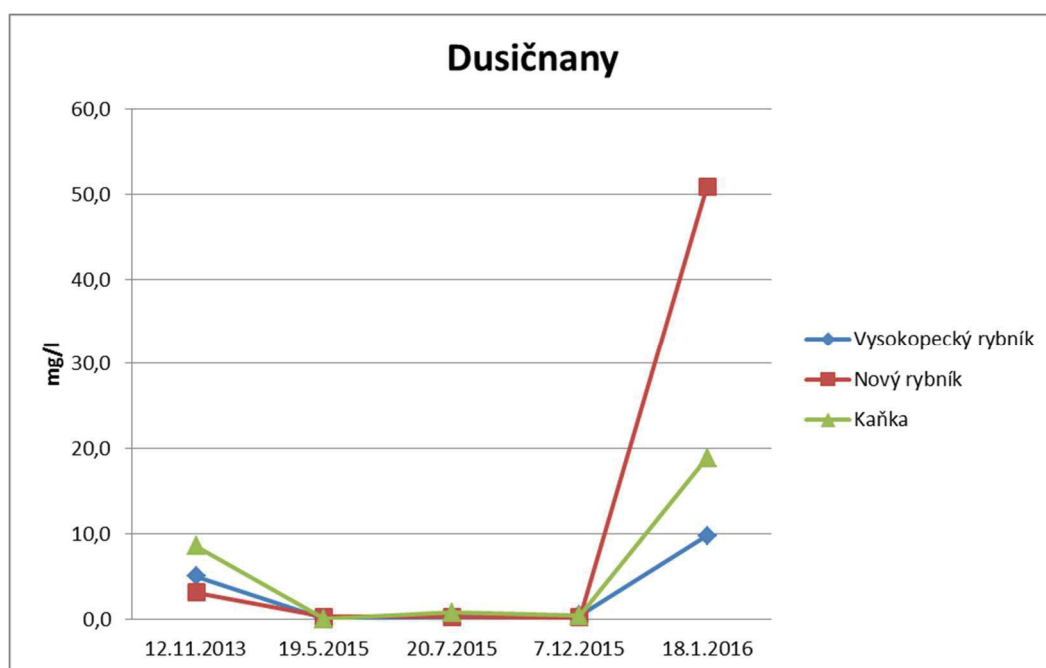


Zdroj: vlastní zpracování

Přijatelné hodnoty dusičnanů v neznečištěných vodách nesmí přesáhnout 3 mg/l. Všechny tři zkoumané rybníky dosáhly při jarním, letním a podzimním měření nízkých koncentrací dusičnanů. (viz Graf 2) Zimní měření prokázalo prudké zvýšení množství dusičnanů ve sledovaných rybnících. Období vegetačního klidu

prokazatelně ovlivňuje koncentrace dusičnanů v povrchových vodách. Podzimní období z roku 2013 má hodnoty vyšší oproti podzimu 2015, což bylo způsobeno podstatně chladnějším podzimem roku 2013. Ze stanovených hodnot jednotlivých měření byla potvrzena závislost výše koncentrace dusičnanů na ročním období. (viz Graf 2) Za obsahem dusičnanů ve vybraných rybnících patrně stojí zemědělská činnost v okolí sledovaných lokalit.

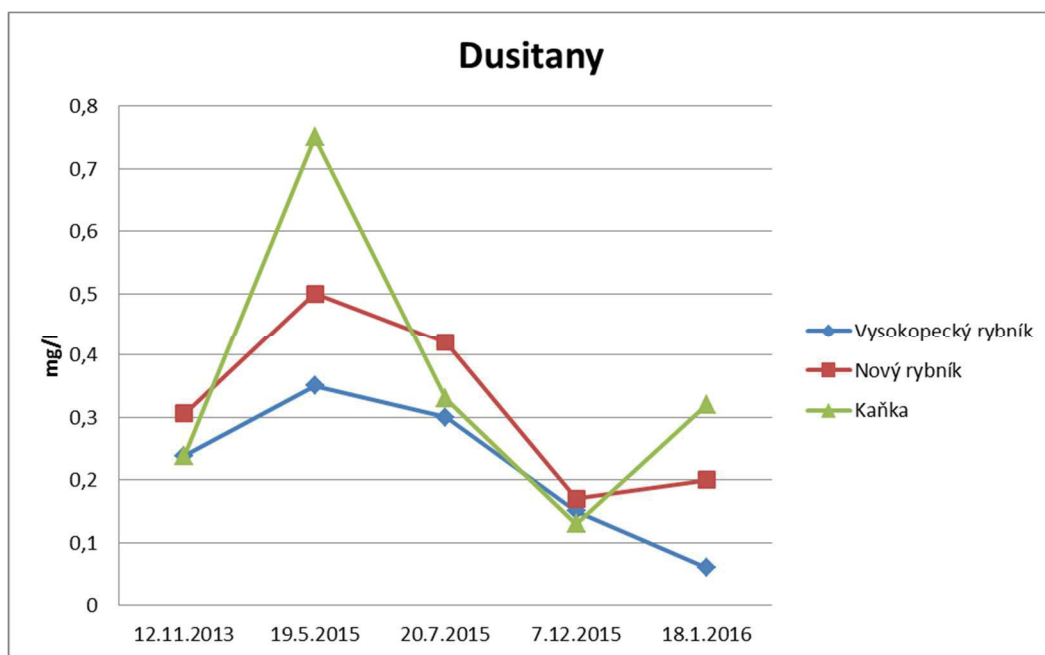
Graf 2: Koncentrace dusičnanů za sledované období



Zdroj: vlastní zpracování

Množství dusitanů v neznečištěných povrchových vodách by nemělo překročit hodnotu 0,002 mg/l. Koncentrace dusitanů ve všech sledovaných rybnících i období dosáhly V. třídy jakosti vod. (viz Graf 3) Vysoké množství dusitanů poukazuje na fekální znečištění všech zkoumaných vodních ploch. V případě dusitanů nebyla prokázána závislost na ročním období jednotlivých měření.

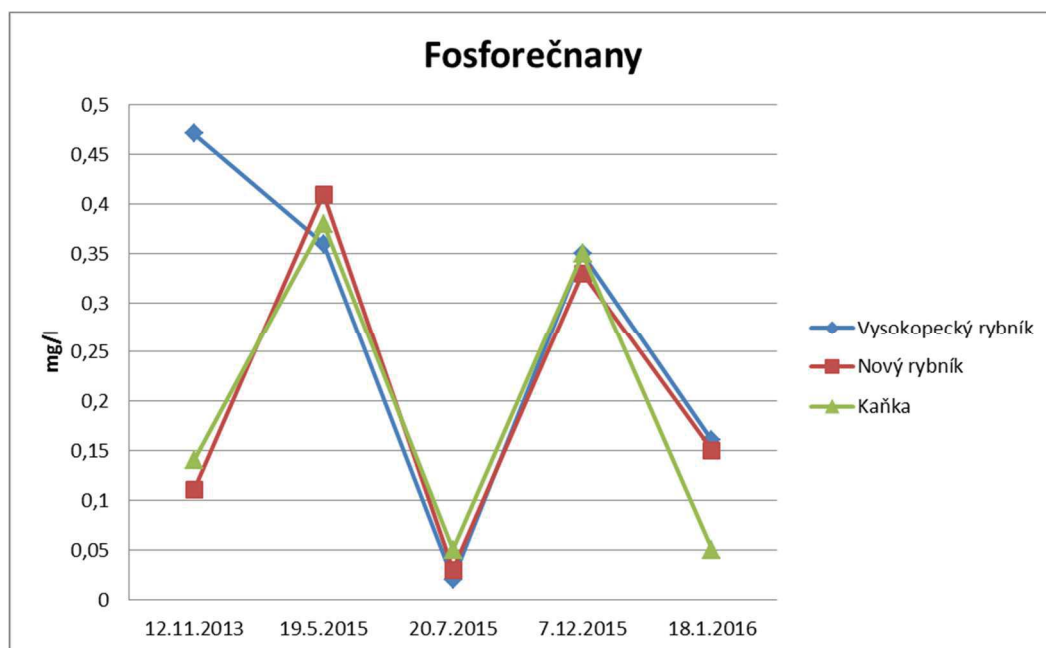
Graf 3: Koncentrace dusitanů za sledované období



Zdroj: vlastní zpracování

Neznečištěné povrchové vody by měly obsahovat množství fosforečnanů do hodnoty 0,05 mg/l. Nejhorší výsledky byly zjištěny u rybníku číslo 2. Rybníky číslo 1 a 3 vykazují také větší míru znečištění fosforečnany. Z grafu 4 je patrné, že k nárůstu koncentrací fosforečnanů ve sledovaných rybnících dochází na jaře a na podzim. Důvodem je zvýšené množství srážek a zemědělská činnost (hnojení). Fosforečnany se do povrchových vod dostávají smyvy z hnojených polí a splaškovými odpadními vodami. Ze stanovených hodnot koncentrací vyplývá závislost fosforečnanů na ročním období.

Graf 4: Koncentrace fosforečnanů za sledované období



Zdroj: vlastní zpracování

Obsah chromu, mědi a niklu nesmí u neznečištěných povrchových vod přesáhnout hodnotu 5 $\mu\text{g/l}$. U olova je stanovena maximální koncentrace 3 $\mu\text{g/l}$ a u kadmia je to 0,1 $\mu\text{g/l}$. Všechny zkoumané rybníky splňují dle normy ČSN 75 7221 hodnoty pro neznečištěné povrchové vody u všech jednotlivých kovů kromě Vysokopeckého rybníka, který při podzimním měření vykazoval zvýšené množství kadmia a v letním vzorku výrazně vysokou koncentraci olova. (viz Příloha 3 - 7) Vyšší hodnoty kadmia a olova u rybníku číslo 1 byly pravděpodobně způsobeny bezprostřední blízkostí historického rudného dolu Vojtěch. Ze zjištěných koncentrací jednotlivých kovů vyplývá, že roční období nijak neovlivňuje jejich výskyt v povrchové vodě.

7 ZÁVĚR

Diplomová práce s názvem „Vliv ročních období na znečištění vybraných vodních ploch na Příbramsku“ je zaměřena na zjištění kvality vody ve třech rybnících, které se nacházejí v okolí města Příbram, v závislosti na jednotlivých ročních obdobích.

Teoretická část podrobně zkoumá problematiku vod. Práce je zaměřena zejména na chemické složení povrchových vod. Prostřednictvím veškeré dostupné odborné literatury, vědeckých publikací a internetových zdrojů je strukturovaně zpracováno téma vody. V literární rešerši jsou charakterizovány jednotlivé druhy vod, jejich složení a vznik. Práce je orientována na chemické složení vody, především na anorganické látky v ní obsažené. Nezbytnou součástí diplomové práce je klasifikace vod podle normy ČSN 75 7221. Další důležitou částí práce jsou jednotlivé metody laboratorního měření. Poslední kapitulu literární rešerše tvoří antropogenní znečištění vod.

Praktická část vychází ze zpracování odebraných vzorků vod ze sledovaných rybníků za jednotlivá roční období. V diplomové práci bylo charakterizováno sledované území a jednotlivé zkoumané vodní plochy. V části metodika je popsán způsob odběru vzorků, jejich analýza a následné zpracování a vyhodnocení získaných hodnot. Pro vyhodnocení výsledků byla použita norma ČSN 75 7221.

Cílem diplomové práce bylo vyhodnotit veškeré přístupné odborné informace k tématu vliv ročního období na kvalitu povrchových vod. Výsledky laboratorní analýzy byly použity k vyhodnocení jednotlivých sledovaných rybníků v různém ročním období. Dostupné teoretické zdroje byly využity k posouzení všech zkoumaných rybníků. Sledovány byly hodnoty amoniakálního dusíku, dusitanů, dusičnanů, fosforečnanů, chromu, olova, kadmia, mědi a niklu v ročních obdobích jaro, léto, podzim a zima. Z výsledků vyplývá, že rybníky jsou znečištěny antropogenní činností, konkrétně splaškovými vodami a zemědělskou činností. Vliv ročního období na znečištění povrchových vod byl dle analýzy prokázán u fosforečnanů, dusičnanů a v menší míře i u amoniakálního dusíku. Výjimku tvoří kovy, kde zvýšená hodnota kadmia a olova nesouvisí s ročním obdobím ale s blízkostí historického rudného dolu Vojtěch. Z celkového zhodnocení výsledků je patrné srovnatelné znečištění sledovaných rybníků ve všech zkoumaných hodnotách.

Jednotlivé koncentrace sledovaných ukazatelů se v rámci ročních období vyvíjely obdobně. Jedinou výjimku tvoří Vysokopecký rybník, který vykazuje nestandardně vysokou koncentraci olova.

Jednou z možností jak snížit znečištění vod rybníků je jejich pravidelné čištění od nánosů usazenin. K zásadnímu vylepšení kvality povrchových vod by byla zapotřebí komplexní a dlouhodobá opatření vedoucí k ochraně povrchových vod. Příkladem řešení mohou být připojení domácností k Příbramské kanalizační síti a čistírně odpadních vod, dále pak šetrnější způsob hnojení zemědělské půdy.

V diplomové práci bylo poukázáno na současný stav znečištění sledovaných povrchových vod v Příbrami a okolí. Její výsledky upozorňují na to, že je nezbytné pokračovat v prosazování zvýšené ochrany povrchových vod a následných opatření k jejímu zlepšení.

8 ZDROJE

1. AGARWAL, S. K., *Water pollution*, New Delhi: A.P.H. Pub. Corp., 2005. 395 s. ISBN 978-817-6488-327.
2. BLAŽEK, Vladimír, *Voda v České republice*, Praha: Consult, 2006, 257 s. ISBN 80-903-4821-1.
3. BINDZAR, Jan et al., *Základy úpravy a čištění vod*, Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2009. 251 s. ISBN 978-80-7080-729-3.
4. CENIA, *Kvalita povrchových vod v České republice a její vývoj* [online], 2012. [cit. 2016-12-01]. Dostupné z: [http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/\\$pid/MZPMSFT33PSN](http://www.cenia.cz/web/www/cenia-akt-tema.nsf/$pid/MZPMSFT33PSN).
5. ČERMÁK, Jan. *Voda a průmysl*. Vyd. 1. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 2014, 83 s. ISBN 978-80-7414-879-8.
6. EUTROFIZACE A ZDRAVÍ, Praha: Státní zdravotní ústav v nakl. Fortuna, 2002, 28 s. Místní orgány státní správy, životního prostředí a zdraví. ISBN 80-7071-229-5.
7. FERRANTE, M., *Health effects of metals and related substances in drinking water*. London: IWA Publishing, 2014. Metals and related substances in drinking water series. ISBN 9781780405988.
8. CHAPRA Steven C., *Surface water-quality modeling*. Reissued. Long Grove, Ill: Waveland Press, 2008. ISBN 9781577666059.
9. CHIN, David A., *Water-quality engineering in natural systems: fate and transport processes in the water environment*. 2nd ed. Hoboken, N.J.: Wiley, 2013. ISBN 9781118078600.
10. HARTMAN, P., PŘIKRYL, I., ŠTĚDRONSKÝ, E., *Hydrobiologie*, Praha: Informatorium, 1998. 335 s. ISBN 80-86073-27-0.

11. HORÁKOVÁ, M., LISCHKE, P., GRÜNWARD, A., *Chemické a fyzikální metody analýzy vod*, Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1986. 392 s. Typové číslo L16-C3-IV-31f/68122.
12. HOVORKA, František, *Technologie chemických látek*, Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2005. 252 s. ISBN 80-708-0588-9.
13. HRÁDEK, F., KUKUŘÍK, P., *Hydrologie*, Praha: Vydavatelství ČZU, 2004. 280 s. ISBN 80-213-0950-4.
14. JI, Zhen-Gang, *Hydrodynamics and water quality: modeling rivers, lakes, and estuaries*. Hoboken, N.J.: Wiley-Interscience, 2008.
15. KALAVSKÁ, D., HOLOUBEK, I., *Analýza vôd*, Bratislava: Vydavatelství Alfa, 1989. 264 s. ISBN 80-050-0065-0.
16. KRAJSKÁ HYGIENICKÁ STANICE [online]. 2009. vyd. [cit. 2016-15-01]. Dostupné z: <http://khsstc.cz/koupaliste.aspx?id=193&=10>.
17. KROFTA, Jiří, *Návody pro laboratorní cvičení z analytické chemie II. 5. přeprac. a rozš. vyd.* Praha: Vydavatelství VŠCHT, 1997, 1 svazek v různém stránkování. ISBN 80-7080-301-0.
18. KRÍŽENECKÁ, Sylvie, SYNEK V., *Základy analytické chemie*. Vyd. 1. Ústí nad Labem: Univerzita J.E. Purkyně v Ústí nad Labem, Fakulta životního prostředí, 2014, 143 s. ISBN 978-80-7414-804-0.
19. KVÍTEK, Tomáš, *Zatrávňování orné půdy s vysokým rizikem infiltrace – opatření pro cílené snižování koncentrací dusičnanů ve vodách*, Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 2007. 110 s. ISBN 978-80-254-0972-5.
20. LANGHAMMER, Jakub: *Kvalita povrchových vod a jejich ochrana* [online], Praha, Univerzita Karlova v Praze, 2009. [cit. 2016-22-01]. Dostupné z: http://web.natur.cuni.cz/~langhamr/lectures/wq/skripta/skriptaWQ_2009_web.pdf.
21. LELLÁK, Jan, *Hydrobiologie.*, Praha: Vydavatelství Univerzita Karlova, 1992, 257 s. ISBN 80-706-6530-0.

22. MÍSTOPIS [online]. 2008. vyd. [cit. 2016-20-02]. Dostupné z: http://www.mistopis.eu/mistopiscr/podbrdsko/pribramsko/vysokopecky_rybnik/vysokopecky.htm.
23. Národní geoportál INSPIRE [online]. 2010-2015. vyd. [cit. 2016-21-02]. Dostupné z: <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map/>.
24. NORMA ČSN 75 7221 – Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod, Český normalizační institut, 1998.
25. PITTER, Pavel, *Hydrochemie*, Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1990. 565 s. ISBN 80-03-00525-6.
26. PROVAZNÍK, Kamil (ed.). *Eutrofizace a zdraví*, Praha: Fortuna, 2004. Místní orgány samosprávy, zdraví a životního prostředí. ISBN 80-7071-229-5.
27. PŘÍBRAM [online]. 2016. vyd. [cit. 2016-15-02]. Dostupné z: <http://pribram.eu/zivot-ve-meste/zivotni-prostredi/prirodni-podminky-pribrami.html>.
28. RATNAYAKA, Don D. BRANDT M. J., JOHNSON K. M., *Twort's water supply*. 6th ed. Oxford: Butterworth-Heinemann, 2009. ISBN 978-0-7506-6843-9.
29. ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, Jana, *Encyklopedie hydrobiologie*, Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2006. 1 CD-ROM, ISBN 978-80-7080-634-0.
30. ŘÍHOVÁ AMBROŽOVÁ, Jana, *Mikrobiologie v technologii vod*, Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2008. 252 s. ISBN 978-80-7080-676-0.
31. SHARMA, Dr. B. K., *Watter pollution*, India, Meerut, 1994. ISBN 81-8283-013-3.
32. SHARMA Sanjay K., *Heavy metals in water: presence, removal and safety*. S.l.: Royal Soc Of Chemistry, 2014. ISBN 978-1-84973-885-9.
33. SYNÁČKOVÁ, Marcela, *Čistota vod*, Praha: Vydavatelství ČVUT, 1996. 208 s. ISBN 80-01-01083-X.

34. TEBBUTT, T., *Principles of water quality control*. 5th ed. Boston, MA: ButterWorth-Heinemann, 1998.
35. TESAŘÍK, Igor, *Vodárenství*, Praha: SNTL – Nakladatelství technické literatury, 1985. 487 s. Typové číslo L17-E1-1V-31f/72182.
36. UNIVERZITA PALACKÉHO V OLOMOUCI, *Stanovení obsahu sloučenin dusíku ve vodách* [online], 2011. [cit. 2016-15-02]. Dostupné z: http://hydrobiologie.upol.cz/uploads/files/03_metody_stanoveni_obsahu_%20dusiku.pdf.
37. VACH, M., KUBÍNOVÁ, P., *Cvičení z environmentální chemie I.*, Praha: Vydavatelství ČZU, 2008. 43 s. ISBN 978-80-213-1761-1.

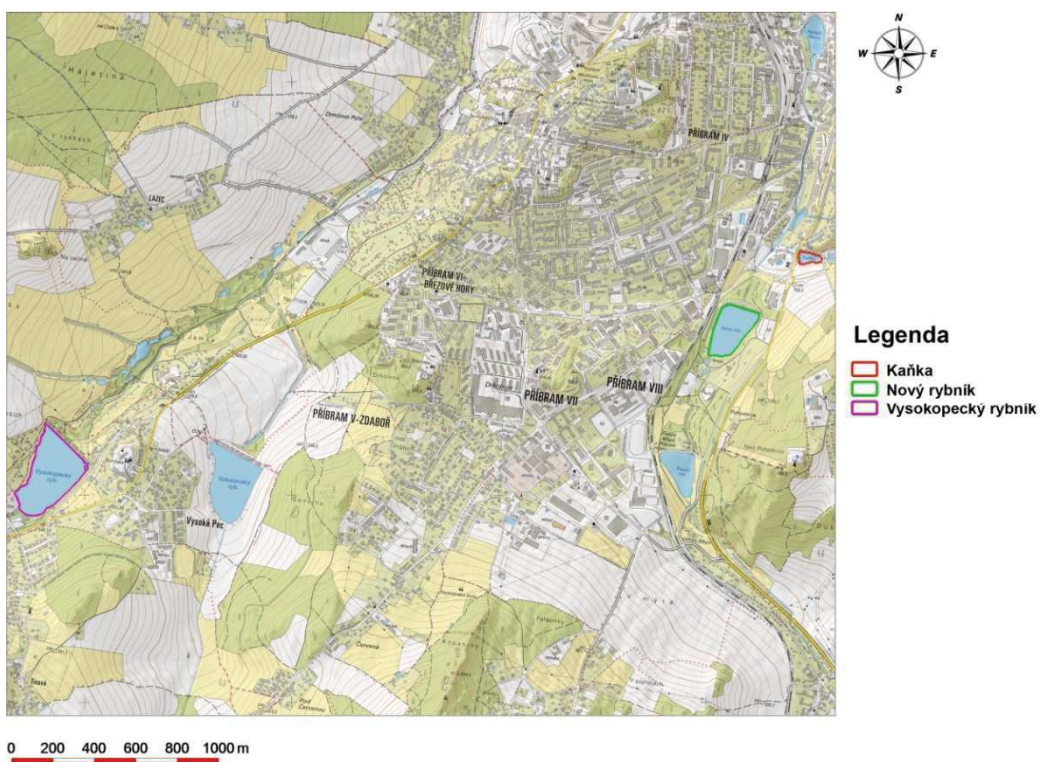
9 PŘÍLOHY

Příloha 1: Mezní hodnoty vybraných ukazatelů tříd jakosti vody podle ČSN 75 7221

Ukazatel	Jednotky	Třída				
		I.	II.	III.	IV.	V.
Amoniakální dusík	mg/l	< 0,3	< 0,7	< 2	< 4	> 4
Dusitanový dusík	mg/l	< 0,002	< 0,005	< 0,02	< 0,05	> 0,05
Dusičnanový dusík	mg/l	< 3	< 6	< 10	< 13	> 13
Veškerý fosfor	mg/l	< 0,05	< 0,15	< 0,4	< 1	> 1
Chrom	µg/l	< 5	< 20	< 50	< 100	> 100
Olovo	µg/l	< 3	< 8	< 15	< 30	> 30
Kadmium	µg/l	< 0,1	< 0,5	< 1	< 2	> 2
Měď	µg/l	< 5	< 20	< 50	< 100	> 100
Nikl	µg/l	< 5	< 20	< 50	< 100	> 100

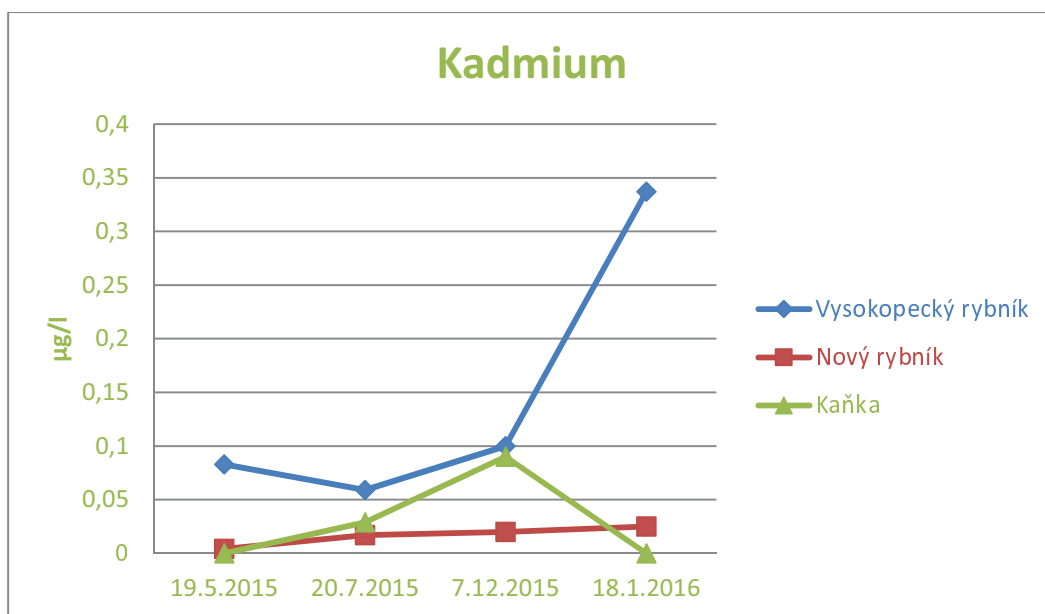
Zdroj: ČSN 75 7221 Jakost vod – Klasifikace jakosti povrchových vod

Příloha 2: Mapa sledovaných rybníků



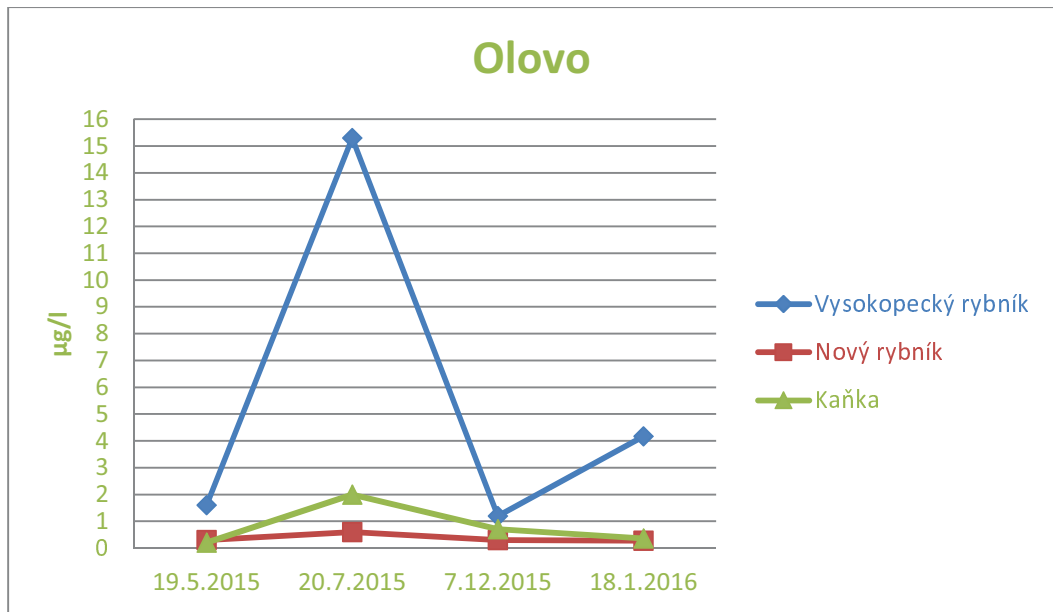
Zdroj: Národní geoportál INSPIRE, 2010 - 2015

Příloha 3: Koncentrace kadmia za sledované období



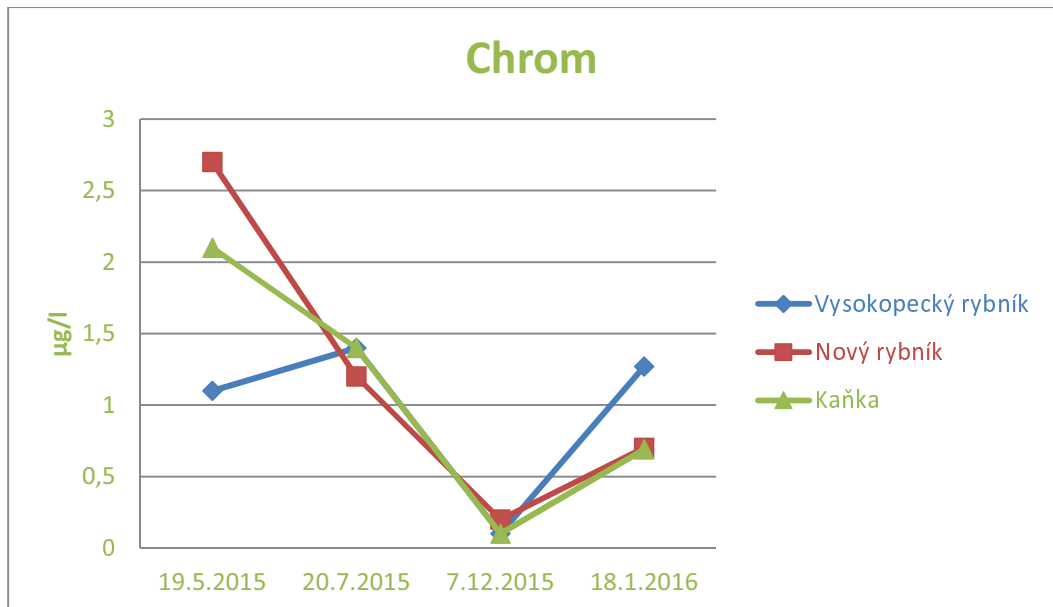
Zdroj: vlastní zpracování

Příloha 4: Koncentrace olova za sledované období



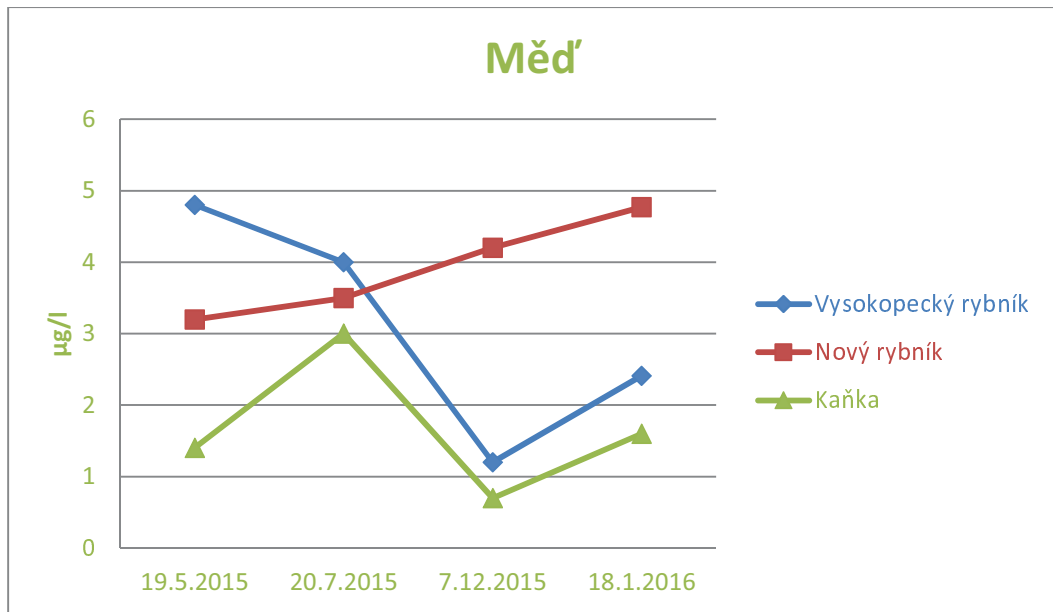
Zdroj: vlastní zpracování

Příloha 5: Koncentrace chromu za sledované období



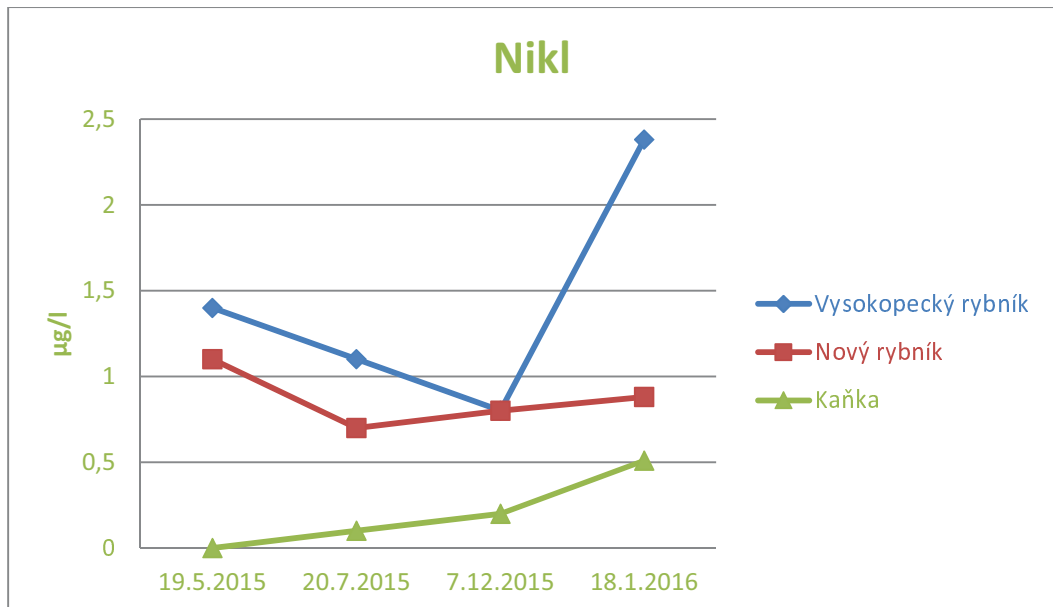
Zdroj: vlastní zpracování

Příloha 6: Koncentrace mědi za sledované období



Zdroj: vlastní zpracování

Příloha 7: Koncentrace niklu za sledované období



Zdroj: vlastní zpracování