

**MENDELOVA UNIVERZITA V BRNĚ  
AGRONOMICKÁ FAKULTA**

**BAKALÁŘSKÁ PRÁCE**

**BRNO 2017**

**DAVID KUNZE**

**Mendelova univerzita v Brně**  
**Agronomická fakulta**  
Ústav zoologie, rybářství, hydrobiologie a včelařství

---



**Eutrofizace povrchových vod**  
Bakalářská práce

*Vedoucí práce:*  
doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.

*Vypracoval:*  
David Kunze

---

Brno 2017

# ZADÁNÍ BAKALÁŘSKÉ PRÁCE

Zpracovatel : **David Kunze**  
Studijní program: Zemědělská specializace  
Obor: Agroekologie  
Název tématu: **Eutrofizace povrchových vod**  
Rozsah práce: 40-50 stran

## Zásady pro vypracování:

1. Hlavní příčinou antropogenní eutrofizace povrchových vod je intenzivní využívání sloučenin fosforu (např. čisticí prostředky), zemědělská výroba spojená s hnojením a zvýšená produkce odpadních vod. Bakalářská práce by měla zhodnotit současný stav v eutrofizaci povrchových vod v ČR.
2. Pro hodnocení úrovně eutrofizace povrchových vod jsou výchozími informacemi údaje o koncentraci celkového fosforu, dusíku a chlorofylu-a ve vodě. Bude vypracována literární rešerše o vývoji eutrofizace vod.
3. S rostoucí eutrofizací vod sílí i úsilí o nalezení účinných metod k jejímu omezení. Budou popsány metody používané k omezení projevů eutrofizace vod. Blíže budou charakterizovány ty postupy, které jsou využívány v podmínkách ČR.
4. Získaná literární data o trofických poměrech povrchových vod v ČR budou porovnány s legislativními požadavky na kvalitu vod.

Seznam odborné literatury:

1. ADÁMEK, Z. – HELEŠIC, J. – MARŠÁLEK ET AL, B. *Aplikovaná hydrobiologie*. České Budějovice: Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod., 2010. 350 s. ISBN 978-80-87437-09-4.
2. KUBÍČEK, F. – LELÁK, J. *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova, 1991. 256 s. ISBN 80-7066-530-0.
3. *Eutrofizace 2000 : sborník semináře, Praha 10.10.2000*. 1. vyd. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 2000. 58 s. ISBN 80-7080-396-7.
4. PECHAR, L. (2015): Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství* 65(7): 1–6
5. ŠTĚPÁNEK, M. (1974): *Problémy eutrofizace v praxi*. Avicenum Praha 231 s.

Datum zadání bakalářské práce: listopad 2015

Termín odevzdání bakalářské práce: duben 2017



**David Kunze**  
Autor práce

  
**doc. Ing. Josef Suchomel, Ph.D.**  
Vedoucí ústavu

  
**doc. Ing. Radovan Kopp, Ph.D.**  
Vedoucí práce

  
**doc. Ing. Pavel Ryant, Ph.D.**  
Děkan AF MENDELU

## Čestné prohlášení

Prohlašuji, že jsem práci: Eutrofizace povrchových vod vypracoval/a samostatně a veškeré použité prameny a informace uvádím v seznamu použité literatury. Souhlasím, aby moje práce byla zveřejněna v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb., o vysokých školách a o změně a doplnění dalších zákonů (zákon o vysokých školách), ve znění pozdějších předpisů, a v souladu s platnou Směrnicí o zveřejňování vysokoškolských závěrečných prací.

Jsem si vědom/a, že se na moji práci vztahuje zákon č. 121/2000 Sb., autorský zákon, a že Mendelova univerzita v Brně má právo na uzavření licenční smlouvy a užití této práce jako školního díla podle § 60 odst. 1 autorského zákona.

Dále se zavazuji, že před sepsáním licenční smlouvy o využití díla jinou osobou (subjektem) si vyžádám písemné stanovisko univerzity, že předmětná licenční smlouva není v rozporu s oprávněnými zájmy univerzity, a zavazuji se uhradit případný příspěvek na úhradu nákladů spojených se vznikem díla, a to až do jejich skutečné výše

V Brně dne:.....

.....

podpis

## **PODĚKOVÁNÍ**

Chtěl bych poděkovat doc. Ing. Radovanu Koppovi, Ph.D. za odborné konzultace, připomínky, podněty a trpělivost během zpracování této bakalářské práce. Dále bych chtěl poděkovat především Mgr. Dušanu Kosourovi, a také dalším pracovníkům z PMo s.p. za jejich ochotu při vysvětlování problematiky eutrofizace a poskytnuté podklady týkající se Brněnské přehrady. Mé poděkování patří také Ing. Jitce Vejvodové z ČHMÚ a Mgr. Haně Černé z VÚV TGM, v.v.i. za poskytnuté materiály. Bakalářská práce byla zpracována za podpory projektu OP VaVpI CZ.1.05/4.1.00/04.0135 „Výukové a výzkumné kapacity pro biotechnologické obory a rozšíření infrastruktury“.

## **ABSTRAKT**

Tato bakalářská práce se zabývá eutrofizací povrchových vod. Lidé razantně zvyšují trofii vodních ekosystémů. Pozornost je zaměřena především na fosfor, jakožto stěžejní živiny pro nadměrný rozvoj fytoplanktonu, zejména sinic. Hlavním zdrojem fosforu jsou odpadní vody. Z tohoto důvodu musí čistírny odpadních vod používat nejlepší dostupné techniky na odstraňování fosforu. Fosfor bude nedostatkovou surovinou. Autor popisuje možnosti recyklace fosforu. Jsou zmíněna opatření na omezení eutrofizace, včetně realizovaných projektů. Uvedeny jsou také zdroje dusíku a možnosti jeho odstraňování. Vývoj eutrofizace v ČR udávají naměřené koncentrace základních ukazatelů v reprezentativních profilech povodí. V závěru této práce jsou hodnoty těchto ukazatelů porovnány s limity současné legislativy.

**Klíčová slova:** eutrofizace, fosfor, odpadní vody, trofie, sinice, vodní květ

## **ABSTRACT**

This bachelor thesis deals with eutrophication of surface waters. People dramatically increase trophic conditions of water ecosystems. Attention is focused on phosphorus as a crucial nutrient for excessive growth of phytoplankton, especially cyanobacteria. Wastewaters are the main source of phosphorus. For this reason, wastewater treatment plants must use the best available techniques to eliminate phosphorus. Phosphorus will be a scarce resource. Author describes the possibilities for recycling of phosphorus. Measures to reduce eutrophication, including completed projects, are also mentioned.

Nitrogen sources and the possibility of its removal, are discussed too. Measured concentrations of the basic indicators in representative profiles of river basins show the development of eutrophication in the Czech Republic. Finally, values of these indicators are compared with the limits set by current legislation.

**Keywords:** eutrophication, phosphorus, wastewaters, trophic conditions, cyanobacteria, water bloom

1 ÚVOD .....	10
2 CÍLE PRÁCE .....	11
3 LITERÁRNÍ PŘEHLED .....	11
3.1 Vymezení pojmu eutrofizace .....	11
3.1.1 Eutrofizace přirozená .....	11
3.1.2 Eutrofizace antropogenní .....	11
3.1.3 Vývoj formulace eutrofizace ve světě .....	12
3.2 Klíčové podmínky pro nadměrný rozvoj primární produkce .....	13
3.3 Dopady eutrofizace na ekologii vodního prostředí .....	13
3.3.1 Tvorba vodního květu a vegetačního zbarvení (zákalu) .....	13
3.3.1.1 <i>Problematické sinice</i> .....	15
3.3.2 Změny v ekosystému jezera .....	16
3.3.3 Změny v rybničním ekosystému .....	16
3.4 Fosfor jako základní živina eutrofizace sladkovodních ekosystémů .....	18
3.4.1 Koloběh fosforu na Zemi .....	18
3.4.2 Formy fosforu a způsoby jejich stanovení .....	18
3.4.3 Biologická využitelnost fosforu obsaženého v sedimentu .....	19
3.4.3.1 <i>Vazební partneři fosforu</i> .....	20
3.5 Hlavní zdroje živin antropogenní eutrofizace povrchových vod .....	20
3.5.1 Bodové (místní) zdroje znečištění .....	21
3.5.1.1 <i>Městské (splaškové) odpadní vody</i> .....	21
3.5.1.2 <i>Průmyslové odpadní vody</i> .....	22
3.5.1.3 <i>Vývoj produkce odpadních vod</i> .....	22
3.5.2 Plošné zdroje znečištění .....	24
3.6 Posouzení eutrofizačního potenciálu zdrojů znečišťování v ČR .....	24
3.6.1 Odpadní vody .....	24
3.6.2 Eroze .....	26
3.6.3 Rybníky .....	27
3.6.4 Ostatní zdroje znečišťování .....	29
3.6.5 Porovnání situace před a po roce 1989 .....	30
3.7 Požadavky a nedostatky současné legislativy .....	31
3.7.1 Dobrý stav vod podle EU .....	31
3.7.2 Současná neefektivita právních předpisů .....	32
3.7.2.1 <i>Následky mírné legislativy</i> .....	33
3.7.2.2 <i>Možná náprava legislativních nedostatků ČR</i> .....	34
3.8 Opatření na omezení eutrofizace a jejich následků .....	35
3.8.1 Čištění odpadních vod .....	36
3.8.1.1 <i>Odstraňování dusíku</i> .....	37
3.8.1.2 <i>Odstraňování fosforu</i> .....	38
3.8.2 Současné možnosti recyklace fosforu .....	41
3.8.2.1 <i>Recyklace fosforu do formy struvitu</i> .....	41
3.8.2.2 <i>Recyklace fosforu z čistírenských kalů</i> .....	43
3.8.2.3 <i>Budoucnost recyklace fosforu</i> .....	43
3.8.3 Protierozní ochrana půdy .....	44
3.8.4 Mechanické ošetření sedimentů .....	45
3.8.4.1 <i>Těžba sedimentů</i> .....	46
3.8.4.2 <i>Překrývání sedimentů</i> .....	48
3.8.5 Biomanipulace .....	48
3.8.5.1 <i>Rybník Rod</i> .....	49
3.8.5.2 <i>Bolevecký rybník</i> .....	50
3.8.5.3 <i>Vodárenská nádrž Hamry</i> .....	50
3.8.6 Příklad kombinace nápravných opatření na Brněnské přehradě .....	51
3.9 Stav povrchových vod ČR dle současných legislativních požadavků .....	53
3.9.1 Klasifikace dle ČSN 75 7221 .....	54
3.9.1.1 <i>Hodnocení dvouletí 2014-2015</i> .....	56
3.9.2 Hodnocení dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb. .....	57
3.9.2.1 <i>Hodnocení období 2014-2015</i> .....	57
3.9.2.2 <i>Zhodnocení vývoje eutrofizace od 90 let</i> .....	58
3.9.2.3 <i>Zhodnocení eutrofizace před a po roce 1989</i> .....	59



4 ZÁVĚR.....	60
SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ.....	61
SEZNAM OBRÁZKŮ.....	73
SEZNAM TABULEK.....	73
SEZNAM PŘÍLOH.....	73
PŘÍLOHY.....	74
SEZNAM ZKRATEK.....	80

# 1 ÚVOD

Eutrofizace je proces obohacování vodního prostředí o nutrienty (živiny), zejména o dusík a fosfor. Je vyvolaný jednak přírodou, ale zejména lidskou činností. Důsledkem je zvýšená trofie (úživnost) povrchových vod. Zvyšování úživnosti vede k řadě významných změn ve vodním ekosystému. [1] Příмым důsledkem obohacování povrchových vod o živiny je často zvyšování biologické produkce a nežádoucí zarůstání vodní plochy. Kromě vysokých koncentrací dusičnanů, je zhoršení a znehodnocení kvality vody následkem především nadměrného výskytu bakterií, řas, sinic a živočichů. Tento masový rozvoj biomasy negativně ovlivňuje svojí biologickou činností kvalitu vody. Nejvíce problematický je výskyt sinic, které produkují nebezpečné cyanotoxiny. Takto ovlivněná voda má zhoršenou jakost pro pitné účely a rekreaci. Následná náprava je časově i finančně náročná. [2]

Eutrofizace poškozují rovnovážný stav vodních ekosystémů a je nebezpečná pro zdraví zvířat i lidí. Tento problém se týká zejména kontinentálních vod, kde klíčovým faktorem rozvoje primární produkce jsou sloučeniny fosforu. Nevyhýbá se, ale i mořským vodám, ve kterých jsou hlavním zdrojem eutrofizace sloučeniny dusíku. [3]

V ČR je proces eutrofizace spjatý hlavně s nadbytkem rozpuštěných forem fosforu v letním slunečném a teplém období, jež je obzvláště vhodné pro rozvoj řas a sinic. Eutrofizace není u široké veřejnosti spojována natolik s fosforem, jako s biologickým oživením vody, které je zvláště nežádoucí ve vodních nádržích, ve kterých se vytváří tzv. vegetační zbarvení, nebo vodní květ. Toto vegetační bujení způsobuje hygienickou závadnost vody a komplikace v provozu a údržbě technických zařízení na úpravu vody. [4] [5] Úhyn takto rozvinutého fytoplanktonu způsobí značné organické znečištění vody, které výrazně sníží koncentrace kyslíku ve vodě, což může vést k úmrtí ryb. [6]

## **2 CÍLE PRÁCE**

V této práci bude formou literární rešerše shrnuta problematika eutrofizace povrchových vod v ČR. Budou vysvětleny její příčiny, a také následky eutrofizace na vodní ekosystémy. Bude porovnán význam jednotlivých zdrojů znečišťování. Dále se charakterizují možnosti eliminace, nebo omezení následků eutrofizace, popřípadě jí samotné. V návaznosti na to budou zmíněny realizované projekty. V rámci této práce se na základě dostupných dat popíše zhoršení, či zlepšení situace za několik uplynulých desetiletí. V souvislosti s eutrofizací bude nakonec řešena legislativa, a to jak její nedostatky, tak i úspěšnost v jejím naplňování.

## **3 LITERÁRNÍ PŘEHLED**

### **3.1 Vymezení pojmu eutrofizace**

Proces eutrofizace povrchových vod probíhá přirozeným způsobem. Toto obohacování vod o živiny se v důsledku lidské činnosti velmi zintenzivnilo a přesáhlo únosnou mez. V posledních desetiletích způsobuje eutrofizace vyvolaná člověkem řadu negativních dopadů na vodní prostředí, jejichž náprava je komplikovaná. Rozlišujeme tedy eutrofizaci přírodní (přirozenou) a antropogenní (antropická, indukovaná, kulturní). [7]

#### **3.1.1 Eutrofizace přirozená**

Tento proces má za následek uvolňování fosforu a dusíku z půdy, půdního podloží, usazenin v tocích a nádržích, či rozkládajících se vodních organismů. [1]

Přirozená eutrofizace je proces podepisující se zejména na oligotrofních jezerech, který vede ke zvýšení stupně trofie. Mluvíme o tzv. zrání nádrží, které s postupem času nabírá na intenzitě. [2]

#### **3.1.2 Eutrofizace antropogenní**

Moderní lidská společnost se výrazně podílí na obohacování vod živinami. Toto znečišťování vod sloučeninami dusíku a převážně fosforu následkem činností člověka označujeme jako antropogenní eutrofizace.

Povrchovým vodám poskytují dávky fosforu a dusíku splachy, eroze a extrakce živin z intenzivně hnojené zemědělské půdy. Významnějším zdrojem jsou komunální a průmyslové odpadní vody tvořené z velké části biologicky rozložitelnými látkami, léky, detergenty aj. Další zásobu živin můžeme najít v intenzivních kaprochachních chovech, z nichž jsou do vodních toků vlivem dokrmování, rybích exkrementů, či hnojení rybníků transportovány nespotebované živiny, eventuálně dochází k jejich sedimentaci. Původcem dusíku ve vodách může být i atmosférická depozice zplodin z dopravy, či masového chovu dobytka. [3] [8]

### 3.1.3 Vývoj formulace eutrofizace ve světě

Vytvořit přesný a jednoznačný termín pro znečišťování vod živinami, který by přijaly jednotně všechny státy i jejich vědecká komunita, byl od samého počátku problém. Eutrofizace byla a je spojována se slovem trofie (úživnost vody). To je užíváno v limnologii od dvacátých let 20. století. Je třeba zdůraznit, že pojmem eutrofizace je myšlen proces obohacování vod o živiny, kdežto trofie již vyjadřuje výsledný stav úživnosti vody. Ve světové odborné terminologii se používá k zpřesnění procesu název trofizace + předložka vystihující stupeň obohacování živinami (např. eu, hyper, oligo). Pro lepší pochopení pojmu eutrofizace neobornou veřejností, se užívá termín „nutrient pollution“ = znečištění živinami, tedy proces znečišťování recipientů živinami.

Vyspělé státy začínají vnímat nutnost řešení znehodnocování povrchových vod již v roce 1966, kdy se na pařížské konferenci řešila problematika eutrofizace toků. Na základě tohoto jednání vznikla v roce 1971 studie R.A. Vollenweidera „Les Bases scientifiques de l'eutrophisation des lacs et eaux courantes sous l'aspect particulier du phosphore et de l'azote comme facteurs d'eutrophisation“. Avšak, už dvě desetítky let před tímto datem byl problém eutrofizace řešen v užších vědeckých kruzích. Slovo eutrofizace vystihovalo nejčastěji proces změny oligotrofních jezer a řek, které se v důsledku znečišťování živinami začaly negativně měnit. Zde je použití tohoto výrazu na místě. Problém v současnosti nastává, když se mluví o eutrofizaci u tak znečištěného vodního útvaru, který by měl být již označován za hypertrofní. Jeho stav je tak nadhodnocován. [9]

Termín eutrofizace je v dnešní době spojován především v souvislosti s udržení ekologické kvality vody. Některé mezinárodní smlouvy a právní akty Evropské unie spojují eutrofizaci s negativními dopady na vodní ekosystémy a využívání vod v požadované kvalitě v důsledku nadměrné přítomnosti živin ve vodním prostředí a to konkrétně sloučenin dusíku a fosforu. [3]

## 3.2 Klíčové podmínky pro nadměrný rozvoj primární produkce

Zvýšená dostupnost živin je hlavní podmínkou pro mohutný rozvoj fytoplanktonu, nikoli však jedinou. Pro naplnění trofického potenciálu je zapotřebí synchronního působení několika faktorů. Z těch podstatnějších můžeme jmenovat např. zdržení a oteplení vody, změna výšky vodního sloupce a vztahů v biocenóze. Tento souběh podmínek, poté umožňuje nevídaný rozvoj biomasy. Při eutrofizaci nebo hypertrofizaci, nemusí vždy docházet k nežádoucímu rozvoji fytoplanktonu (zpravidla tvorba vodního květu, či vegetačního zákalu), poněvadž nabízené živiny mohou být zakomponovány do rozsáhlé biocenózy fyto-bentosu, případně makrofyt. [9] Podstatný vliv má v ČR také sezónnost. K minimálnímu rozvoji biomasy dochází v zimním období. Maximálního růstu je dosaženo koncem jara a začátkem léta. Zpravidla koncem srpna a počátkem září nastává pokles objemu fytoplanktonu. Od října do března jsou hodnoty nejnižší.

Pro rozvoj biomasy musí být splněn i stechiometrický poměr  $C : N : P = 106 : 16 : 1$ . Masový rozvoj sinic a řas je limitován prvkem, který nedosáhne požadované minimální koncentrace (Liebigův zákon minima). Z tohoto poměru je kritická hodnota 16. V případě, že je molární poměr celkového dusíku k celkovému fosforu  $N : P < 16$ , je limitující prvek dusík, pokud je větší než 16, je nedostatkovým prvkem fosfor. Na většině vodních útvarů v ČR je poměr  $N : P > 16$  z toho vyplývá, že limitující živinou je fosfor. Na vznik 100 mg biomasy fytoplanktonu je nutné dodat 1 mg fosforu. [3] Některé zdroje uvádí, že pro rychlý nárůst sinic je dostatečnou koncentrací 10  $\mu\text{g}$  fosforu na litr vody. [10] Pokus provedený Schindlerem a jeho týmem na křišťálově čistém jezeře v Ontariu ve státě Kanada demonstruje účinnost vyšších koncentrací fosforu. Jezero zde bylo uměle rozděleno tak, že do jedné poloviny byl aplikován uhlík, dusík a fosfor a do druhé pouze uhlík a dusík. Polovina jezera obohacovaná fosforem měla zelenou vodu signalizující masový rozvoj fytoplanktonu. Zbývající část vodní plochy po přidávání pouze uhlíku a dusíku, měla nadále průzračnou vodu. [11]

## 3.3 Dopady eutrofizace na ekologii vodního prostředí

### 3.3.1 Tvorba vodního květu a vegetačního zbarvení (zákalu)

Sinice se mohou při vodní hladině shlukovat v eutrofních a hypertrofních nádržích do rozměrných povlaků. Takto utvořenou krustu neustonů označujeme jako vodní květ. Vytváří ho nejčastěji rody *Aphanizomenon*, *Microcystis*, *Anabaena*, *Gomphosphaeria*, *Gleotricha*,

keré se vznášejí pomocí plyných vakuol, jejichž hlavní složkou je dusík. Při povrchu vody se do vodního květu formuje jak živý fytoplankton, tak i odumírající. U řas vodní květ vytváří hojně druh *Botryococcus braunii*, produkující ve svých buňkách olej. Tato produkce lipidů snižuje hustotu řasy a udržuje jí při hladině. Planktonní řasy vytváří spíše vegetační zbarvení vody, které vzniká rovnoměrným rozptřením přemnoženého fytoplanktonu v celém vodním sloupci. Typické je kupříkladu pro zelené řasy rodu *Chlorella* a *Ankistrodesmus*. V ČR tvoří sinicový vegetační zákal nejčastěji druhy *Planktothrix aghardii*, *Pseudanabaena limnetica*, *Limnothrix redekeii* aj. Ideálním prostředím pro jeho rozvoj, jsou hypertrofní rybníky s vysokou rybí obsádkou. Mikroorganismy vegetačního zbarvení, mají tendenci zůstávat v jednotlivých vrstvách vodního sloupce i po odumření. Rychlost množení jednotlivých druhů sinic a řas záleží na jejich konkurenceschopnosti a podmínkách prostředí. [12] [13]

Tyto případy nadměrného bujení fytoplanktonu způsobují ve vodě odčerpání CO<sub>2</sub>, čímž dochází k navýšení pH i přes hranici hodnoty 11. Výjimkou nejsou ani extrémní výkyvy koncentrací kyslíku, kdy v nočních a brzkých ranních hodinách nastává značný deficit a během dne naopak přesycení tímto prvkem. Situace, kdy se rozkládá takto objemná biomasa, způsobují odčerpávání kyslíku a uvolňování nežádoucích látek ve vodním prostředí. Tyto změny samozřejmě působí negativně na ostatní akvatické organismy i na celý chod ekosystému. [14]



Obrázek č. 1 - Vodní květ na rybníce Čikovec v Kraji Vysočina [Archiv autora]

### 3.3.1.1 Problematické sinice

Ve sladkovodních povrchových vodách je velmi nežádoucí rozvinutý sinicový vodní květ. Sinice jsou vývojově velmi staré a neobyčejně přizpůsobivé organismy. Nejenže se vyskytují v různém prostředí po celé naší planetě, ale jsou i velmi kompetičně schopné. Schopnost rychlé regenerace a vytváření spor - akinet, jim umožňuje přežití nepříznivého období. Řasám také konkurují pomocí tzv. heterocytů, či diazocytů, jimiž fixují atmosférický dusík při jeho nedostatku ve vodě, který nastává především v letních měsících. Dokonce byly zaznamenány případy, kdy sinice vytvořily vodní květ i v oligotrofním vodním prostředí. V ČR se sinicový vodní květ objevuje zpravidla od konce května, až do října. Vrchol jeho rozvoje je zaznamenán nejčastěji v srpnu. Sinice jsou nenáročné na světlo. Vytvořením aerotopů, či slizu se dokáží pohybovat v celém spektru vodního sloupce, a k tomu všemu umí prostřednictvím specifických látek inhibovat vývoj ostatních druhů. [15] V závislosti na trofii vodního ekosystému se mění druhové složení sinicového vodního květu, přičemž se monokultura sinic vyskytuje spíše ojediněle. Poslední dobou se objevují i dříve nevídané invazivní druhy, např. tropický druh *Cylindrospermopsis raciborskii*. [16] Nežádoucím projevem sinic je produkce sekundárních metabolitů tzv. cyanotoxinů. Podle jejich primárního fyziologického účinku jsou děleny na:

- Neurotoxické (saxitoxiny, anatoxin-a)
- Dermatotoxické (aplysiatoxiny, lyngbyatoxin)
- Cytotoxické (cylindrospermopsin)
- Hepatotoxické (microcystiny, nodulariny)
- Dráždivé (lipopolysacharidy)

Ve světě jsou známy případy, kdy přítomnost cyanotoxinů ve vodě způsobila otravu psů, ptáků, či úmrtí skotu. Za účelem zjištění účinků těchto toxických látek na ptactvo, byl proveden experiment na křepelce japonské, dle metodiky OECD. Výstupem tohoto projektu, bylo zjištění, že po aplikaci samotných cyanotoxinů těmto zvířatům nedocházelo k jejich úhynu, ani neobvyklému chování, avšak určité nežádoucí účinky byly podrobným rozбором analyzovány. Dalším pokusem byl odhalen synergický efekt těžkých kovů, choroboplodných mikroorganismů a cyanotoxinů na zdravotní stav ptáků. Pokusná zvířata již projevovala klinické příznaky a docházelo i k jejich úhynu. [17] Vezmeme-li v potaz účinky na lidské zdraví, tak podle některých zdrojů, se můžou i velmi těžko zjištěitelné koncentrace cyanotoxinů bioakumulovat v tělech teplokrevných živočichů a po určité době působit jako karcinogenní, nebo

mutagenní látky. Voda se sinicovým květem složeným z druhu *Microcystis aeruginosa*, může obsahovat koncentrace microcystinů větší jak  $100 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$ . [15]

V ČR bylo zkoumáno množství microcystinů obsažené ve svalovině ryb, které pocházeli z lokálních nádrží a rybníků. Pomocí velmi přesných metod měření se zjistili koncentrace toxinů sinic ve svalovině ryb v řádu desítek  $\text{ng}\cdot\text{g}^{-1}$  živé hmotnosti. Následně bylo z dalšího pokusu vyvozeno, že se takové množství z ryb plně vyplaví po čtrnáctidenním pobytu ve vodě bez sinic. [18]

### 3.3.2 Změny v ekosystému jezera

Obohacování vod fosforem může mít závažné dopady na fungování ekosystémů. Například může nastat změna v druhovém složení primárních producentů. Tuto změnu dokumentovala řada studií. Po přidávání fosforu do mělkých dobře prosvětlených jezer a jejich přítoků došlo k nahrazení dominantních bentických primárních producentů fytoplanktonem. Zajímavé bylo, že ani po snížení dávek fosforu, už nedocházelo k obnovení dominance bentické flóry. Po aplikaci ještě vyšších dávek se staly dominantí sinice. Množství fosforu ve vodě může ovlivnit i sekundární produkci. Řada bakterií a hub potřebují k růstu organický fosfor, ale mohou své potřeby doplnit i anorganickým fosforem. Při vyšších koncentracích anorganického fosforu dochází ke kompetici mezi fytoplanktonem a bakteriemi o tento zdroj. Může docházet ke snížení množství fytoplanktonu a vyšší početnosti bakterií. Výsledkem je nižší množství odumřelé organické hmoty fytoplanktonu a to i díky následnému rychlému rozkládání bakteriemi. Tuto organickou hmotu potřebují ke své výživě i spásací (koryši, zooplankton, bentičtí bezobratlí), dochází tak k redukci jejich populace. [19]

### 3.3.3 Změny v rybničním ekosystému

Rybník je tzv. významný krajinný prvek (VKP). Podle zákona o ochraně přírody a krajiny č. 114/1992 Sb. §3, odst. 1, zní definice VKP takto: „významný krajinný prvek jako ekologicky, geomorfologicky nebo esteticky hodnotná část krajiny utváří její typický vzhled nebo přispívá k udržení její stability”. [20]

Početný odumřelý fytoplankton v rybnících může představovat zdravotní riziko pro ryby, protože při jeho rozkladu dochází k výrazné spotřebě kyslíku a vzniku nežádoucích látek jakými jsou amoniak, sulfan, methan a další. Při nedostatku kyslíku je dalším nebezpečím výskyt bakterie *Clostridium botulinum* v anaerobních sedimentech, která produkuje botulotoxin, jež může mít na svědomí rozsáhlé úhyny vodního ptactva. [13]



Eutrofizace nemusí vždy zapříčinit snižování biodiverzity. Stav úživnosti rybníků ČR na přelomu 19. a 20. století byl oligotrofní, až mezotrofní. Důvodem byla malá intenzita rybářského hospodaření, kdy se produkce ryb pohybovala kolem  $30 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$ , avšak i takto nízký stav ryb, byl nad hranicí přirozených produkčních možností rybníků, a docházelo tak k postupnému úbytku živin i produkce. Rybáři se v té době nepokoušeli zvyšovat produkci ryb aplikací hnojiv, či krmiv a podíleli se pouze na stavebně-technickém a vodohospodářském udržování rybníku. S intenzifikací rybářského hospodaření přišel, až J. Šusta, který tento proces s vápněním rybníků a přidáváním hnojiv a krmiv do vody odstartoval. Výsledkem byla zpočátku zvýšená, avšak stabilní produkce ryb, a také došlo k navýšení biologické rozmanitosti. Maxima ve stavech ryb se dosáhlo v 70. letech při současném zachování nulového salda živin. Bohužel toto postupné zvyšování dávek hnojiv a krmiv kvůli čím dál větším násadám ryb, a také vyšší dodávání živin z povodí vyústilo, až k eutrofnímu a hypertrofnímu stavu dnešních rybníků. [21] [22]

Eutrofizace se u takových rybníků již neprojevuje na zvyšování produkce ryb, ale ztrácí se v produkci bakterií, či fytoplanktonu, na který už nestačí filtrační tlak zooplanktonu, protože ten je vyžírán vysokým počtem ryb. Neboli není dosaženo efektivního přenosu látek a energie v potravní síti. Dochází ke snižování biodiverzity. Taková situace spíše snižuje kvalitu welfare ryb, protože dochází k ovlivnění kyslíkového režimu a zhoršení kvality vody v rybníce i na odtoku. [22] [23]

Rybáři na zlepšování tohoto stavu a udržení vysoké produkce ryb zpravidla využívají aerační a příkrmování. [24] Tato opatření nejsou ideálním řešením. Detailní monitoring vlivu nasycování hypertrofních rybníků kyslíkem, při ranních deficitech v letních měsících pomocí aerační techniky prokázal, že toto opatření je neúčinné a v situacích, kdy je nasycení vody kyslíkem větší než 50 %, až kontraproduktivní. [25] Navíc nedostatek velkého zooplanktonu, jakožto přirozené potravy kapra a jeho náhrada příkrmováním obilovinami se projevuje na kvalitě masa, které je tučnější a má snížený obsah omega-3 mastných kyselin, horší chuť apod. [26]

Častější manipulace s hladinou vody, nedostatek makrovegetace, vysazování nepůvodních druhů ryb a produkce ryb, která je při současném rybářském hospodaření i více jak desetinásobně větší, než na přelomu 19. a 20. století ovlivňuje negativně přežití obojživelníků. Ti totiž našli v rybnících po likvidaci většiny mokřadů, které byly jejich přirozeným stanovištěm náhradní útočiště, zejména v období rozmnožování. [27] Eutrofizace a intenzivní chov ryb v rybnících také snižuje výskyt vzácných vodních brouků. Následná náprava pozměněného ekosystému je vždy složitá. [28]

## 3.4 Fosfor jako základní živina eutrofizace sladkovodních ekosystémů

### 3.4.1 Koloběh fosforu na Zemi

Přírodními ložisky fosforu jsou minerály apatit, kaolinit, strengit, struvit aj. Z hornin například fosforit. Fosfor se do vod dostává přirozeně rozpouštěním a výluhem minerálů, metamorfovaných a vyvěřelých hornin, půd nebo prostřednictvím erozí, či mineralizací odumřelé vodní fauny a flóry. Vázán v sedimentech putuje vodními toky, až do moře, kde dochází k jeho usazování. V hlubinných sedimentech moří může být dlouhodobě uložen (tzv. propad fosforu). Hlubinné mořské proudy jej pak vynášejí k hladině v místech, jako třeba pobřeží Peru, Chile, kde se intenzivně rozvíjí primární produkce. Ta je požírána rybami, které se následně stávají kořistí ptactva. Cesta z moří zpět na pevninu vede skrze trus ptáků (guáno). Přirozené sloučeniny fosforu nepřechází do plynného skupenství, takže jejich přenos atmosférou není možný. Přirozený cyklus fosforu je dlouhotrvající proces, který byl zrychlen činností člověka.

Antropogenní navýšení anorganického fosforu ve vodách má svůj původ především v průmyslových odpadních vodách, v zemědělství, těžbě a využívání fosfátů, protikorozních přípravků atd. Anorganický i organický fosfor bývá obsažen v živočišných odpadech.

Produkce fosforu z domácností v minulosti vycházela i na více než 3 g na osobu za den. [29] [30] [31] Nicméně v současnosti díky řadě vyhlášek a nařízeních, z nichž je nejprísrnější nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 259/2012 ze dne 14. března 2012, které omezuje obsah sloučenin fosforu v pracích prostředcích a detergentech určených do myček nádobí pro spotřebitele, se snížil obsah fosforu v komunálních odpadních vodách. Uvedené antropogenní zdroje fosforu mají zásadní vliv na rozsáhlou eutrofizaci vod. Nadbytek fosforu se ve vodách akumuluje v primární produkci, po jejíž odumření se opět uvolňuje. Rozkládající se fytoplankton a zooplankton na dně recipientu je zdrojem organického fosforu. [30] [32]

### 3.4.2 Formy fosforu a způsoby jejich stanovení

Celkový fosfor ( $P_{\text{celk}}$ ,  $P_c$ ,  $P_T$ ) obsažený ve vodách se člení na rozpuštěný a nerozpuštěný (suspendovaný, částicový). Jak rozpuštěný, tak nerozpuštěný fosfor je ve vodách vázán anorganicky ( $P_{\text{anorg.}}$ ) i organicky ( $P_{\text{org.}}$ ). Určení formy fosforu se odvíjí od přípravy vzorku a použité analytické metody k jeho stanovení. Důležitým krokem je použití filtrů s póry o velikost 0,45  $\mu\text{m}$ . Fosfor, který prochází těmito póry, označujeme za rozpuštěný, a který nikoli za nerozpuštěný.

**Celkový fosfor** se určí po, či bez úpravy cezení sítkem 0,2 mm, mineralizací (směsí kyseliny dusičné a sírové, peroxidisíranem atd.) částic a organických forem do roztoku orthofosforečnanů, ze kterého se celkový fosfor stanoví kolorimetricky (spektrofotometricky), nebo pomocí ICP (speciální spektrofotometrie). Ryze **orthofosforečnanový fosfor** se stanoví po průchodu filtrem s póry o velikosti 0,025  $\mu\text{m}$  spektrofotometricky po reakci s molybdenanem. V praxi se většinou stanovuje **SRP** (orthofosforečnany, část organicky vázaného fosforu a polyfosforečnanů) neboli **rozpuštěný reaktivní fosfor** molybdenanovou metodou po průchodu filtrem s póry 0,4  $\mu\text{m}$ . **Rozpuštěný nereaktivní fosfor** (fosfor vázaný nestálými vazbami organicky a v polyfosforečnanech) se stanoví tak, že se nejprve provede kyselá hydrolyza za varu, přičemž se převedou **polyfosforečnany** na orthofosforečnany. U **organicky vázaného fosforu** se orthofosforečnanové formy dosáhne oxidačním rozkladem. Analýza končí absorpční spektrofotometrií molybdenanovou metodou.

**Biologicky dostupný (využitelný) fosfor BAP** zahrnuje orthofosforečnany volné i adsorbované na povrchu nerozpuštěných látek. **Nerozpuštěný anorganický fosfor** má podobu různorodých fosforečnanů Fe, Al, Mg, Cl apod. Mohou být volně rozptýlené, nebo vázané sorpčně, či chemicky na nerozpuštěných anorganických i organických látkách a usazeninách.

**Nerozpuštěný organický fosfor** se nachází například v sinicích, řasách, zbytcích makrofyt a bakteriích, jako součást jejich fosfolipidů, fosfoproteinů, fosforylovaných sacharidů, nukleových kyselin apod.

Rozpuštěný fosfor je kompletně biologicky dostupný a tedy eutrofizačně účinný. Nerozpuštěný fosfor má eutrofizační potenciál, který se naplní za určitých podmínek. [30] [33]

### 3.4.3 Biologická využitelnost fosforu obsaženého v sedimentu

Příjem a uvolňování živin sedimentovanými částicemi je velmi proměnlivý proces. Obsah fosforu v sedimentu může být, až 100 krát větší, než v okolní vodě. V jakém množství bude fosfor biologicky dostupný, se odvíjí od ročního období, které ovlivňuje fyzikální, chemické, a biologické podmínky v nádrži i sedimentu. Konkrétně se jedná o změny teploty, koncentrace  $\text{O}_2$ , aktivity organismů, průtoku, kvality a kvantity usazujícího se materiálu aj. Svůj význam má i morfologie vodního útvaru, protože vlastnosti sedimentu i procesy probíhající uvnitř něj budou pravděpodobně odlišné na přítoku, či v hrázové části.

Složení částic je dáno místem původu a ovlivňuje sorpci, či desorpci fosforu. Většinou se fosfor dobře uvolňuje z částic, které mají malé zastoupení tzv. vazebných partnerů hydrooxidů železa a hliníku (v ČR nejzastoupenější), a také za pomoci biochemického rozkladu

z organicky partikulovaného fosforu. Samotná desorpce fosforu probíhá na povrchu půdních částic nebo do pórové vody uvnitř částic. Pórová voda je transportní cestou fosforu, skrze sediment do vody nad ním. Ve vodě vodního útvaru je velmi důležitá rovnovážná koncentrace rozpuštěného fosforu. Pokud se částice ocitnou ve vodě s nižší koncentrací rozpuštěného fosforu, tak fosfor uvolňují, dokud se nedosáhne ve vodě recipientu rovnovážné koncentrace rozpuštěného fosforu. Je-li koncentrace rozpuštěného fosforu ve vodě vyšší než rovnovážná, pak je fosfor částicemi vázán. [33] [34]

#### **3.4.3.1 Vazební partneři fosforu**

V sedimentu probíhá řada oxidačně redukčních reakcí, při nichž se za pomoci mikroorganismů oxiduje organická hmota. Elektrony jsou poté přijímány přednostně konkrétními oxidačními činidly. V případě, kdy dochází k vyčerpání těchto akceptorů elektronů, nahrazují je jiné dostupné látky v recipientu. Redukovány jsou v následujícím pořadí  $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Mn_4^+$ ,  $Fe_3^+$ ,  $SO_4^{2-}$ , až  $CO_2$  a organická hmota. Eutrofizační potenciál má sediment, který se ocitne ve vodním prostředí s absencí kyslíku (anoxii) tj. po vyčerpání příslušných akceptorů ( $O_2$ ,  $NO_3^-$ ,  $Mn_4^+$ ), dochází k rozpouštění hlavních vazebných partnerů P redox labilních hydr(oxidů)  $Fe_3^+$ , a tím i k uvolňování P ze sedimentů. Taková situace je nejběžnější v období zimní a letní stagnace, kdy je u dna nedostatek kyslíku. Za anoxie mohou P ještě v pórové vodě navázat (hydr)oxidy Al, které jsou za těchto podmínek stabilní a zabrání uvolnění P až do vody v nádrži. K rozpouštění (hydr)oxidů Al dochází v alkalických hodnotách  $pH > 8$ . Sorpční kapacita těchto hydr(oxidů) je dána nejen jejich velikostí, ale i strukturou krystalické mřížky.

**Amorfní hydratované hydroxidy Fe, Al** nejlépe vážou fosfor, protože mají díky své nepravidelné krystalické struktuře větší specifickou plochu a tedy i více vazebných míst pro P než oxidy s pravidelnou krystalickou strukturou. Saturace amorfních hydratovaných oxidů v částicích, složení pórové vody a vody nad sedimentem v daný moment udávají eutrofizační potenciál sedimentů. Nejčastěji se fosfor uvolňuje ze sedimentů při anoxii a rozkladu organické hmoty. [31] [35]

### **3.5 Hlavní zdroje živin antropogenní eutrofizace povrchových vod**

Živiny indukované (antropogenní) eutrofizace pochází ze tří kategorií člověkem vytvářených zdrojů znečišťování. První z nich jsou tzv. bodové zdroje, kdy je do recipientu v určitém bodě vypouštěno znečištění, jehož kvalitu i kvantitu lze určit. Jedná se o vyústění odpadní vody

z městských čistíren nebo dešťové kanalizace do vodních toků. Při špatném hospodaření, mohou být bodovým zdrojem také velkochovy hospodářských zvířat. Další skupinou jsou plošné zdroje, které nepůsobí v určitém bodě, ale plošně na vodní útvar. Patří sem eroze, splachy z hnojené zemědělské půdy, popřípadě atmosférické depozice. Poslední kategorií jsou difúzní, neboli roztroušené drobné bodové zdroje znečištění ze skládek, dopravy, zemědělství, hnojišť, průmyslu, obcí, měst apod. Evropská unie vymezuje pouze dvě kategorie zdrojů znečišťování a to bodové a difúzní (zahrnutý i plošné zdroje). [30] [36]

### **3.5.1 Bodové (místní) zdroje znečištění**

Tato skupina zahrnuje odpadní vody lišící se složením i účinkem. Ty protékají kanalizací přes čistírny odpadních vod, a odtud vyčištěné vypustí do vodního prostředí. Při vyšších průtocích způsobenými přívalovými dešti, je odpadní voda odváděna výstí z odlehčovacích komor, přímo do recipientu. Děje se tak u jednotné kanalizace, kdy jsou odváděny nejen splaškové vody, ale i dešťové, popřípadě balastní, což představuje proměnlivost objemu i průtoku v závislosti na počasí. V minulosti dokonce docházelo k přímému vypouštění průmyslových odpadních vod do toků. [9] [14]

Odpadní voda je taková voda, která po využití k různým účelům změnila svoji jakost (složení, teplotu). Odpadní vody jsou charakteristické vysokým obsahem organických a minerálních látek a jsou vysoce zdravotně závadné. Mezi typické znaky patří silný zápach, teplota 6-16 °C, žlutošedé až šedé zbarvení, pH slabě alkalické, nebo slabě kyselé. Produkce odpadních vod závisí na povaze daného území, ale především na spotřebě pitné a užitkové vody obyvatelstvem za den. [3]

#### **3.5.1.1 Městské (splaškové) odpadní vody**

Dle § 2, nařízení vlády č. 401/2015 Sb. jsou: „*splašky odpadní vody z domácností a služeb, které vznikají převážně jako produkt lidského metabolismu a činností v domácnostech*“ a „*městskými odpadními vodami splašky nebo směs splašků a průmyslových odpadních vod anebo srážkových vod.*“ [37] V podstatě sem patří každá odpadní voda vypouštěná z obývaných objektů v obci, či městě, která má obdobné složení jako odpadní voda z domácností. Výpočet množství odpadních vod tekoucích do ČOV se odvíjí od odebíraného objemu fakturované pitné vody obyvatelstvem. Důvod je prostý, převážná část použité pitné vody končí v kanalizaci. Specifické množství splaškové odpadní vody je v rozmezí 80-200 l na osobu za den. Tento objem se mění v závislosti na charakteru dané lokality (počet studní, cena

vodného apod.). Z bezpečnostních důvodů se v praxi počítá s hodnotou asi 150 l/osobu/den. [38]

Městské odpadní vody jsou odváděny veřejnými kanalizacemi, na které mohou být připojeny i dešťové vody a průmyslové odpadní vody. Zřizuje se buď jednotná kanalizace odvádějící komunální odpadní vodu a dešťovou vodu dohromady nebo oddílná kanalizace, kde je dešťová a odpadní voda odváděna jednotlivě. Kvalita a kvantita splaškových odpadních vod se odvíjí od způsobu života obyvatel, životní úrovně a technické vybavenosti města, obce, či domácnosti. Ve splaškových odpadních vodách jsou obsaženy rozpuštěné organické látky i nerozpuštěné látky, zejména v podobě jemného kalu vzniklého z organických zbytků a exkrementů. Dále zde můžeme najít papír a hadry. U dna stok se nachází částice jako písek, škvára, hlína apod. Složkou odpadních vod mohou být také tuky, farmaka a mnohé další látky. [9]

### **3.5.1.2 Průmyslové odpadní vody**

Tyto odpadní vody výrazně ovlivňují kvalitu povrchových vod. Složení, toxicita a množství odpadních vod je dáno druhem průmyslu a v něm užívaných výrobních a čistících technologií. Mezi znehodnocené vody výrobním procesem patří chladicí vody, technologické odpadní vody a splaškové vody. [39]

Každý závod by měl vyprodukované odpadní vody čistit na svých průmyslových ČOV. V případě vypouštění do veřejných kanalizací musí být tyto vody upraveny tak, aby nenarušovali technologii čištění komunální ČOV. V současné době jsou kladeny požadavky na oddělení těchto odpadních vod od veřejné kanalizace. Stanovení množství průmyslových odpadních vod se odvíjí od druhu průmyslu a použitých výrobních technologií. [38]

### **3.5.1.3 Vývoj produkce odpadních vod**

Neustále rostoucí lidská populace způsobuje nadměrnou produkci odpadních vod. Samotná samočisticí schopnost vody pro likvidaci takové zátěže nestačí a je tedy nutné odstraňovat toto znečištění nejlepšími dostupnými technologiemi čištění.

Dobrý stav vodních útvarů a množství vyprodukovaných odpadních vod souvisí s nadměrným odběrem vody. Zabráněním nadměrných odběrů a zajištěním udržitelného využívání vodních zdrojů se zvýší kvalita těchto zdrojů a současně dojde ke snížení produkce odpadních vod. Nicméně v České republice činí roční odběr vody na jednoho obyvatele 186 m<sup>3</sup>. ČR se s touto hodnotou řadí mezi hospodárnější státy Evropy. [40]

Publikace Stručně o vodě, která především čerpá z údajů poskytnutých Českým statistickým úřadem, uvádí řadu vcelku aktuálních informací o využívání vodních zdrojů, které jsem shrnul v následujících řádcích. Následkem politických a hospodářských změn nastává v průběhu let 1990-2013 pokles ve využívání vodních zdrojů. Za toto období dochází k navýšení počtu obyvatel napojených na vodovod. Následkem technologicky vyspělých (úsporných) spotřebičů a navýšení ceny vodného, dochází k nižším odběrům pitné vody v domácnostech. Zvyšuje se i počet obyvatel napojených na kanalizaci a snižuje se množství vypouštěných odpadních vod. V roce 2013 je 82,8 % obyvatel ČR napojeno na kanalizaci a čištěno je 97,4 % odpadních vod. Zabezpečení a dodávka pitné vody se také zlepšuje a ČR se v tomhle ohledu řadí mezi nejvyspělejší státy EU. [41]

Osmá zpráva komise evropského parlamentu ze 4. 3. 2016 o stavu provádění a o programech provádění (podle článku 17) směrnice Rady 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod předešlé informace potvrzuje. Tato zpráva poprvé udává informace oznámené členskými státy týkající se odpadních vod v celé Evropské unii. Zahrnuje údaje z více než 19 000 aglomerací s počtem obyvatel nad 2000. Pozitivním faktem je, že prostřednictvím naplňování směrnice Rady 91/271/EHS se snižuje zatížení povrchových vod živinami a organickým znečištěním v EU. Soulad ČR se směrnicí je 100 % podle článku 3. (odvádění odpadních vod), 87 % dle článku 4. (sekundární čištění) a 54 % dle článku 5. (čištění podle přísnějších požadavků). Česká republika se s těmito hodnotami souladu řadí na 16. místo z 28 států. Dalším zajímavým faktem, je výše souladu na regionální úrovni ve státech EU. Kde dle počtu a velikosti aglomerací jsou regiony členěny na venkovské, vyvážené a městské. Nejmenší soulad mají venkovské regiony a to konkrétně s článkem 5. Míry souladu 90 % dosáhlo cca 55 % venkovských regionů. [42]

Veškeré velké zdroje znečištění a většina obyvatel ČR jsou napojeny na ČOV, ještě je ale nutné vyřešit odvod odpadních vod menších obcí nejlépe vybudováním oddílné kanalizace. Aby v budoucnosti došlo k výraznějšímu poklesu znečištění vypouštěných odpadních vod a tím i ke snížení eutrofizace povrchových vod je nutné zavést ve většině aglomerací účinné čištění odpadních vod nejlepšími dostupnými technologiemi. [40] Z celkového počtu ČOV v ČR odstraňuje fosfor chemicky cca 77,7 %, 7,5 % biologicky, 4,8 % chemicko-biologicky a 10 % ČOV neodstraňuje fosfor vůbec. [43]

### 3.5.2 Plošné zdroje znečištění

Tyto zdroje neznečišťují soustavně v určitém místě, ale na recipienty působí plošně a proměnlivě, dle meteorologických podmínek. Základním plošným zdrojem znečištění je eroze zemědělské půdy. Monitoring erozního fosforu je obtížný. Zahrnuje určení erozní ohroženosti půdy, pohybu erozních částic povodím, míry zastoupení fosforu ve splaveninách na základě obsahu fosforu v půdách aj. Zapotřebí je řada dat z oblasti zemědělství, vodohospodářství, veřejné správy, či klasického polohopisu. Následně se transport erozního fosforu v povodích určí modelově za pomoci GIS a statistického vyhodnocování a jiných náležitostí. Znečišťování fosforem prostřednictvím eroze, lze omezit zejména správným hospodařením na zemědělských pozemcích. Neerozní smyv ze zemědělské půdy nepředstavuje většinou významný zdroj fosforu. Avšak stovky mikrogramů celkového fosforu na litr vody mohou obsahovat běžné odtoky z některých nivních půd a luvizemí v zemědělských oblastech. Menší vliv na obohacování vod fosforem pak mají atmosférická depozice, která je spíše významným zdrojem dusíku, případně odtok ze zemědělsky nevyužívaných ploch. Intenzita plošného znečištění je dána neovlivnitelnými klimatickými ději, geologickou a geomorfologickou povahou území a mění se v čase i místě. [4] [44] Ze všech zdrojů znečišťování mají plošné zdroje (především zemědělské) podíl 30 % v obohacování povrchových vod fosforem a z 80 % dusíkem. [6]

## 3.6 Posouzení eutrofizačního potenciálu zdrojů znečišťování v ČR

### 3.6.1 Odpadní vody

V ČR jsou pro eutrofizaci ve většině případů nejvýznamnější bodové zdroje (odpadní vody). Ty poskytují fosfor z 80-90 % v rozpuštěné formě, která je velmi dobře využitelná fytoplanktonem. [45]

Na dalších řádcích shrnu řadu studií, které dokazují klíčový význam odpadních vod na eutrofizaci povrchových vod. V roce 2011 se provedlo v 27 povodích významných nádrží modelování a vyhodnocení množství splavenin dlouhodobě vstupujících ze zemědělské půdy do vodních toků a nádrží. Množství fosforu v těchto splaveninách bylo porovnáno s ostatními zdroji fosforu v povodích. Zjistilo se, že erozní smyv je největším původcem celkového fosforu, avšak největším zdrojem rozpuštěného, pro eutrofizaci zásadního fosforu se u většiny hodnocených nádrží staly odpadní vody. [44]



U dalšího projektu se řešilo snížení eutrofizace na VN Slezská Harta, kde největší přísun fosforu do této nádrže jednoznačně zajišťovaly odpadní vody čištěné i nečištěné (rozptýlená a neodkanalizovaná zástavba, úniky na kanalizační síti). [46]

Zajímavý je i nestandardní bilanční monitoring čistíren odpadních vod v povodích rybníků Rožmberk, Buzický a vodní nádrže Švihov, který realizoval státní podnik Povodí Vltavy. Rozhodující znečištění rybníka Rožmberk fosforem v roce 2010 měly na svědomí odpadní vody z velkovýkrmny prasat společnosti R.A.B a města Třeboň, které byly čištěny na společné ČOV a dočišťovány soustavou čtyř biologických rybníků. S výstavbou nové ČOV Třeboň vybavenou srážením fosforu a postupným rušením provozu R.A.B a odpojením od dočišťování rybníky, se docílilo výrazné redukce znečišťování rybníka Rožmberk. Za pomoci čištění pouze na nové ČOV se v roce 2012 dosáhlo snížení vnosu fosforu do rybníka Rožmberk o 84 % oproti roku 2010. Zarážející byl rozdíl z roku 2010 mezi hodnotami poskytovanými provozovatelem ČOV a hodnotami naměřenými při monitoringu, který činil 6,5 t  $P_{\text{celk.}}$  za rok. Důvodem byla špatná manipulace s biologickými rybníky (v nesouladu s vodoprávním povolením) a nadměrné odlehčování odpadních vod.

Obdobně dopadl i monitoring zdrojů fosforu pro rybník Buzický. Hlavním zdrojem byly odpadní vody města Blatná, které díky nadměrnému odlehčování ČOV Blatná vytékali často bez vyčištění do recipientu. Rozdíl za rok 2012 v hodnotách deklarovaných provozovatelem ČOV a hodnotami z monitoringu byl 1,9 t  $P_{\text{celk.}}$ . Nepotěšující je i absence srážení fosforu na ČOV Blatná. Poslední případ monitorování znečišťování VN Švihov ukazuje opět na odpadní vody, jakožto dominantního zdroje  $P_{\text{celk.}}$  pro tuto nádrž. Bohužel i v tomto případě netradičního monitoringu zdrojů fosforu byl zjištěn problém s odlehčováním odpadních vod u ČOV Pelhřimov. Navíc zde nejsou vybudovány ani akumulární dešťové zdrže. Hodnoty deklarované provozovatelem ČOV Pelhřimov a naměřené při monitoringu se opět rozcházejí. Uvedený bilanční monitoring provedený podnikem Povodí Vltavy dokazuje zásadní význam odpadních vod pro eutrofizaci. Především však poukazuje na nutnost provádění podrobnějšího monitorování bodových zdrojů, protože v řadě případů se nelze spoléhat pouze na údaje poskytované provozovateli čistíren odpadních vod. Nepřesné údaje o zdrojích fosforu mají fatální dopad na účinnost a finanční náročnost opatření proti eutrofizaci. [47]

Dále bych chtěl zmínit analýzu jakosti vody v povodí VD Vranov. U té se zjistilo, že 70 % zdrojů  $P_{\text{celk.}}$  pro VD Vranov tvoří komunální zdroje. Ideálním řešením problému eutrofizace VD Vranov, by bylo napojení veškerých odpadních vod na ČOV s účinností odstraňování fosforu 90 %, jako je tomu na rakouské části povodí. V Rakousku je přísnější legislativa pro čištění odpadních vod než v ČR. [48]

Jako poslední zmíním komplexní studii týkající se nádrže Lipno mezi lety 1991-2012. Zjistilo se, že vnitřní zatížení fosforem je u této nádrže velké a má podstatný vliv na eutrofizaci. Zajímavé však je, že odpadní vody jsou s méně než 10 % malým zdrojem fosforu, oproti přirozenému transportu fosforu z povodí, avšak v letním období jsou spouštěčem změny v koloběhu fosforu. Tato změna pak vyvolá aktivaci vnitřního zatížení nádrže a umožní, tak nežádoucí rozvoj sinic. I přes vysokou účinnost čištění odpadních vod zůstává jako primární opatření zavedení srážení fosforu a zvýšení účinnosti odstraňování P ve všech velkých ČOV, až na 99 %. Koncentrace  $P-PO_4^{3-}$ , by tak v odtoku z ČOV měli dosahovat přijatelné hodnoty  $< 0,01 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ . Tento případ názorně dokazuje význam srážení fosforu v ČOV. [49]

Dnes už tedy nemůže být pochyb o velikosti eutrofizačního potenciálu odpadních vod a nutnosti řádného čištění tohoto primárního zdroje fosforu, pokud má být zabráněno eutrofizaci povrchových vod.

### 3.6.2 Eroze

Podle nejnovější situační a výhledové zprávy MZe je ohroženo v určité míře vodní erozí celkem 67 % zemědělské půdy ČR. Půdy nejvíce ohrožené erozí představují 35 % rozlohy České republiky. Maximální ztráta ornice za rok je vyhodnocena na 27 mil. t. [50]

Z 550 záznamů monitoringu eroze zemědělské půdy zpracovaných do 31. 10. 2015 pod záštitou MZe, VÚMOP a SPÚ vyšly najevo následující skutečnosti. Z pěstovaných plodin podmiňuje erozi nejvíce kukuřice, která zapříčinila, až 53 % evidovaných erozních událostí. Nejméně 79 % erozních událostí vzniklo na pozemcích bez protierozních opatření. Nejnáchylnější na vznik eroze jsou půdní bloky se svahem o nepřerušené délce 400 m a velikostí 25 ha. Odstraňování následků eroze je finančně náročný proces. Kupříkladu u nádrže o objemu  $3500 \text{ m}^3$  je nutné odstranit cca  $1600 \text{ m}^3$  sedimentu, což představuje částku nejméně 600 000 Kč. [51]

Z výše uvedených řádků by se mohlo zdát, že vliv eroze na eutrofizaci povrchových vod je rozhodující, ale není tomu tak. V současnosti se ukazuje, že vliv erozního smyvu ze zemědělské půdy není zdaleka tak velký, jak se předpokládalo. Tento fakt potvrzuje podrobný výzkum, který zkoumá vliv erozního smyvu na eutrofizaci vodních útvarů po celé České republice. Podle metodiky hodnocení v rámci projektu „Určení podílu erozního fosforu na eutrofizaci ohrožených útvarů stojatých povrchových vod“ byly porovnány různé zdroje SRP v daných povodích. Eroze nepatřila mezi významné zdroje SRP. K vyhodnocení eutrofizačního potenciálu eroze byly použity informace o zásobenosti půd fosforem stanovených metodou

výluh dle Mehlich3 –  $P_{M3}$ . Výhodou této metody je možnost určení podílu rozpuštěného fosforu v půdě, a také to, že tyto informace jsou přístupné z pravidelného agrochemického zkoušení půd ČR prováděného ÚKZÚZ. Následně pomocí databáze LPIS byly hodnoty  $P_{M3}$  vztaženy na řešené půdní bloky, v nichž byl obsažený SRP vyjádřen v procentech. Nakonec prostřednictvím modelového nástroje WaTEM/SEDEM byl zjištěn transport celkového i rozpuštěného fosforu z pozemků do toků. [52]

Ve studii zveřejněné o rok dříve v roce 2012 se v rámci stejného projektu zjistili v podstatě obdobné skutečnosti. Zkoumány byly zdroje fosforu v povodích čtyř nádrží. Dominantním zdrojem celkového fosforu se stal erozní smyv, z toho však pouze 4 % představoval SRP. Opět se prokázalo, že vliv eroze na eutrofizaci nádrží je velmi malý. [33]

Mezi lety 2006-2010 se na 25 vodních nádržích v ČR zkoumal vliv vnitřního zatížení sedimentem na jejich eutrofizaci. Zjistilo se, že fosfor byl sedimentem ve všech nádržích zadržován po celý rok, dokonce i ve vegetačním období, či v nádržích s vysokou trofíí. [53]

Eroze nepředstavuje zdroj primárního obohacování vodního prostředí o rozpuštěný, dobře biologicky využitelný fosfor. Ovšem nebezpečí spočívá v dlouhodobě sedimentovaných částicích na dně recipientů, které mohou začít uvolňovat fosfor v případě odstranění primárních zdrojů fosforu, a stát se tak náhradním zdrojem fosforu pro sinice a řasy. Tuto skutečnost dokazuje podrobný průzkum povodí i samotné VN Vranov. Za předpokladu, že by byl odstraněn hlavní přísun fosforu přítoky nádrže, pak by koncentrace fosforu v nádrži byly nejspíše doplňovány postupným uvolňováním z usazeného bahna. [54] Eroze je významným zdrojem dusíku, který také není ve vodním prostředí v nadměrných koncentracích žádoucí. [48]

### 3.6.3 Rybníky

V ČR tvoří podstatnou část stojatých vod rybníky. Podílejí se na změně jakosti vody toků a nádrží, jelikož jsou součástí hydrologického systému povrchových vod. Na území ČR mohou rybníky ojediněle představovat významný zdroj fosforu v povodích. Děje se tak v situacích, kdy se v povodí nachází velký počet rybníků. Jako příklad uvedu opět VN Orlík, u které z 26 % zajišťovali rybníky z povodí Lužnice a Lomnice celoroční dotaci fosforem. V letních měsících byly dokonce stejně významný zdroj fosforu jako bodové zdroje. Obecně platí, že koncentrace fosforu nejvíce stoupají v eutrofních rybnících v průběhu měsíce srpna. [55]

Jakost vody odtoku rybníků je ovlivněna teoretickou dobou zdržení vody, obsádkou ryb, intenzitou přikrmování, hnojením, znečišťováním z povodí, klimatickými podmínkami, váp-

něním apod. Během vegetačního období je odtékající voda charakteristická vyšší teplotou, vyšší přítomností organických látek a nižším obsahem dusičnanového dusíku. Poměrně často dochází k navýšení koncentrace fosforu u potoků, které protékají menšími rybníky s vysokou trofíí. Kvalita odtékající vody z rybníků je výrazně zhoršena v období výlovů. [56] [57] Pro představu, čtyř denní výlov rybníka Rožmberk způsobil uvolnění, až 17 % Pcelk. a 38 % nerozpuštěných látek z celkového ročního odtoku těchto látek. V současnosti bohužel není vyřešeno zachycení a využití takto odtékajícího sedimentu. [55]

Tím, že je poslední dobou více řešeno znečišťování bodovými zdroji a hnojiva i krmiva jsou dnes přidávána do rybníků v menší míře, tak lze očekávat snižování trofie rybníků. Bohužel rybníky na tuto pozitivní změnu ještě dostatečně nereagují, z důvodu velkého nasycení dnového substrátu živinami. Důkazem toho jsou koncentrace celkového fosforu, celkového dusíku a chlorofylu-a z rybníků na Třeboňsku. Hodnoty fosforu a chlorofylu-a pouze nepatrně klesají viz tabulka č. 1. [22]

*Tabulka č. 1 - Průměrné koncentrace celkového dusíku (TN), fosforu (TP), chlorofylu a průměrná průhlednost vody (data v závorkách jsou odhady na základě korelačních vztahů). Třeboňsko, 76 lokalit v letech 1954-1956 1-4 odběry ročně, 35 lokalit 1990-1991 a 40 lokalit 2000-2001, 2010-2011, 2012, 2014 3-12 odběrů ročně. Podobný trend lze doložit například z Blatenských rybníků. [22]*

Roky	TN [mg.l-1]	TP [mg.l-1]	Chlorofyl [mg.l-1]	Průhlednost [m]
1954-56	1,70	(0,16)	(40)	1,10
1990-91	2,60	0,29	121	0,45
2000-01	2,27	0,29	140	0,42
2010-11	2,70	0,27	129	0,49
2012-14	2,36	0,21	120	0,52

Obecně lze říci, že většina rybníků v ČR spíše fosfor zadržuje a nejsou tak významným zdrojem fosforu pro vodní nádrže a toky. Vždy však záleží na kvalitě vody na přítoku, způsobu hospodaření, a nasycenosti sedimentu fosforem. [57] [58] [59]

### 3.6.4 Ostatní zdroje znečišťování

Spotřeba minerálních hnojiv na hektar zemědělské půdy v ČR od roku 1985 do roku 1991 prudce klesá a následující roky se mírně snižuje, či zvyšuje. [60] Od roku 2010 je zaznamenán plynulý růst aplikace průmyslových hnojiv. [61] [62] Z výsledků agrochemického zkoušení zemědělských půd provedeného v letech 2009-2014 se dozvídáme, že průměrná zásoba fosforu v zemědělské půdě v ČR je  $87 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$ . Zásoba dostupného fosforu v půdě se tak zmenšila v průměru o  $1 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$  ve srovnání s předchozím obdobím 2005-2010. [63] Vliv mimoerozního odnosu fosforu ze zemědělské půdy na eutrofizaci byl vyhodnocen z výzkumů, které proběhly v letech 2006-2009. Základ těchto průzkumů tvořily měsíční odběry na vybraných profilech v typicky zemědělských povodích ČR. Výběr reprezentativních profilů se odvíjel od dat získaných ze 162 jednorázových odběrů v celorepublikovém průzkumu konaném v roce 2006. Tato data zahrnují koncentrace fosforu obsaženého v odtocích z výhradně zemědělských mikropovodí (plocha do  $2 \text{ km}^2$ ). Účelem těchto výzkumů bylo charakterizovat změny v koncentracích a odnosu fosforu během vegetační sezóny, dále zjistit koncentrace fosforu v hlavních půdních typech ČR a vliv způsobu využívání pozemků a jiných faktorů na mimoerozní odnos fosforu. Výsledky ukázaly, že koncentrace SRP v základních a vyrovnaných odtocích z orné půdy ojediněle přesáhly hodnotu  $0,035 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , která značí hranici pro eutrofní stupeň znečištění. [45] [64] [65] Největší průměrné koncentrace celkového fosforu, konkrétně  $0,12 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , byly naměřeny v odtocích z půdního typu glej, glej organozemní a fluvizem. [4] V letních měsících jsou bodové zdroje nejméně řaděné vlivem slabých průtoků a pokrývají téměř veškerou potřebu SRP pro fytoplankton, takže vliv množství SRP z orné půdy je pro eutrofizaci povrchových vod vcelku zanedbatelný. Poslední informací z těchto studií je to, že pouze 10 % z celkového množství SRP obohacujícího VN Orlík pochází z mimoerozního odnosu z orné půdy. Pokud by došlo k odstranění primárních zdrojů fosforu, mohl by být odtok ze zemědělské půdy významnějším zdrojem výživy fytoplanktonu. [45]

Poměrně eutrofizačně významný může být odvod drenáží, který zajišťuje rovnoměrné zásobování povrchových vod fosforem v průběhu celého roku, přičemž 10-75 % tvoří SRP. Největší koncentrace fosforu jsou takto dodávány během letních měsíců. S největší pravděpodobností mají malý význam odtoky z nevyužívaných ploch a odnosy z intravilánů, ale kvůli absenci monitorování těchto zdrojů, to nelze s jistotou tvrdit. Nakonec bych chtěl zmínit nejméně významné zdroje fosforu, kterými jsou odtok z lesních ploch a atmosférická depozice. [4]

### 3.6.5 Porovnání situace před a po roce 1989

Na základě dostupných údajů lze usuzovat podstatný, až dominantní vliv zemědělství na eutrofizaci vod za komunistického režimu. Především z důvodu nadměrné aplikace minerálních hnojiv na zemědělskou půdu, která v erozním, či neerozním smyvu končila ve vodním prostředí. Ohroženost orné půdy erozí se obrovsky zvýšila v důsledku scelování pozemků do velkoplošných a odstraňování mezí, přirozených terénních útvarů a remízků. Na druhou stranu eroze zemědělské půdy je i dnes rozsáhlá a protierozní ochrana je nedostatečná. [60] [61] [66] Početnější stavy hospodářských zvířat v živočišné produkci znamenaly i větší objem statkových hnojiv, které byly využívány ve velkém na hnojení rybníků. Toto hnojení dosáhlo maxima v 80. letech. [22] I při samotné koncepci zemědělských provozů se v minulosti dostatečně neřešil jejich dopad na životní prostředí. [38] Neméně důležitý byl také vliv komunálních a průmyslových odpadních vod, protože velkých průmyslových závodů bylo více, což značí i větší podíl zaměstnaných lidí v průmyslu před rokem 1989. Navíc požadavky na kvalitu čištění odpadních vod byly nižší než v dnešní době. Také absence právních předpisů omezujících fosforečnanů v pracích prostředcích zvyšovala míru obohacení odpadních vod z domácností o fosfor. V současnosti se preferuje oddílná kanalizace před jednotnou, aby nedocházelo k vypouštění odpadních vod skrze přepady přímo do recipientů. Významné musely být i difúzní zdroje znečištění ze zemědělství a z domácností, jelikož počet obyvatel napojených na kanalizaci nebyl tak vysoký, jako dnes. [38] [41] [67] Pravdou je, že i v současnosti jsou komunální odpadní vody nedostatečně čištěné, a bohužel také případy s nadměrným odlehčováním odpadních vod přepady nejsou vzácné. Snížilo se ovšem výrazně znečištění z průmyslu. [68]

Pokud porovnáme současnou aplikaci minerálních hnojiv a tu v minulosti, zjistíme řadu odlišností. Nejedná se jen o rozdíl v množství, ale zejména ve způsobu hnojení. Současné technické vymoženosti umožňují efektivní aplikaci hnojiv. [69] [70] Navíc vysoká cena hnojiv nedovoluje zemědělcům neefektivní používání. Právní předpisy jako zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech a jeho prováděcí předpis vyhláška č. 377/2013 Sb. o skladování a způsobu používání hnojiv přímo omezují špatnou aplikaci hnojiv. Kupříkladu zakazují aplikaci hnojiva na zamokřenou, zamrzlou nebo zasněženou půdu atd. [71] [72] [73] Velké množství hnojiv, které bylo dodáváno na ornou půdu v době socialismu, představovalo zátěž pro životní prostředí, jejíž negativní účinky přetrvávají ve formě sedimentů usazených v recipientech do dnešní doby. Nicméně nadměrné hnojení dodalo orné půdě obrovskou zásobu živin, ze které pěstované plodiny čerpají na některých pozemcích, víceméně dodnes. Tato zásoba se

však postupem času z velké části vyčerpala především na výnosech, a proto dnes sledujeme rostoucí trend v dávkách, jak organických, tak minerálních hnojiv dodávaných na zemědělskou půdu, který bude pravděpodobně pokračovat z důvodu zachování požadovaných výnosů. [22] [60] [62] V návaznosti na předešlý text bych citoval shrnutí situace v minulém století ve dvou větách dle Foltýna: „*Veškerá tato intenzifikační činnost v zemědělství, spolu s opomíjením problematiky ochrany životního prostředí v průmyslu, ostatních odvětvích hospodářství i v komunální sféře vedla k těžkému poškození životního prostředí. Po společenských změnách v roce 1989 se naplno ukázala absurdnost předešlého způsobu hospodaření, jehož výsledkem byly zničené horské lesy, znečištěné vodní toky, ztráta úrodnosti zemědělských půd a podlomné zdraví obyvatel*”. [68]

Po roce 1989 se objevila nová cesta ke snižování nežádoucích vlivů zemědělství na ekosystémy. Tu představuje odklon od konvenčního zemědělství a rozvoj tzv. ekologického zemědělství a agroturistiky. [67] Podle vytvořených dat jednotlivými státními podniky Povodí, které poskytl ČHMÚ, je vývoj eutrofizace povrchových vod od minulého režimu rozebírán a porovnáván se současnými legislativními požadavky v podkapitole 3.9.2.3

## **3.7 Požadavky a nedostatky současné legislativy**

### **3.7.1 Dobrý stav vod podle EU**

Právních předpisů vztahujících se na povrchové vody je vícero. Dobrý stav vod řeší především normativní právní akt Evropské unie, a to rámcová směrnice o vodě 2000/60/ES ze dne 23. října 2000, která je nejvýznamnější a nejucelenější právní úpravou pro oblast vod. Jejím hlavním cílem je dosažení dobrého stavu všech vod v průběhu tří šestiletých tzv. plánovacích období. [74] [75] Dobrý stav vod se skládá z dobrého ekologického (funkčnost a struktura vodního ekosystému povrchových vod) a chemického (přípustná koncentrace znečišťujících látek dle normy environmentální kvality) stavu vod. [76] Návodem jak tohoto cíle dosáhnout, jsou sestavované a následně aktualizované různé plány povodí. [75] V prvním plánovacím období 2009-2015 se v ČR dosáhlo dobrého stavu vod pouze z 20 % v kategorii řeka a z 35 % v kategorii jezero. [6]

Česká republika odpovídá za dodržení požadavků na kvalitu vod stanovených směrnicí EU. [77] K vyhovění požadavků rámcové směrnice je zapotřebí eliminovat nežádoucí vlivy, zejména antropogenní na vodní útvary. Při vypracování návrhu zlepšujících opatření pro konkrétní útvar se vychází z principu vliv - stav - cíl - opatření - dopad, z čehož opatření by se

nemělo týkat pouze jednotlivé územní jednotky daného útvaru, ale i ostatních územních celků, které negativně ovlivňují dosažení cíle řešeného útvaru. [78]

V ČR zůstává nemalým problémem vymezení ovlivněných vodních útvarů, protože část recipientů vedených jako přirozené mají například vodními nádržemi změněný tepelný nebo hydrologický režim. To se samozřejmě odráží na dosažitelnosti dobrého stavu u takto ovlivňovaných vodních útvarů, které jsou klasifikovány jako neovlivněné. [79]

### 3.7.2 Současná neefektivita právních předpisů

V návaznosti na předchozí kapitolu zmíním nařízení vlády č. 401/2015 Sb. ze dne 14. prosince 2015 „o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech“, které je prováděcím předpisem vodního zákona č. 254/2010 Sb. v aktuálním znění.

Jak jsem uváděl v předchozích kapitolách, je potřeba zejména snížit koncentrace fosforu v odpadních vodách, aby nedocházelo k nežádoucímu rozvoji fytoplanktonu. Limity, které uvádí nařízení vlády č. 401/2015 Sb. nestačí k odstranění jmenovaného problému, a tím i k dosažení dobrého stavu vod. Prvním problémem jsou emisní limity, které se týkají vypouštěných odpadních vod z průmyslu a jsou uvedeny v příloze 1, tabulce 2. Povolené hodnoty  $10 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1} P_{\text{celk.}}$  z potravinářského, konzervářského, škrobářského průmyslu a řadě dalších výrobních odvětví jsou velmi vysoké. Nedostatečně přísná je i příloha 7. Ta řeší dosažitelné koncentrace znečišťujících látek ve vypouštěných, čištěných odpadních vodách, za použití těch nejlepších dostupných technologií (BAT), které jsou sociálně a ekonomicky únosné. Diskutabilní je i imisní limitní hodnota roční průměrné koncentrace  $P_{\text{celk.}} 0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  pro povrchové vody určené ke koupání, pro úpravu na pitnou vodu, či pro život a reprodukci původních druhů ryb, protože k rozvoji vodního květu postačují, dle některých zdrojů koncentrace  $10 \mu\text{g}\cdot\text{l}^{-1}$  fosforu. [10] [37] Nutno podotknout, že hodnota  $P_{\text{celk.}} 0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  je brána jako hranice pro eutrofii. [80] Tato hodnota není dosažena na většině vodních útvarů ČR. Vzorným příkladem správně nastavené legislativy a jejího plnění jsou některé státy USA. Tam je požadovaná koncentrace  $P_{\text{celk.}}$  na odtoku z ČOV  $0,01 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Taková koncentrace se může zdát nedosažitelná, avšak v určitých státech USA se stává realitou. [14]

Bezchybná však není ani legislativa EU. Konkrétně: „nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 259/2012 ze dne 14. března 2012, kterým se mění nařízení (ES) č. 648/2004, pokud jde o používání fosforečnanů a jiných sloučenin fosforu v pracích prostředcích pro



*spotřebitele a v detergitech určených pro automatické myčky nádobí pro spotřebitele*". Výstupem tohoto nařízení je radikální regulace množství fosfátu v pracích prostředcích pro spotřebitele, s platností od 30. června 2013. V ČR již dříve řešila tuto problematiku vyhláška č. 78/2006 Sb. Nařízení EU však nově zahrnuje také to, že detergenty určené pro automatické myčky pro spotřebitele se nesmí uvádět na trh, pokud se celkový obsah fosforu rovná, nebo je větší než 0,3 g, při standardním dávkování definovaném v příloze VII oddílu B. Toto omezení má platnost od 1. ledna 2017. [32] [81] Otázkou zůstává, proč se omezení netýká detergentů používaných v průmyslu a institucích a proč se k němu nepřistoupilo dříve, jako v některých státech (Švédsko, část států USA). Již několik let před rokem 2006 se v ČR prodávali bezfosfátové čisticí prostředky. Některé i za stejné ceny, jako ty fosfátové. [82] [83]

Faktem tak zůstává, že velkoprádelny mohou produkovat odpadní vody s koncentrací, která přesahuje i  $100 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  fosforu. [30]

### **3.7.2.1 Následky mírné legislativy**

Konkrétní případ ČOV Veverská Bítýška dokazuje, jak neefektivní hodnoty BAT jsou. Odpadní vody z této ČOV, jež je dimenzovaná na 6000 EO, jsou vypouštěny do řeky Svatky, se kterou putují do Brněnské nádrže. Správce povodí, kterým je Povodí Moravy, s.p., požadovalo snížení koncentrace  $P_{\text{celk.}}$  ve vypouštěných odpadních vodách na  $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (průměrná hodnota) a  $3 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  (maximální hodnota), ale ČOV trvala na hodnotách 2 a  $5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$  v souladu s limity BAT, které uvádí příloha č. 7, k NV č. 61/2003 Sb. Toto nařízení je dnes nahrazeno NV č. 401/2015 Sb. s účinností od 1. 1. 2016, avšak žádné změny v limitních hodnotách týkajících se eutrofizace neproběhly.

Brněnská nádrž měla v minulosti velké problémy s eutrofizací a díky řadě opatření se projevy eutrofizace minimalizovaly. Jedním z opatření je srážení fosforu na přítoku do nádrže, avšak to je finančně těžko udržitelné, protože srážení v tak rozměrném příčném profilu stojí milióny korun. Efektivní cestou je srážení fosforu přímo na ČOV (malý průměr roury na rozdíl od velkého koryta řeky). Z tohoto důvodu se vedlo vodoprávní řízení mezi ČOV a PMo. Vodoprávní úřad rozhodl ve prospěch ČOV na základě hodnot BAT, které ČOV splňuje. V průběhu řízení, se ale ukázalo, že ČOV čistí s účinností 95 % (pravděpodobně díky medIALIZACI) a hodnoty  $P_{\text{celk.}}$  jsou kolem  $0,5 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , takže jednoznačný důkaz, že nižší požadované hodnoty  $P_{\text{celk.}}$  jsou technicky realizovatelné.

Aby se dosáhlo dobrého stavu řeky a nádrže, tak by všechny obce v povodí, musely mít vybudované ČOV s účinným odstraňováním fosforu, protože  $\frac{3}{4}$  fosforu v povodí pochází z

komunálních zdrojů znečišťování. Dobrého stavu vody, jak uvádí příloha č. 2 v nařízení, je dosaženo bez přítomnosti nadměrného rozvoje autotrofních organismů, dále bez přítomnosti organismů s toxickými vlastnostmi atd. K dosažení tohoto stavu vod hodnoty BAT v nařízení vlády, tedy paradoxně nestačí. [37] [84] Veverská Bítýška bohužel není zdaleka jediným případem poddimenzovaného čištění, v důsledku něhož správci povodí musí volit náhradní řešení eutrofizace vod. [6]

### **3.7.2.2 Možná náprava legislativních nedostatků ČR**

Polemika, týkající se číselných limitů BAT, je uvedena v časopise Odpadové fórum z 3. března 2016. Pokusím se rozvést, některé příspěvky autorů. Vláda ČR má nejistou představu o tom, jak by číselné hodnoty BAT pro čističky odpadních vod měly vypadat. Dokazuje to fakt, že bylo uvažováno na MŽP o zrušení přílohy č. 7 v nařízení vlády č. 401/2015 Sb., namísto toho, aby se jednalo o zpřísnění limitů. Hlavní pomocí při stanovení novel a nařízení by mohla být diskuze mezi vedením MŽP a odbornými skupinami v meziresortním připomínkovém řízení. Rozumné je stanovení limitů BAT, s ohledem na místní podmínky a finanční únosnost. Měly by být zohledněny všechny ekonomické výhody i nevýhody. Například, že čistá voda přiláká více rekreatantů apod. [85]

Ne úplně ideálním vzorovým příkladem je nákladné odstraňování dusičnanů denitrifikací z komunálních odpadních vod na ČOV, kdy není řešena ani eutrofizace (limitujícím prvkem fosfor), ani odstranění dusičnanů z povrchových vod, protože převážná část  $\text{NO}_3^-$  pochází z plošných zemědělských zdrojů. Bodové zdroje ve srovnání s ostatními zdroji znečišťování dodávají jen přibližně 20 % N do povrchových vod. Po takovém opatření, by se mělo sahat, spíše až po eliminaci majoritních zdrojů dusíku. [6]

K dosažení dobrého stavu vod, bude zapotřebí nejdříve právně dořešit účinné odstraňování fosforu u zdroje znečištění, za použití opravdu jen těch nejlepších dostupných technologií, které jsou ekonomicky a sociálně únosné. [85] Jak uvádí Opletová (2015), bodová zatížení jsou lépe administrativně a technicky zvládnutelná, než plošné a difúzní zdroje. [3] Ideální cestou by byla samozřejmě recyklace fosforu z kalových vod na ČOV, protože fosfor z drtivé většiny Evropa dováží. I skutečnost, že současné zásoby fosforu mají být vytěženy do 100-120 let je k zamyšlení. Dokonce podle jiných zdrojů informací hrozí vyčerpání zásob už během 40 let. [86] [87]

Dále je nutné dořešit skutečnost, že nejsou stanoveny limity v NV č. 401/2015 Sb. pro menší ČOV (pod 2000 EO), i když jsou významnými znečišťovateli. [37] [88]

Provázanost národní legislativy se stavem povrchových vod je zmiňována i v nejnovější souhrnné zprávě o vývoji jakosti vod v povodí Moravy: „*Stav povrchových vod je úzce propojen s národní legislativou, především pak s vodním zákonem a nařízením vlády č. 401/2015 Sb. Ani původní nařízení vlády č. 61/2003 Sb., ve znění nařízení vlády č. 23/2011 Sb., ani nově vydané nařízení vlády č. 401/2015 Sb. nevytváří dostatečné podmínky a možnosti pro jeho zlepšování a neodráží současné technické možnosti v čištění odpadních vod.*“ Podoba legislativy by se měla odvíjet od plánování v oblasti vod a hodnocení stavu recipientů a měla by utvořit podmínky pro dosažení dobrého stavu vod. [88]

### **3.8 Opatření na omezení eutrofizace a jejich následků**

Zpočátku je nutné zmínit, že neexistuje univerzální metoda pro nápravu eutrofizací pozmeněného stavu vodních nádrží. Celý proces obnovy požadované funkce nádrží začíná podrobným monitoringem vlivů v povodí. Dále je nutné definovat a porovnat aktuální a historický stav nádrže i povodí a na základě toho navrhnout reálně dosažitelný a udržitelný stav. Na základě analýz a zpracovaných dat jsou následně podniknuty kroky nápravy v povodí a posléze i v samotné nádrži. Vždy se jedná o kombinaci opatření, která je realizována v určitém sledu a souvislostech. Nejprve by měly být realizována opatření nad nádrží, protože jejich účinek se na jakosti vody v nádrži projeví, až v průběhu několika následujících let. Jedná se o určitou resistenci ekosystému proti provedeným změnám, která se nazývá ekologická hystereze. Po dosažení stanovených cílů je dobrý ekologický a chemický stav vodních nádrží závislý na dlouhodobé kvalitní údržbě celého jejich povodí. [89]

Efektivní snížení nadměrné trofie povrchových vod a s ní spjatých negativních projevů, může být dosaženo pouze za předpokladu eliminace eutrofizace těchto vod. Již v 70. letech minulého století se v ČSR vědělo, že hlavním opatřením k omezení nadměrného rozvoje fytoplanktonu v eutrofních a hypertrofních vodách, je výrazná redukce přísunu živin do vodního prostředí. Od tohoto kroku se odvíjí úspěšnost dalších nápravných akcí. V dnešní době by měla být pozornost soustředěna především na komunální odpadní vody a plošné zdroje ze zemědělství (eroze). Ty totiž v povodích dodávají do recipientů převážnou část dusíku a fosforu. Bodové zdroje dodávají do povrchových vod v největším množství nejlépe využitelný fosfor pro sinice. Plošné zdroje dodávají nejvíce celkového fosforu vázaného ve splaveninách. Jak již bylo uvedeno v předchozích kapitolách, pokud dojde k odstranění zatížení recipientu komunálními odpadními vodami, tak se sediment nasycený fosforem stane potenciálním zdro-

jem výživy pro fytoplankton. [6] [12] K opatřením na omezení eutrofizace by mělo tedy docházet na samotných zemědělských pozemcích a ČOV. [31]

Každá nádrž i její povodí jsou unikátní, takže i každý projekt obnovy se bude lišit od těch ostatních. Omezení eutrofizace, či následků tohoto procesu obohacování živinami je složitým úkolem. Dle Maršálka: „*Podstatné je si uvědomit, že eliminací jednoho faktoru nedosáhneme omezení masového rozvoje vodních květů sinic. Vždy musí jít o komplex opatření, jejich kombinaci a optimalizaci podle konkrétních hydrologických, ekologických, limnologických, socio-demografických a také ekonomických podmínek*”. Metod na zamezení importu živin do nádrží a snížení trofie vodního útvaru je celá řada. Spolek IWA sdružuje odborníky a pracovní skupiny, kteří se zabývají nejnovějšími technologiemi řešící kvalitu vodního prostředí. Techniky, metody, či postupy řešící problematiku vodních květů sinic sdružuje mezinárodní databáze [www.cyanodata.net](http://www.cyanodata.net). V následujících odstavcích budou popsány jednotlivé postupy, možnosti a realizované projekty omezení eutrofizace v ČR. [89]

### 3.8.1 Čištění odpadních vod

Kapacita čistíren odpadních vod a jejich účinnost odstraňování znečištění se odvíjí od počtu připojených ekvivalentních obyvatel. Celý proces čištění startuje mechanickým předčištěním a představuje v podstatě odstraňování nerozpuštěných látek, čímž se zabrání komplikacím při dalších stupních čištění. Jedná se o první stupeň čištění. Nerozpuštěné látky prochází postupně přes lapák šterku, v jehož širokém žlabu s malou průtokovou rychlostí se usazují hrubé částice, pokračují přes česle, na kterých se zachytí plovoucí materiál. Následně se zachycený materiál odstraní dle průměru průlin česlí strojním (5-20 cm), nebo ručním (1-2 cm) stíráním. Dalším technologickým zařízením je lapák písku, nejčastěji horizontální. V něm je průtočná rychlost odpadní vody pomocí clon ve žlabu snížena na  $0,3 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$ . Dochází zde k usazení písku o velikosti zrn do 0,25 mm. Následuje usazovací nádrž, ve které sedimentují organické částice, jež utváří primární kal. Ten je odkalován a zpracován v kalovém hospodářství. Finálním zařízením před druhým stupněm čištění jsou lapáky tuku. Ty jsou zvláště důležité, pokud do ČOV přitékají odpadní vody z potravinářského průmyslu. U hladiny nahromaděné tuky a oleje jsou posléze odstraňovány. [38] [40]

Druhý stupeň je tvořen biologickým čištěním odpadních vod. Zjednodušeně se jedná o obdobu přirozené samočisticí schopnosti vody, s tím rozdílem, že je celý proces uměle řízený a mnohem intenzivnější. Po mechanickém očištění odpadní vody následuje její transport do tzv. aktivační nádrže, což je betonové těleso, ve kterém je voda provzdušňována a doplněna o

aktivovaný kal složený z různých mikroorganismů, který funguje jako biologický filtr. Mikroorganismy odbourávají za aerobních podmínek organickou hmotu na  $\text{CO}_2$  a  $\text{H}_2\text{O}$ , přičemž získávají energii. S narůstajícím množstvím organického znečištění narůstá i biomasa kalu. Nadměrné množství aktivovaného kalu je odváděno do dosazovací nádrže, kde dochází k jeho uskladnění a částečnému zahuštění. Z dosazovací nádrže putuje asi 15 % objemu aktivovaného kalu zpět do aktivační nádrže k podpoře oxidačních procesů. [7] [40]

Přebytečný sekundární (aktivní) kal spolu s primárním kalem, jsou dále zpracovány v kalovém hospodářství ČOV. V něm nejdříve probíhá zahušťování kalu, buď strojní, či gravitační. Poté dochází k aerobní, nebo anaerobní stabilizaci kalu, jejichž výstupem je vyhnílý stabilní kal, u něhož již nedochází k biochemickému rozkladu. Vyhnílý kal je odvodňován v kalolisech, kalových polích, kalových lagunách popřípadě jiným způsobem zbaven nadbytečné vody. Konečnou fází je hygienizace, při které dochází k odstranění patogenních organismů z kalu. Takto zpracovaný kal je využíván do stavebních materiálů, ke kompostování, jako hnojivo, či je spalován. [40] [43]

U vysoce zatížených průmyslových odpadních vod se zařazuje před aerobní stupeň biologického čištění, anaerobní biologické čištění, při kterém jsou pomocí extracelulárních enzymů vylučovaných mikroorganismy rozkládány složitější organické sloučeniny na jednodušší. Tato část se nazývá hydrolýza a na ni navazují v tomto pořadí fáze acidogeneze  $\Rightarrow$  acetogeneze  $\Rightarrow$  metanogeneze. Finálním produktem je bioplyn tvořený převážně metanem a oxidem uhličitým, v menším zastoupení vodní parou, sulfanem, vodíkem, amoniakem aj. Bioplyn je využíván k energetickým účelům a kalová voda je navracena do koloběhu čištění. Tento proces se nazývá anaerobní digesce a kromě bioplynu je produktem digestát. [40]

U mechanicky a biologicky přečištěných odpadních vod zůstává problémem vysoký obsah dusičnanů, amoniakálního dusíku a fosforečnanů, takže jejich vypouštěním dochází k eutrofizaci povrchových vod. Je tedy nutné zařadit ještě třetí stupeň čištění, při kterém se tyto anorganické sloučeniny odstraňují, buď chemickou cestou, nebo zakomponováním těchto živin do biomasy vyšších vodních rostlin, či zelených řas. [7] [31]

### **3.8.1.1 Odstraňování dusíku**

Vyloučení anorganických forem dusíku z vod, je důležité z následujících důvodů:

- Na 1 g amoniakálního dusíku je ve vodě spotřebováno 4,57 g kyslíku
- Amoniakální dusík ve vysoce zásaditém a otepleném vodním prostředí přechází na pro ryby toxický hydrát amoniaku  $\text{NH}_3 \cdot \text{H}_2\text{O}$

- Anorganické sloučeniny dusíku jsou výživou pro fytoplankton, zejména pro řasy, které nedokáží fixovat vzdušný dusík jako sinice
- Vysoké koncentrace dusičnanů v pitné vodě vyvolávají nemoc methemoglobinemii

Postup odstraňování dusíku se skládá ze dvou na sebe navazujících reakcí. První z nich je tzv. nitrifikace, která je dána dvěma částmi. Zahajuje se oxidací amoniakálního dusíku na dusitany pomocí nitrifikačních bakterií rodu *Nitrosococcus*, *Nitrosomonas* aj. Následuje druhá oxidace, a to dusitanů na dusičnany, kterou zajišťují nitrifikační bakterie rodu *Nitrobacter*, *Nitrocistis* aj. Na nitrifikaci navazuje anaerobní reakce denitrifikace. V jejím průběhu dochází k odbourávání organické hmoty denitrifikačními bakteriemi a zároveň této postupné redukci forem dusíku: dusičnany  $\Rightarrow$  dusitany  $\Rightarrow$  oxid dusný  $\Rightarrow$  plyný dusík. Dusičnany jsou zredukovány, až na plyný dusík, který uniká do atmosféry. Konečnými produkty denitrifikace jsou plyný dusík, hydroxidové ionty a voda. Samotné čištění probíhá nejčastěji v jednokalovém systému, kde směs mikroorganismů zabezpečuje, jak odstraňování organických látek, tak i nitrifikaci a denitrifikaci. [13] [38]

### 3.8.1.2 Odstraňování fosforu

Fosfor je nutné z odpadních vod odstraňovat ze dvou důvodů, jednak protože je to stěžejní živina pro masový rozvoj fytoplanktonu a zároveň jsou odpadní vody jeho hlavním zdrojem v procesu eutrofizace povrchových vod. Fosfor je na ČOV odstraňován již v biologickém stupni čištění. V aktivační nádrži jsou ve směsné kultuře mikrobů, přítomny také polyfosforečné bakterie, které využívají fosfor jako zásoby energie. Z celkové hmoty aktivovaného kalu představuje podíl fosforu nejčastěji 2-3 %. V ideálních podmínkách pro činnost poly-P bakterií se může obsah fosforu v kalu zvýšit na 10 %. Pouze biologickým odstraňováním fosforu se nezabrání eutrofizaci vodního prostředí. Účinnou metodou eliminace fosforu v odpadních vodách je jeho srážení hlinitými, železitými a železnatými solemi, nebo hydroxidem vápenatým. Koagulanty  $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$ ,  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , popřípadě  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  se může odstranit i přes 80 % fosforu. Podle toho do jakého stupně čištění se srážedlo aplikuje, rozdělujeme srážení na:

- Předřazené (mechanický stupeň)
- Simultánní (biologický stupeň)
- Zařazené (terciární stupeň)

Tyto způsoby srážení mají své výhody i nevýhody. Pokud je zvoleno srážení v aktivační směsi, je pro plnou účinnost potřeba nadbytku činidla, což při použití soli Al a Fe může vyvolat nežádoucí změny ve společenstvu aktivovaného kalu. [40] [90]

Předřazené srážení v přítoku usazovací nádrže vyžaduje větší množství koagulantu, protože zde dochází i k reakci s jinými látkami, zároveň nesmí dojít k vysrážení veškerého fosforu, který by pak chyběl mikrobům v aktivační nádrži. Minimální spotřeby srážedla a zároveň dosažení velké účinnosti odstraňování fosforu, až pod  $1 \text{ mg} \cdot \text{l}^{-1}$ , lze dosáhnout při aplikaci činidla do přítoku dosazovací nádrže, v níž se také zlepší usazování kalu. Zařazené srážení může být finančně náročnější z důvodu výstavby další nádrže a úpravy kalu. [91] Avšak nejnižších koncentrací fosforu na odtoku a zároveň nejmenší potřeby činidla je dosaženo právě při terciárním stupni čištění. [87]

J. Foller ve svém článku uvádí systém NRBF, který má být onou BAT pro čištění odpadních vod. Tento systém vyžaduje minimum změn v technologické lince ČOV. Oproti běžným technologiím terciárního stupně čištění odpadů nutnost budování velkých flokulačních nádrží, a také není nutná dodatečná filtrace vniklých chemických sráženin. Tato metoda je tedy finančně méně náročná, jak z hlediska pořizovacích, tak i provozních nákladů. Celý proces srážení je automatizován a je snadné ho propojit s centrálním řídicím systémem ČOV. Tímto systémem, lze zajistit jak účinné srážení fosforu, tak i účinnou denitrifikaci dusičnanů. Nejvíce se jeho výhody projeví u velikostních kategorií ČOV od 500 do 50 000 EO. [92] [93] Výhody systému NRBF viz tabulka č. 2

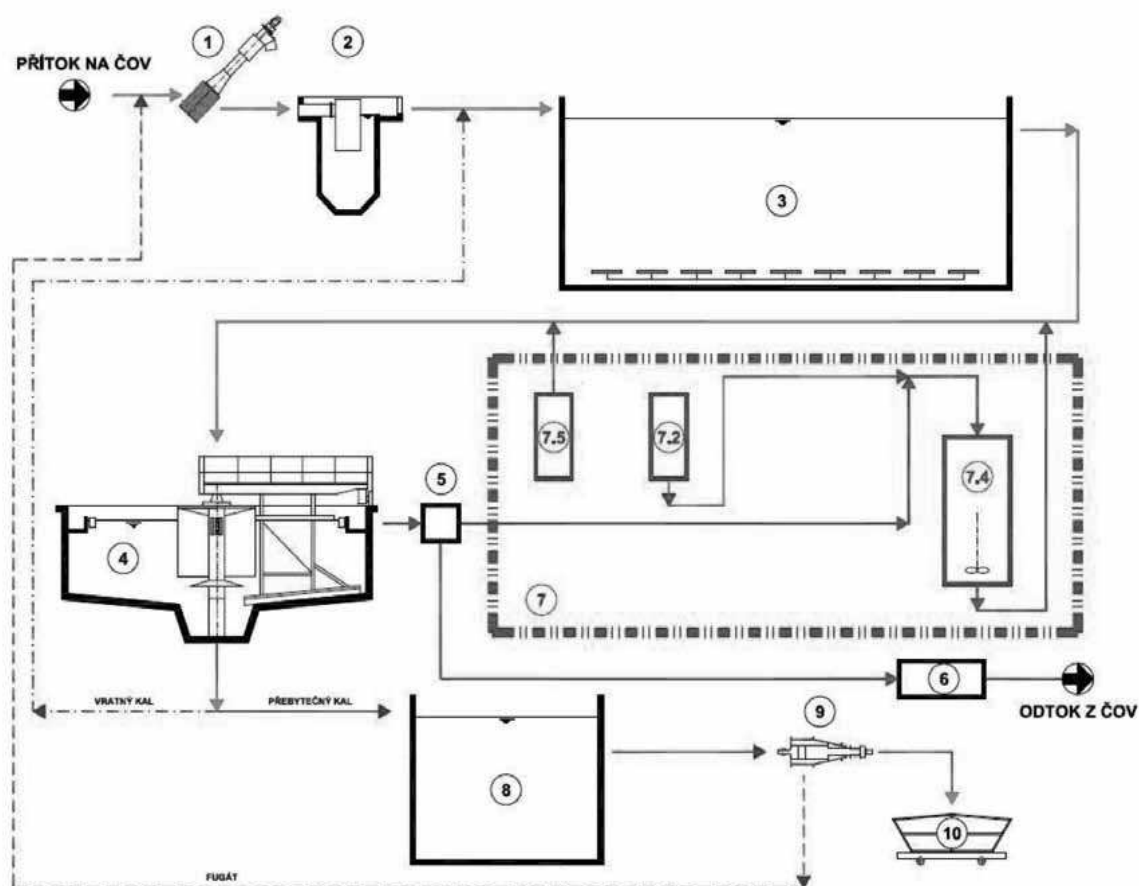
Tabulka č. 2 - Systém NRBF a běžně používané typy terciárního dočišťování [93]

Řešené funkce a problémy	Jednotka NRBF	Mikrositové filtry	Klasická písková filtrace + srážení P	Oddělené srážení P a usazování kalu
Snížení NL	Ano	Ano	Ano	Ano
Snížení CHSK	Ano	Nepatrně	Ano	Ano
Snížení $N_{\text{celk.}}$	Ano	Nemá vliv	Ano - dle řešení	Nemá vliv
Snížení $P_{\text{celk.}}$	Ano	Nemá vliv	Ano	Ano
Vazba na aktivaci	Podporuje funkci	Nemá vliv	Vliv podle řešení	Nemá vliv
Zarůstání síta	-	Častý problém	-	-
Vyšší obslužnost	Zanedbatelná	Zvýšené nároky	Značné nároky	Zanedbatelná
Poznámka	Řízený proces	Neřeší nutrienty	Vysoké inv. nákl.	Kolísavá účinnost

Systém NRBF je technicky řešen zhotovením nového okruhu s reaktory a zásobníky k odstraňování dusíku a fosforu. Tento okruh navazuje na biologický stupeň čištění ČOV. Při nejjednodušším technickém řešení, které zajišťuje pouze eliminaci fosforu, probíhá srážení fosforu odděleně ve zpětném toku do dosazovací nádrže. Biologicky přečištěná odpadní voda, která putuje zpětným potrubím z manipulační šachty, je obohacena o roztok na srážení fosforu

z automatizovaného zásobníku. Takto upravená voda s vysráženým fosforem pokračuje do reaktoru, v němž dochází k vyrovnání a zrání sraženin, dále upravená voda s produkty srážení a suspendovanými částicemi odtéká do dosazovací nádrže, před kterou ještě může docházet k dávkování pomocného koagulantu. V dosazovací nádrži pak probíhá separace chemického a biologického kalu. Nakonec je separovaný kal spolu s vratným kalem vracen zpět do biologické linky, či je odváděn s přebytečným kalem k další úpravě v kalovém hospodářství.

Podle množství a kvality přiváděné odpadní vody na ČOV, lze tímto systémem zajistit na odtoku průměrnou roční koncentraci celkového fosforu v rozmezí 0,4-1 mg·l<sup>-1</sup>. Pokud je vyžadovaná i denitrifikace, pak je celý systém doplněn o denitrifikační reaktor a zásobník externího substrátu. [93] [94]



Obrázek č. 2 - Schéma základního uspořádání systému NRBF pro odstraňování fosforu [92]

- 1 – Strojní česle, 2 – Lapák (separace) písku, 3 – Aktivační nádrž biologického stupně,
  - 4 – Biologický stupeň separace kalu (dosazovací nádrž), 5 – Manipulační šachta, 6 – Měrný objekt, 7 – NRBF ADtechnology (jednotka na odstraňování nutrientů ve zpětném proudu)
  - 7.2 – Řízený zásobník činidla na srážení fosforu, 7.4 – Reaktor, 7.5 – Nádrž na pomocný koagulant, 8 – Uskladňovací nádrž kalu, 9 – strojní odvodnění kalu, 10 – Deponie a odvoz kalu
- [93]



### 3.8.2 Současné možnosti recyklace fosforu

Na začátku této kapitoly se z dostupných zdrojů pokusím shrnout současnou situaci kolem fosforu. Z celosvětové těžby fosforu připadne 80 % na produkci hnojiv. V roce 2012 se na celém světě vytěžilo 210 000 000 t fosforu. V Evropě činí roční spotřeba 1 550 000 t fosforu, z čehož 65 % je využito jako hnojivo. Problémem je, že z evropských ložisek je získáno pouze 8 % potřebného množství fosforu a 92 % se dováží. Pokud vezmeme v potaz současnou poptávku po fosforu, pak jeho celosvětové zásoby vystačí na 100-120 let, podle některých zdrojů je tato situace ještě horší. V případě jeho nedostatku, by byla vážně ohrožena produkce potravin. Také samotná kvalita této suroviny se bude zhoršovat kontaminací těžkých kovů v důsledku obtížněji dostupných ložisek a tím i komplikovanější těžbě. [86] [95] Cena fosfátů se bude rapidně zvyšovat. Pro příklad mezi roky 2004-2010 se ceny zvýšili devítinásobně. [14]

Již v roce 2014 Evropská komise umístila fosfor do seznamu dvaceti kritických surovin. Špatný stav kolem fosforu uzavírá skutečnost, že většina této cenné látky končí na dně moří. Z výše uvedených řádků vyplývá nutnost recyklace fosforu.

Dovážený fosfor je možné nahradit z 15 % recyklací odpadních vod. Oněch 15 % z odpadních vod není v současnosti využíváno. Technologicky to však na ČOV možné je. Například krystalizací fosforu do podoby struvitu, hydroxylapatitu, a také transformací kalů na popílek. [86] [95]

#### 3.8.2.1 Recyklace fosforu do formy struvitu

Jako nejperspektivnější řešení se nabízí krystalizace fosforu z kalové vody, která je výstupem anaerobní stabilizace a to konkrétně do formy struvitu ( $\text{NH}_4\text{MgPO}_4 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$ ). Touto cestou je možné získat, až 90 % fosforečnanového fosforu a 80-90 % fosforu celkového. Další výhodou této metody je eliminace poškozování zařízení kalového hospodářství, protože velké množství fosforu zde vytváří kupříkladu povlaky, či obrušuje technologický materiál. Struvit je velmi kvalitní biologicky dostupné hnojivo. Živiny jsou z něj pomalu uvolňovány, a nehrozí tak jejich odplavení z orné půdy přívalovými dešti. Samotný proces tvorby struvitu začíná v kalové vodě, která má pomocí hydroxidu vápenatého, či okysličováním zvýšené pH na hodnotu 8,5-9. Do takto připravené vody se aplikují soli hořčíku ( $\text{MgCl}_2$ ,  $\text{Mg}(\text{OH})_2$ ) v takovém množství, aby se dosáhlo požadovaného molárního poměru  $\text{Mg} : \text{N} : \text{P}$ , pro účinnou tvorbu struvitu.

Pro názornost uvedu experimentální pokus, který byl proveden na čtyřech ČOV kategorie nad 100 000 EO. V něm se sice ukázalo, že získávání struvitu z kalové vody je neekonomické, avšak důvodem bylo současně prováděné srážení fosforu železitými solemi. V důsledku tohoto srážení byly koncentrace fosforu v kalové vodě nízké a tím pádem i molární poměr N : P byl ke srážení struvitu nevhodný. Vhodný molární poměr ovlivňuje i velikost krystalů struvitu. Z větších krystalů struvitu se prvky uvolňují pomaleji, což je u hnojiva žádoucí. Získávání struvitu je možné řešení u velkých ČOV, kde jsou koncentrace dusíku a fosforu vysoké a v ideálním molárním poměru (N : P = 3 : 1), tím pádem je dosaženo vysoké výtěžnosti velkých krystalů struvitu. [86]

Znovuzískávání fosforu ve formě struvitu probíhá v současné době například na některých ČOV v USA a Kanadě. Evropa aktuálně recykluje 1000 t fosforu za rok, přičemž většina tohoto fosforu je získána právě ve formě struvitu. Aktivními evropskými zeměmi jsou kupříkladu Německo či Velká Británie. [95]

Zajímavá studie provedená univerzitou v Singapuru ukázala možnost získávání struvitu v domácnostech z moči pomocí mořské vody, či slané vody, která je v procesu krystalizace levným a dostupným zdrojem hořčíku. Účinnost krystalizace fosforu, při ideálním molárním poměru Mg : P = 1 : 1 a pH 9,3 byla více než 99 %, přičemž výsledný produkt představoval z 90 % struvit a z 10 % CaCO<sub>3</sub>. Uhličitan vápenatý se může využít ke zlepšení vlastností kyselých půd. [96] Jiná zahraniční studie prokázala účinnost 99 % v získávání fosforu ve formě struvitu z moči za použití činidla MgO při molárním poměru Mg : P = 2 : 1. Velikost získaných krystalů struvitu se pohybovala mezi 50-100 μm. [97]

Podobná studie provedená v Hong Kongu zkoumala možnost separace struvitu z moči v typicky obydlených a kancelářských budovách ve městě. Systém, který by zajišťoval získávání struvitu, by dosavadní spotřebu energie budovy navýšil o méně než 0,3 %. Další výhodou tohoto systému je úspora 52 % pitné vody v důsledku používání slané vody na splachování toalety. [98]

### **3.8.2.2 Recyklace fosforu z čistírenských kalů**

Dalším vhodným zdrojem pro opětovné získání fosforu je kal. Problém těžkých kovů v kalu řeší technologie Ash-Dec, při které je odvodněný kal spalován na popílek při teplotě přes 1000 °C. Těžké kovy jsou převedeny na plyn a vázány pomocí chloridů, které jsou následně zadrženy vzduchovými filtry. Touto technologií získaný popílek je využíván v zemědělství jako hnojivo. Jiné technologie pro tvorbu fosforečného hnojiva využívají extrakce fosfátů za extrémních hodnot pH z odvodněného nebo zahuštěného kalu. V ČR poslední dobou hojně užívané srážení fosforu na ČOV Al a Fe solemi je sice účinná metoda pro omezení eutrofizace, avšak z hlediska recyklace fosforu má své zápory. [95] Kal s obsahem fosforu vázaného Fe a Al solemi je brán jako nevhodné hnojivo, protože takto vázaný je pro rostliny biologicky nedostupný. Fosfor by bylo tedy zapotřebí vyvázat a převést do plodinám dostupných forem. Tento problém odpadá v případě, že je fosfor srážen hydroxidem vápenatým na hydroxyapatit, protože jeho rozpustnost roste při  $\text{pH} < 9,5$ . Nevýhodou aplikace hašeného vápna je nutnost udržování vysokého pH k účinnému vysrážení fosforu. [87] [89]

Na závěr uvedu high-tech metodu zkoumanou v Japonsku. Z pevné části komunálního kalu by se procesem dvoustupňového hydrotermálního zkapalňování při teplotách 225-275 °C získaly živiny, které by se mohli využít pro kultivaci určitých druhů mikroskopických řas, které produkují velké množství lipidů. Tyto řasy by poté posloužili k výrobě biopaliva. [99]

### **3.8.2.3 Budoucnost recyklace fosforu**

Rostoucí cena fosforu a jeho nedostatek donutí změnit současné postoje k nakládání s fosforem, jakožto s odpadem. Fosfor bude vnímán jako cenná surovina. Technologie recyklace fosforu se pravděpodobně během pár desetiletí stanou velmi žádoucími. [14]

Podíl recyklovaného fosforu by mohla zvýšit připravovaná změna zákona o hnojivech Evropskou unií, která by měla zařídit, že určitá část z celkového objemu používaných hnojiv bude muset pocházet z recyklace. Významné jsou i fosforové platformy, kterých ve světě neustále přibývá. Tyto aktivity si kladou za cíl sdružovat lidi a společnosti, kteří se zajímají o zacházení s fosforem a také zvyšovat osvětu kolem stavu fosforu. Obdobné zájmy akorát na globální úrovni má fórum Global TraPs. V ČR je momentálně řešena fosforová platforma. Důležitá je také přibývajícím finanční podpora EU na vědeckovýzkumné činnosti v oblasti znovuzískávání fosforu. [95]

### 3.8.3 Protierozní ochrana půdy

V současné době je v ČR ohrožena více než polovina výměry zemědělské půdy vodní erozí. [50] Dalším důležitým opatřením proti indukované eutrofizaci povrchových vod zejména dusíkem je vedle řádného čištění odpadních vod protierozní ochrana půdy, především na zemědělských pozemcích. Ta má mimoto za úkol zabránit odnosu cenné svrchní vrstvy ornice, zanášení dna toků a vodních nádrží a zvýšenému povrchovému odtoku. Nejdůležitějším protierozním opatřením je vhodný vegetační pokryv. Ten nejenže chrání půdu před přímým rozrušováním kapkami vody z přívalového deště snížením jejich kinetické energie, ale také zvýší odolnost půdy proti vymílání vodou, či zasakovací schopnosti půdního povrchu. V závislosti na protierozním účinku se pěstované plodiny rozdělují do tří kategorií:

- Plodiny s velkým protierozním účinkem (jeteloviny, jetelotrávy, travní porosty)
- Plodiny s dobrým protierozním účinkem (meziplodiny, obiloviny, luskoviny)
- Plodiny erozně nebezpečné-širokořádkové plodiny (kukuřice, cukrová řepa, slunečnice, brambory) [100] [101]

Vysoký protierozní účinek mají i ponechané rostlinné zbytky po sklizni. Ty jsou upraveny mulčováním do mulče. Pokud je tato nastýlka rovnoměrně a v dostatečné tloušťce rozprostřena po celé ploše orné půdy, pak jí dokáže chránit před vodní erozí v podstatě celoročně. Do mulče se provádí setí širokořádkových plodin. Rostlinné zbytky chrání půdu před vysycháním, zlepšují infiltraci vody a zabraňují tvorbě půdního škraloupu. [100]

Správně obhospodařovaná půda vodu vsakuje, zadržuje a čistí. V současné době dokáže zemědělská půda ČR zadržet cca 5 miliard  $m^3$  vody. Pokud by krajina a zejména půda byly v ideálním stavu, pak by se retenční schopnost půdy vyšplhala, až na hodnotu 8,4 miliardy  $m^3$  vody. Důvodem proč jsou půdy erozně ohrožené a jejich vlastnosti nejsou takové, jaké by měli být, je současný vztah zemědělců k půdě. Jelikož přes 80 % zemědělců obdělává pronajatou půdu, tak jejich hlavním cílem jsou maximální výnosy a minimální investice. Menší aplikace statkových hnojiv, nevhodné osevní postupy, absence přirozených krajinných prvků na velkoplošných pozemcích, nedostatek protierozních opatření, či utužená půda mají za následek vodní erozi a malou vododržnost půdy. Následný erozní smyv snižuje tloušťku půdního profilu, který se pak stává náchylnější na vysychání. Oborem, který řeší nejen protierozní ochranu, ale v podstatě všechny veřejné zájmy na dané území jsou pozemkové úpravy. [102]

Jejich definice je dle § 2 zákona č. 139/2002 Sb. o pozemkových úpravách následující: „*Pozemkovými úpravami se ve veřejném zájmu prostorově a funkčně uspořádávají pozemky, scelují se nebo dělí a zabezpečuje se jimi přístupnost a využití pozemků a vyrovnání jejich*

*hranic tak, aby se vytvořily podmínky pro racionální hospodaření vlastníků půdy*". Při návrhu nových pozemků se řeší zlepšení životního prostředí a ochrana i zúrodnění půdního fondu, redukování nepříznivých účinků povodní a sucha, dále jsou brány v potaz odtokové poměry v krajině, či zvýšení její ekologické stability a mnohé další skutečnosti. [103] Pro dosažení výše zmiňovaných cílů slouží při pozemkových úpravách tzv. společná zařízení. Ty zahrnují kromě prvků protierozních opatření také cesty, mostky, vodní nádrže, úpravy toků, biocentra a mnohé další. [68]

Opatření proti vodní erozi jsou trojího typu:

- Organizační (ochranné zatravnění, či zalesnění, pásové střídání plodin aj.)
- Agrotechnická (vrstevnicové, či ochranné obdělávání půdy aj.)
- Biotechnická (protierozní průlehy, příkopy, hrázky, cesty, nádrže aj.)

Samotnému návržení protierozních opatření předchází průzkum terénu. Následně jsou posouzeny aktuální ztráta půdy a odtokové poměry. Poté se navrhuje jednotlivá protierozní opatření, přičemž se postupuje nejdříve od organizačních, přes agrotechnická, až po finančně a realizačně náročnější biotechnická opatření. Po každém navrženém opatření je jeho účinnost ověřena výpočtem ztráty půdy a odtokových poměrů. Prostřednictvím pozemkových úprav jsou realizována biotechnická opatření. Organizační i agrotechnická opatření jsou financována z národních a evropských dotačních programů. [104]

### **3.8.4 Mechanické ošetření sedimentů**

Uložené sedimenty na dně nádrží představují zdroj živin pro masový rozvoj fytoplanktonu, snižují retenční kapacitu vodních útvarů, a také v nich setrvávají sinice ve formě inokula. Metod na ošetření sedimentu existuje celá řada. Například srážení fosforu Al a Fe solemi, mineralizace organického podílu usazenin pomocí mikroorganismů, odtěžení sedimentů apod. Zjednodušeně lze rozdělit na chemické, biologické a mechanické způsoby. [89]

Zásadní problém v odtěžení a následném využití sedimentů představuje jejich kontaminace radioaktivními prvky (např. cesium), těžkými kovy (kadmium, olovo, rtuť, zinek aj.), organickými polutanty (detergenty, ropné látky, hnojiva) a další. Překážku představují také nemalé finanční investice, vypuštění nádrže, popřípadě nemožnost vypuštění. Dále je nutné zabránit přísunu živin do recipientu z okolního prostředí, jinak těžba sedimentu nepřinese požadovaný dlouhodobý efekt, ale maximálně krátkodobý. Naštěstí v dnešní době již existují finančně únosnější a ekologicky šetrné metody těžby sedimentu s možností jeho rozdělování a ná-

sledného využití. V následujících podkapitolách budou rozebrána některá opatření mechanického charakteru. [105]

#### **3.8.4.1 Těžba sedimentů**

Mechanické odstraňování sedimentů patří mezi nejnákladnější opatření. Před samotnou těžbou je vždy nutné zjistit strukturu, mocnost a složení usazených částic. Fosfor je nejvíce obsažen ve svrchní vrstvě sedimentu. Existují dva způsoby těžení usazenin a to:

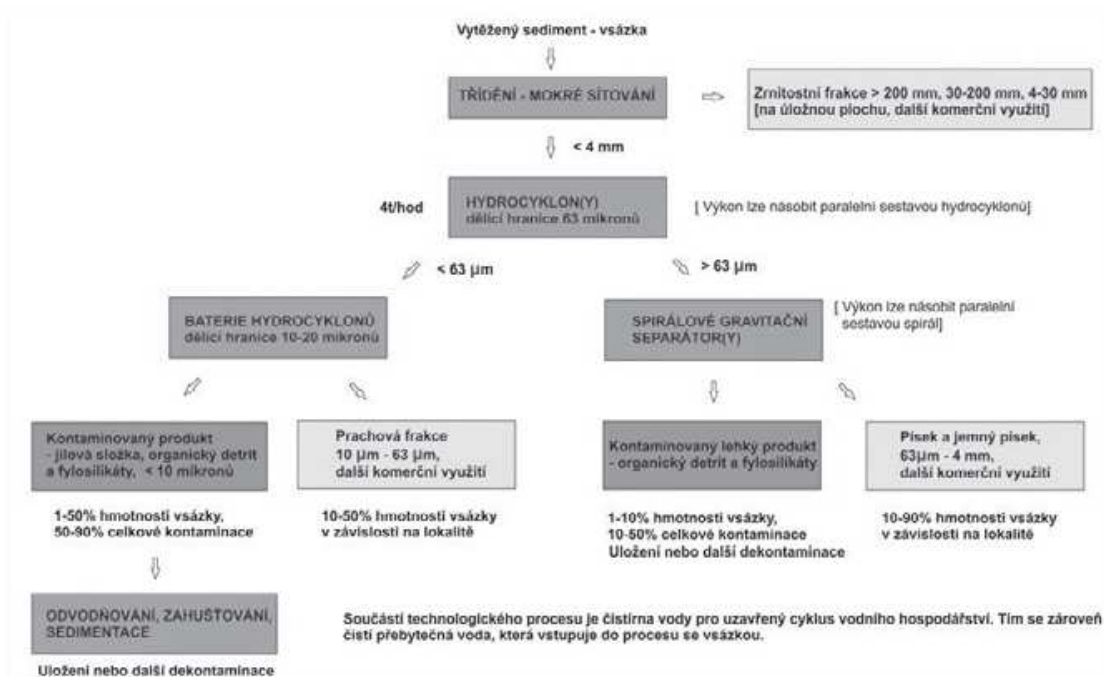
- Těžba mokrou cestou (plovoucím sacím bagrem v nevypuštěné nádrži)
- Těžba suchou cestou (po vypuštění nádrže a vysušení sedimentu, odebrání buldozery a rypadly)

U klasické těžby sedimentu suchou cestou jsou finance potřebné nejen na těžbu, ale i převoz a následné uložení sedimentu. Výhodné je použití suché cesty při rekonstrukci vypuštěné nádrže. Nevýhody spočívají v zatížení břehů a statiky okolní zástavby, hluku a prašnosti, či vytěžení sedimentu, až na surové dno a odstranění biologicky aktivní vrstvy. Těžba mokrou cestou představuje moderní a ekologicky šetrnou metodu. Sací bagr plave na vodní hladině, přičemž těží sediment, který je následně dopravován i několik kilometrů plovoucím potrubím k dalšímu zpracování. To vše probíhá za každého počasí bez zatěžování okolí prachem a hlukem, dokonce nedochází ani k rušení hnízdících ptáků. Sacím bagrem lze odsávat cíleně jednotlivé vrstvy sedimentu. V případech, kdy je vodní plocha nádrže rozměrnější a objem sedimentu překračuje hodnotu 10 000 m<sup>3</sup>, je mokrá metoda ekonomicky výhodnější, než suchá. Odsávaný sediment je zavodněný v poměru sediment : voda = 1 : 10, aby byl možný jeho transport potrubím. [89] [106]

Proces odstraňování sedimentu sacím bagrem je v současné době možné zefektivnit doplněním o odvodňovací a rozdružovací zařízení. Výzkum rozdružovacích procesů přehradních sedimentů je název projektu, který byl realizován mezi lety 2012-2014. V plánu bylo nalezení ekonomicky dostupného a k životnímu prostředí šetrného postupu odtěžení sedimentu ze dna nádrže. Dále měly být navrženy metody na účinné zpracování odtěženého materiálu pro jeho následné využití. Výstupy tohoto projektu ukázaly, že by celý proces těžby mohl probíhat následujícím způsobem. Prvním krokem je nalezení a charakterizace sedimentu pomocí sonarového zařízení a zpracování dat v programech jako ATLAS, CAD, aj. Tímto způsobem se získá digitální obraz povrchu dna, terénu povodí nádrže a jiné charakteristiky, také je možné sledovat změny objemu sedimentů v čase.

Velmi důležitou částí, od které se odvíjí realizace těžby, je odběr vzorků. Nejdříve jsou odebrány maloobjemové vzorky z různých částí nádrže, jejichž podrobnou analýzou je zjištěno složení sedimentu. Pokud je složení v souladu se záměrem tj. naplnilo očekávání investora, přistoupí se k odběru velkoobjemových vzorků plovoucí sestavou. Ty slouží ke stanovení metod podrobného rozdělení sedimentu v laboratorních podmínkách, který zajistí dekontaminaci a využitelnost sedimentu. Laboratorním analýzám předchází ještě rychlé tzv. XRF analýzy v terénu, které jsou poměrně přesné, a umožňují tak redukci počtu vzorků pro podrobnou analýzu v laboratořích, čímž snižují náklady.

Po těchto pracích již následuje těžba a rozdělování sedimentů. V tomto výzkumu byl vybrán geotextilní vak SoilTain. Pomocí něj lze v terénu odvodnit a rozdělit sediment. Na čerpání sedimentu s vodou do vaků byla zvolena sestava Dragflow. Následně po vysušení odtěženého materiálu v geotextilních vacích byly mechanicky odděleny písek a štěrk pro využití ve stavebnictví, jílová hmota pro výrobu keramiky, či jíly s hlínou obohacené o drobnou dřevní hmotu na kompostování. Tímto způsobem lze přímo na místě třídít zrna o velikosti větší než 200 mm, 200-30 mm a 30-4 mm. Další třídění probíhalo v laboratorních podmínkách. Frakce větší než 63 μm byly odseparovány spirálovým separátorem a částice 63-10 μm byly odděleny laboratorní jednotkou hydrocyklonu. Po tomto roztrídění zůstávají jen nejjemnější a kontaminované částice jakými jsou organický detrit, či jílová složka. Celý proces rozdělování je popsán na obr. č. 2. [105]



Obrázek č. 3 - Proces rozdělování sedimentu [105]

#### **3.8.4.2 Překrývání sedimentů**

Tato metoda se využívá k ošetření znehodnoceného sedimentu těžkými kovy, toxickými organickými látkami, nebo k zabránění uvolňování živin z usazených částic. Nevýhoda, kvůli které se metoda používá ojediněle, spočívá ve složitosti vytvoření pravidelné souvislé krycí vrstvy na dně nádrže. Překrývání sedimentů také snižuje kapacitu vodního útvaru. Výhodou je nižší finanční a technická náročnost oproti těžbě sedimentů.

Samotné opatření představuje aplikaci dvou na sebe navazujících vrstev. První překrytí sedimentu je tvořeno tzv. aktivní bariérou, která zajistí imobilizaci kontaminantů, nebo nutrientů v pórové vodě adsorpcí, popřípadě srážecí reakcí. Tato vrstva může být tvořena z vápenců, jílovitých materiálů, zeolitů, sloučenin hliníku a železa, biopreparátů, geotextílie, izolační fólie, surového popela, rozdrčených cihel a řady dalších ekotoxikologicky nezávadných materiálů. Na aktivní bariéru je rozprostřena mechanická bariéra. Mocnost této vrstvy musí být nejméně 30-40 cm. Dále by měla být složena z hrubšího materiálu, než ze kterého je tvořen překrývaný sediment, aby nedošlo k promíchávání vrstev při působení okolních vlivů. Mechanickou bariéru lze vytvořit z čistého sedimentu, písku nebo šterku. Metodu překrývání sedimentů je možné kombinovat s těžbou sedimentů a to tak, že se kontaminovaný sediment vytěží a přesune na jedno místo, kde je ošetřen překrytím. Detailně popsany postup pro překrývání sedimentů viz stránky US EPA. [89]

#### **3.8.5 Biomanipulace**

Pojmem biomanipulace se zjednodušeně rozumí zásah do potravní struktury ekosystému s cílem dosažení nové požadované skladby biocenózy. V souvislosti s omezením následků eutrofizace a její samotné se praktikují ve vodních útvarech ČR v podstatě dva typy biomanipulace. Obě mají za cíl především omezení rozvoje fytoplanktonu. První z nich se soustředí na omezení počtu planktonofágních ryb, což se pozitivně projeví na růstu populace velkého zooplanktonu, který následně redukuje fytoplankton a tím se zvýší průhlednost vody. Toho se dosáhne buď výlovem planktonofágních druhů ryb, či vysazením dravých druhů ryb, nebo jejich kombinací. Druhým typem biomanipulace se zajišťuje obnova, pro mírný pás přirozeného litorálního ekosystému. Využívá se především v mělkých rybnících. Jedná se o reintrodukcí populací vodních rostlin, které přímo konkurují fytoplanktonu potřebou živin, allelopatickým působením, poskytováním úkrytů některým druhům filtrujících perlooček a dravým rybám apod. Jak omezení počtu většinou kaprovitých druhů ryb, tak i dostatečný rozvoj vod-



ních rostlin je pro zajištění čiré vody důležitý. V následujících podkapitolách jsou uvedeny některé realizované biomanipulace a rozebrány úskalí a výhody těchto zásahů. [107]

### 3.8.5.1 Rybník Rod

Na vodních útvarech ČR již proběhlo několik řízených biomanipulací. Jako první zmíním případ eutrofního rybníka Rod. Obsádka kapra zde vyvíjela intenzivní vyžírací tlak na velký zooplankton. Cílem projektu byla úplná náhrada kapra za společenstvo lína s candátem. Redukce zooplanktonu bývá většinou připisována na vrub kapra, avšak ne všude se možnost snížení obsádky kapra nabízí jako vhodné řešení.

Bez kapra rybník fungoval od roku 2014 do roku 2016. Za toto období došlo k postupným změnám. V prvním roce byl zaznamenán značný nárůst velkého zooplanktonu, nicméně v létě nastal extrémní rozvoj sinic druhu *Aphanizomenon flos-aquae*, jejichž 2 cm velké kolonie nedokázal zooplankton pozřít. Ve druhém roce se vystřídali velké populace jak zooplanktonu, tak vláknitých řas a vodních rostlin. V červnu 2015 byl především překvapivý enormní nárůst rostliny *Ceratophyllum demersum*, která zarostla, až jednu třetinu rybníka. Zaznamenáno bylo i rozšíření bentosu. Největší problém nastal v roce 2016, kdy obsádka lína s candátem menší než 50kg/ha nepředstavovala dostatečnou konkurenci pro invazivní druh ryby střevočku východní (*Pseudorasbora parva*), která se přemnožila.

Během období 2014-2016 se naměřili nadprůměrné koncentrace chlorofylu-a, SRP a  $P_{\text{celk}}$ . Koncentrace celkového fosforu a chlorofylu-a byly dokonce dvakrát vyšší, než doposud známé nejvyšší sezónní hodnoty. Pozitivní změnou tohoto pokusu bylo zvýšení biodiverzity, což se projevilo na početné přítomnosti vodních ptáků v roce 2015. Nežádoucím následkem byl nárůst koncentrací sledovaných látek, a také kolísání pH do výrazně alkalických hodnot, nebo nedostatek rozpuštěného kyslíku.

Tímto experimentem se dokázalo, že rozhodující vliv na fungování ekosystému rybníka má nadměrná dostupnost živin, a také to, že přiměřeně velká kapří obsádka je těžko nahraditelná. Biomanipulace může situaci výrazně zhoršit, má však význam po eliminaci, jak živin z povodí, tak i těch dodávaných v nadměrné míře rybáři včetně staré vnitřní zátěže rybníka. Teprve poté by se biomanipulací mohlo rychleji docílit stabilního rybníčního ekosystému, kdy živiny budou požadovaným způsobem využity v potravní síti a nebude docházet k eutrofizaci rybníka ani odtoku z něj. [22] [23] [108]

### 3.8.5.2 Bolevecký rybník

Velký Bolevecký rybník o rozloze 43 ha, průměrnou hloubkou dva metry a maximální hloubkou pěti metrů, leží na konci soustavy rybníků v Plzni. Hlavním využitím rybníku je rekreace. Podmět k následujícím opatřením dala, až sinicová kalamita v roce 2000. Projekt biomanipulace začal v roce 2005 po důkladném zmapování rybníční soustavy. V celé soustavě byl zaveden extenzivní chov ryb, který zajistil čistý přítok do Boleveckého rybníka. Kvůli navázání fosforu v sedimentu rybníka se provedla aplikace velkého množství hlinitých koagulantů PAX-18. K završení plánu mělo dojít biomanipulací vodními rostlinami. Tato konečná fáze však sebou přinesla řadu komplikací.

Do roku 2008 se v rybníce zvyšovala biologická rozmanitost a čistota vody se zlepšila. Téhož roku se vysadili původní druhy rostlin. Jejich růst byl natolik intenzivní, že již v srpnu 2008 byly přemnožené. Následující roky se dominance jednotlivých druhů vegetace střídala. Mezi rychle rostoucí druhy, které prorůstají skrze vodní sloupec, až k hladině patří například původní druh stolítek klasnatý (*Myriophyllum spicatum*), dále invazivní vodní mor kanadský (*Eloдея canadensis*) a morovinka vodní (*Egeria densa*) a další. Na redukci těchto druhů byly zpočátku pořízeny speciální vodní kosy a hrabě a roku 2013 i vodní harvester. Bez údržby těchto druhů, zvláště pak invazivních, by nebyla možná rekreace. Navíc je potřeba odstraňovat fosfor zakomponovaný v biomase.

Největším úskalím tohoto projektu se stalo přemnožení vodních plžů zejména invazivního druhu kružníka malého (*Gyraulus parvus*). Plži jsou totiž mezihostiteli vývojového stádia ptačích motolic tzv. cercárií, které mohou napadat lidskou kůži a způsobovat cercáriovou dermatitidu, jejíž projevem je kožní vyrážka. Biomanipulacemi se na tomto rybníce dosáhlo průzračné vody. Regulace vodní vegetace každý měsíc v průběhu sezóny je udržitelnou záležitostí, avšak největší problém představují cercárie. Vcelku účinnou prevencí je nekrmit vodní ptáky v místech, kde se lidé koupou a také se vyhýbat při plavání vodní vegetaci. Časem se ukáže, zdali se problém s cercáriemi plně vyřeší, nebo jestli budou představovat větší riziko pro rekreaci než vodní květ. [26] [107]

### 3.8.5.3 Vodárenská nádrž Hamry

Biomanipulace na přehradních nádržích jsou obzvláště problematické. Časté manipulace s hladinou vody nedovolují vývoj stabilního makrofytového litorálu. Početná rybí obsádka se na obrovských nádržích obtížně reguluje z technických a organizačních důvodů. Avšak re-

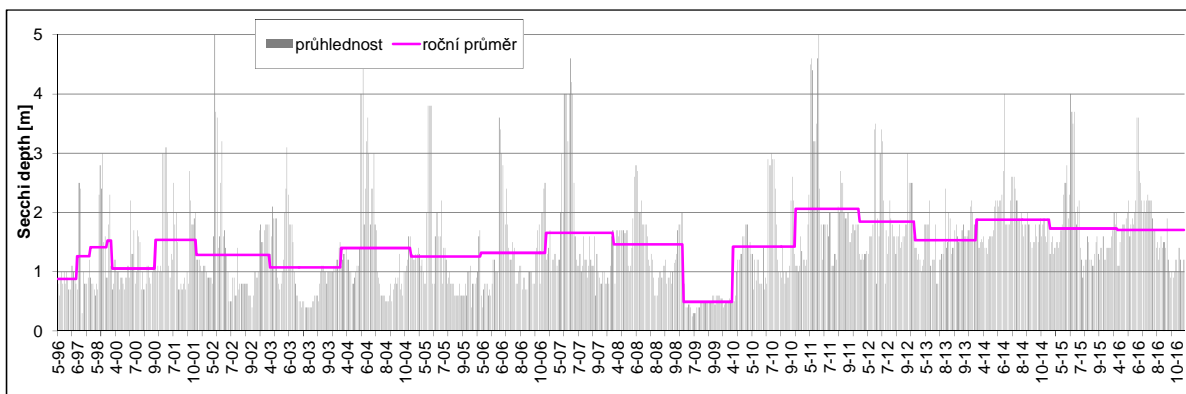
dukce kaprovitých druhů ryb a plůdku okouna byla úspěšně prováděna na údolní přehradě Hamry. Tato biomanipulace začala v roce 2009 a trvala čtyři roky. Prokázalo se navýšení stavu velkého dafniového zooplanktonu. Ten však nedokázal efektivně filtrovat populace fytoplanktonu. Vysoká trofie nádrže Hamry nedovolila snížení biomasy fytoplanktonu. [107] [109]

### **3.8.6 Příklad kombinace nápravných opatření na Brněnské přehradě**

V důsledku masivního rozvoje sinic v období před rokem 2010, byla voda v Brněnské údolní nádrži nevhodná ke koupání. Tuto nežádoucí situaci má na svědomí intenzivní eutrofizace řeky Svratky, která je přítokem Brněnské přehrady. Proto se navrhla a uskutečnila řada opatření na snížení eutrofizace a rozvoje vodního květu. Stalo se tak v rámci projektu Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži. Hlavním cílem této akce, bylo zredukovat inokula sinic v sedimentech nádrže minimálně o 50 % a zvýšit prostřednictvím aerace koncentraci kyslíku v hloubce 1 m nade dnem na hodnotu  $2 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ .

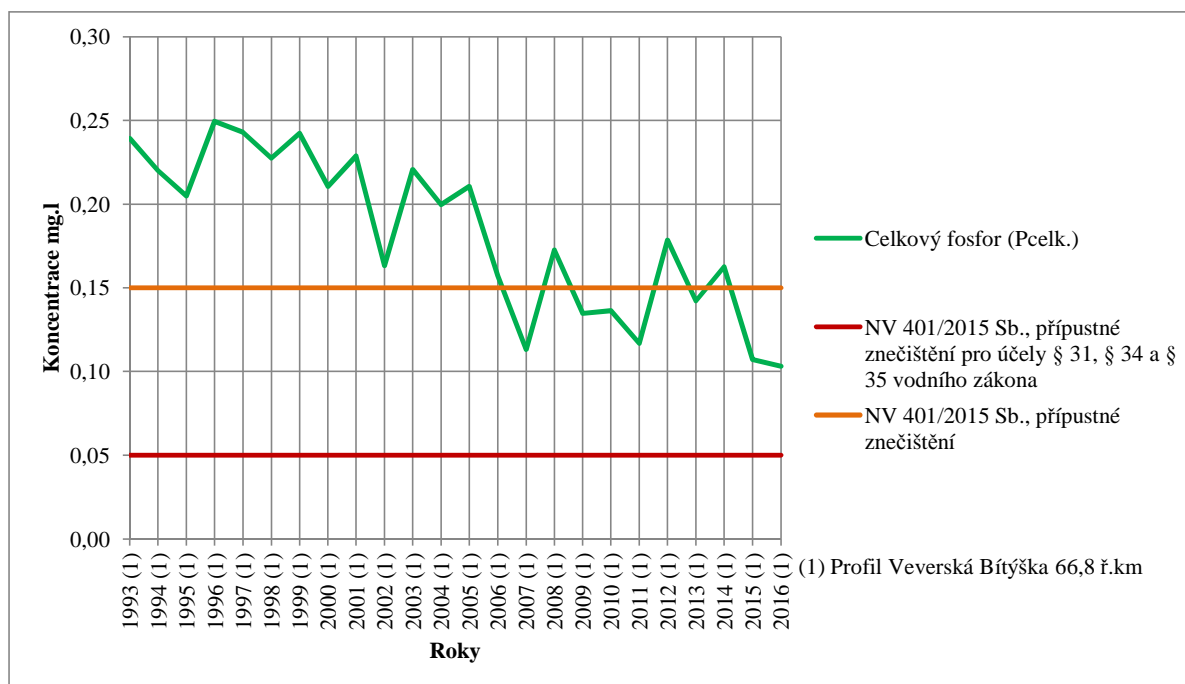
Celý projekt je celosvětově unikátní kvůli rozsahu podniknutých opatření. Prvotním zásahem se stalo letecké vápnění obnažených břehů vápenatým hydrátem, které zrychlilo rozklad organického podílu sedimentů, jež by mohl sloužit jako zdroj živin sinicím. Proces mineralizace sedimentů byl ještě podpořen upuštěním hladiny o 10 m. V tomto stavu nádrže byla nasazena speciální loď se zařízením pro sběr sinic a provzdušňování. Dále došlo k podpoře rozvoje zooplanktonu následkem výměny bílých ryb za dravé druhy ryb. Mezi hlavní opatření patří srážení fosforu na přítoku nádrže 41% roztokem síranu železitého. Dávkování probíhá od začátku května do konce září a je řízeno automaticky, v závislosti na průtoku s možností ovládání přes internet. Účinnost srážení fosforečnanů se pohybuje v rozmezí 90-96 %, dle dávky síranu železitého, která činí  $20\text{-}60 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ . Druhým důležitým opatřením je použití dvaceti aeračních věží k provzdušnění a promíchání vodního sloupce. Pro jejich maximální účinek bývají rozmístěny napříč celé nádrže do obrazce polygonu. V případě zvýšeného výskytu sinic jsou v záloze opatření, jako dávkování polyaluminium chloridu, či sběr biomasy pomocí speciální lodi. Součástí projektu je i podrobný monitoring, při němž je v podstatě kontrolován vliv opatření na vodní prostředí. Výsledkem vzájemného působení těchto opatření je snížení počtu buněk sinic v sedimentu o 90 %, koncentrace kyslíku  $3,7 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$  v metru nade dnem, či vyhovující stav vody ke koupání dle hodnocení Krajské hygienické stanice. Brněnská údolní nádrž je v současné době rekreačně hojně využívána. [110]

Následující graf č. 1, na kterém je vidět zvýšená průhlednost vody v nádrži oproti rokům bez zásahů, dále potvrzuje efektivnost zmiňované kombinace opatření.



Graf č. 1 - Průhlednost vody Brněnské přehrady mezi lety 1996-2016 [Zdroj: PMo s.p.]

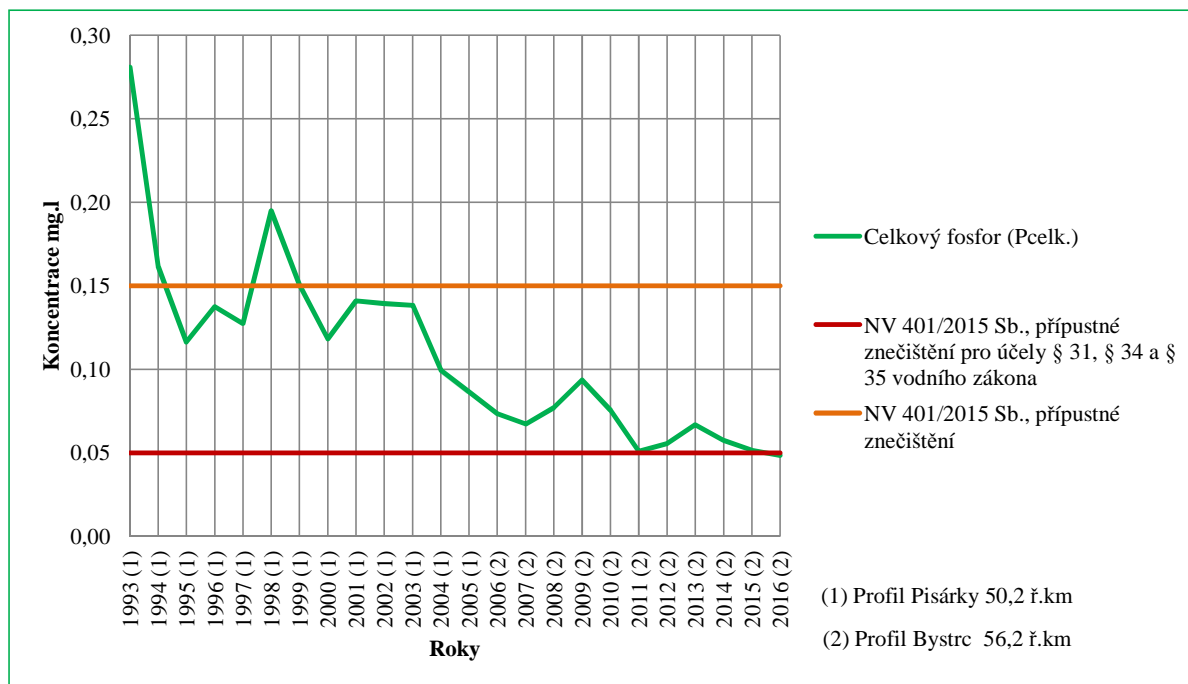
Zlepšila se i situace s koncentrací celkového fosforu na řece Svatce, která je hlavním přítokem Brněnské přehrady, a to konkrétně na sledovaném profilu ve Veverské Bítýšce viz graf č. 2. V letech 2015 a 2016 je dosažena nejmenší roční průměrná hodnota koncentrace celkového fosforu, avšak limit ( $P_{\text{celk.}} 0,05 \text{ mg}\cdot\text{l}^{-1}$ ) daný aktuálním nařízením vlády č. 401/2015 Sb., který je stanoven pro povrchové vody využívané ke koupání dodržen není. [37] Nutno ale podotknout, že až 50 % množství celkového fosforu zachytávají vodní nádrže Vír I. a Vír II., které pravděpodobně snižují ve Svatce i koncentrace celkového dusíku. [Zdroj: PMo s.p.]



Graf č. 2 - Vývoj koncentrace  $P_{\text{celk.}}$  na řece Svatce (Brněnská přehrada přítok)

[Zdroj: PMo s.p.]

Pokud se podíváme na koncentrace celkového fosforu ve sledovaných profilech Bystrc a Pisárky, neboli na odtoku z Brněnské údolní nádrže zjistíme, že od roku 2011 dosahují koncentrace nejmenších hodnot. V roce 2016 roční průměrná koncentrace celkového fosforu dokonce vyhovuje požadavkům pro využívání vody ke koupání, jako zdroje pitné vody, či je voda vhodná pro život a reprodukci původních druhů ryb a vodních živočichů. Viz graf č. 3.



Graf č. 3 - Vývoj koncentrace  $P_{celk.}$  na řece Svatce (Brněnská přehrada odtok)

[Zdroj: PMo s.p.]

### 3.9 Stav povrchových vod ČR dle současných legislativních požadavků

V současné době (2016-2017), řeší přípustné znečištění povrchových vod nařízení vlády č. 401/2015 Sb. [37] Klasifikace jakosti povrchových vod je v ČR řešena dle ČSN 75 7221. [80] Na základě jejich požadavků bude v následujících podkapitolách zhodnocen stav povrchových vod. Budou mezi sebou porovnány základní ukazatele kvality vody, a to konkrétně pětidenní biochemická spotřeba kyslíku ( $BSK_5$ ), která vyjadřuje spotřebu kyslíku při biochemické oxidaci biologicky rozložitelných organických látek za pět dní ve vodě. Další ukazatel přítomnosti organických látek ve vodě je  $CHSK_{Cr}$ , neboli chemická spotřeba kyslíku dichromanem draselným na oxidaci všech organických látek. [3]

Amoniakální dusík ( $N-NH_4^+$ ) značí ve vodě přítomnost znečištění dusíkatými organickými látkami živočišného a rostlinného původu. Je totiž prvotním produktem jejich rozkladu. Ve vodě je přítomen ve formě amonných iontů  $NH_4^+$  a při vysoké teplotě a pH jako plynný

amoniak  $\text{NH}_3$ . Za aerobních podmínek je v procesu nitrifikace přeměňován na dusitany a následně na dusičnany, které jsou již v oxickém prostředí stabilní. Dusičnanový dusík ( $\text{N-NO}_3^-$ ) je obsažen v čistých vodách v jednotkách  $\text{mg.l}^{-1}$ , ve znečištěných představuje jeho koncentrace až stovky  $\text{mg.l}^{-1}$ . Dusičnany se do recipientů dostávají odtoky z ČOV a z hnojené zemědělské půdy. Podle koncentrací dusičnanového dusíku, lze usuzovat stupeň eutrofizace povrchových vod. Množství amoniakálního, dusitanového, dusičnanového a organického dusíku ve vodách zahrnuje ukazatel celkový dusík ( $\text{N}_{\text{celk.}}$ ). Nejvýznamnější ukazatel reprezentující míru eutrofizace a trofie povrchových vod je celkový fosfor ( $\text{P}_{\text{celk.}}$ ). [29]

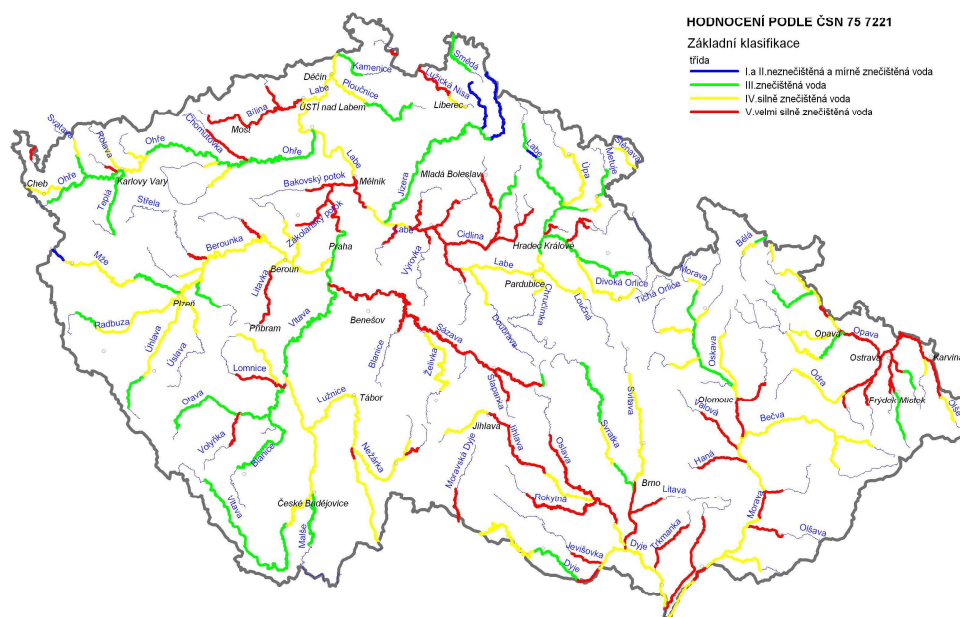
### 3.9.1 Klasifikace dle ČSN 75 7221

Celý proces hodnocení jakosti vod začíná u sběru dat z monitoringu, která jsou následně roztržena. Pro každý ukazatel je spočítána charakteristická hodnota, která je poté porovnána s limitními hodnotami normy. Podle nejhůře klasifikovaného ukazatele je určena výsledná jakostní třída toku. [111] Mezi ukazatele podle kterých je určena základní klasifikace jakosti toků v ČR patří: saprobní index makrozoobentosu, biochemická spotřeba kyslíku, chemická spotřeba kyslíku dichromanem, dusičnanový dusík, amoniakální dusík a celkový fosfor. [80]

Toky mohou být zařazeny do pěti jakostních tříd:

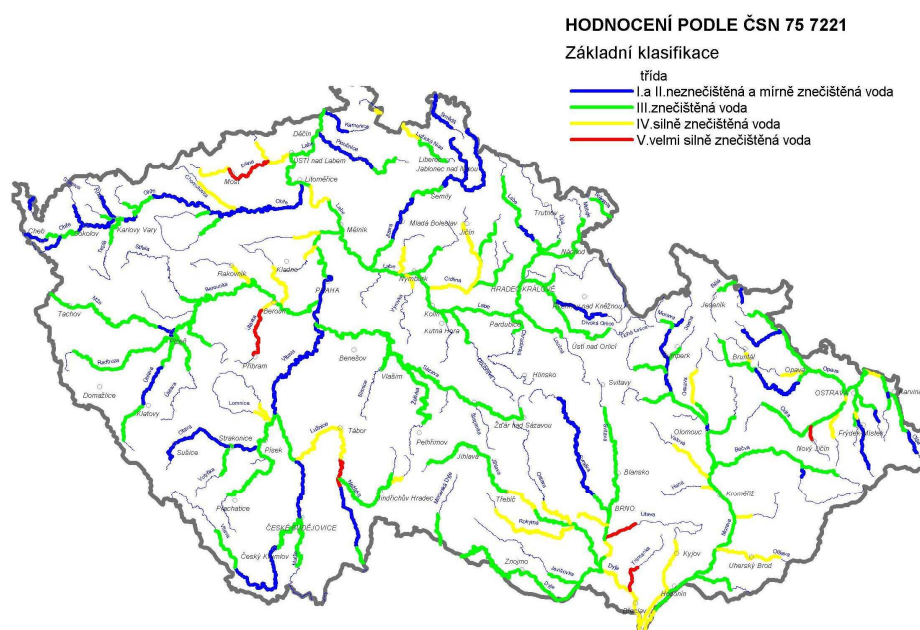
- I. třída – neznečištěná voda (znázorněny v mapách světle modrou barvou)
- II. třída – mírně znečištěná voda (znázorněny v mapách tmavě modrou barvou)
- III. třída – znečištěná voda (znázorněny v mapách zelenou barvou)
- IV. třída – silně znečištěná voda (znázorněny v mapách žlutou barvou)
- V. třída – velmi silně znečištěná voda (znázorněny v mapách červenou barvou)

Voda I. třídy je využitelná pro všechny účely, II. třídy pro většinu užití, III. třídy většinou jen využitelná jako průmyslová voda, IV. třídy využitelná velmi omezeně, V. třídy v podstatě nevyužitelná. [111] Na mapách (obr. 3.4.5.) viz níže, které zpracoval VÚV T.G.M, v.v.i. na podkladě dat poskytnutých jednotlivými státními podniky povodí a ČHMÚ, můžeme vidět vývoj jakosti toků. Z porovnání vývoje jakosti toků mezi dvouletími 1991-1992 a 2006-2007, je patrné výrazné zlepšení výsledné třídy jakosti u většiny toků. Pokud porovnáme situaci v letech 2006-2007 a 2014-2015 zjistíme, že již tak k výraznému zlepšení jakosti toků nedochází.



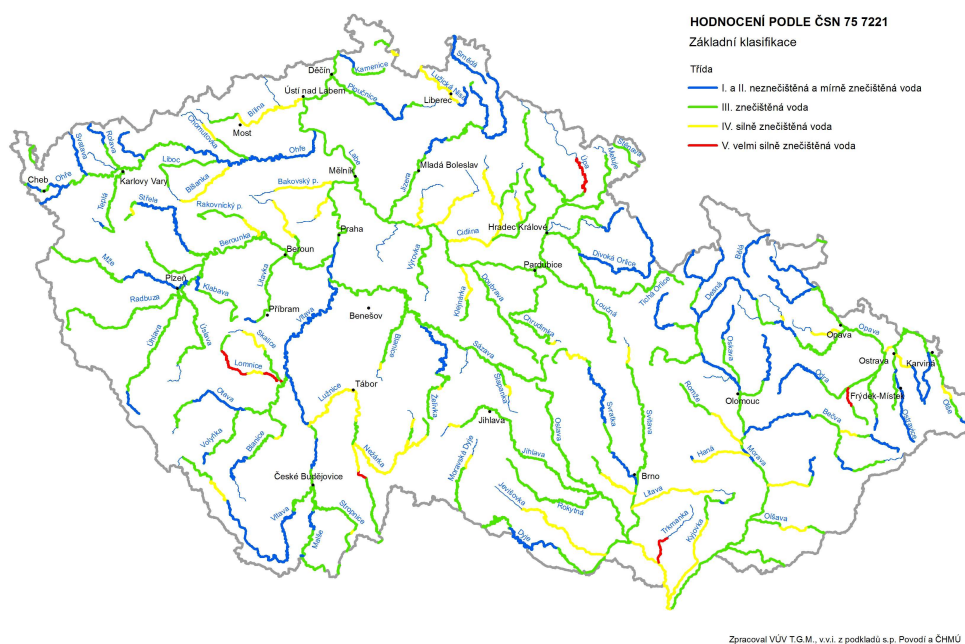
Mapa č. 1 - Jakost toků ČR v letech 1991-1992

[Zdroj: VÚV T.G.M.,v.v.i., s.p.Povodí a ČHMÚ]



Mapa č. 2 - Jakost toků ČR v letech 2006-2007

[Zdroj: VÚV T.G.M.,v.v.i., s.p.Povodí a ČHMÚ]



Mapa č. 3 - Jakost toků ČR v letech 2014-2015

[Zdroj: VÚV T.G.M., v.v.i., s.p. Povodí a ČHMÚ]

### 3.9.1.1 Hodnocení dvouletí 2014-2015

V dlouhodobých statistikách se výsledky hodnocení jakosti povrchových vod dle ČSN 75 7221 za jednotlivá dvouletí mezi sebou těžko porovnávají z důvodu cyklovaného monitoringu profilů a tím i lišícího se počtu profilů v každém dvouletí tj. některé profily jsou hodnoceny třeba jen dvakrát za šest let. Na základě souhrnných zpráv hodnocení jakosti vody v tocích dle ČSN 75 7221 za dvouletí 2014-2015 vytvořenými jednotlivými státními podniky povodí, se pokusím porovnat mezi sebou ukazatele  $BSK_5$ ,  $CHSK_{Cr}$ ,  $N-NO_3^-$ ,  $N-NH_4^+$  a  $P_{celk}$ .

Z 372 monitorovaných profilů státním podnikem Povodí Moravy, byl z ukazatelů nejvíce zastoupen v nejhorsích třídách  $P_{celk}$ . A to konkrétně u 104 profilů patří hodnoty do IV., či V. třídy. Nejlépe hodnoceným ukazatelem je  $N-NH_4^+$ , který u 306 profilů dosáhl I., nebo II. třídy, po něm je těmito třídami nejvíce hodnoceným ukazatelem  $N-NO_3^-$ . [88]

Povodím Labe bylo monitorováno celkem 153 profilů. Nejhuře hodnoceným ukazatelem byl  $P_{celk}$ , který dosáhl IV. nebo V. třídy na 17 profilech. Nejlépe hodnoceným ukazatelem na 137 profilech s I. či II. třídou byl  $N-NH_4^+$ , a následně na 126 profilech  $N-NO_3^-$ . [112]

Na monitorovaných profilech ve správě Povodí Ohře, byl ze sledovaných ukazatelů ve IV. třídě nejvíce zastoupen  $P_{celk}$ . Nejlépe hodnoceným ukazatelem I. a II. třídou byl  $N-NH_4^+$  a dále  $N-NO_3^-$ . [113] Ze 141 vybraných profilů na území ve správě státního podniku povodí



Odry bylo nejvíce profilů zařazeno do IV. nebo V. třídy v ukazateli  $P_{\text{celk}}$ . Naopak nejlépe hodnocený ukazatel byl  $N\text{-NO}_3^-$  a druhý nejlepší  $N\text{-NH}_4^+$ . [114]

Nakonec rozeberu profily monitorované státním podnikem Povodí Vltavy. Ze všech monitorovaných profilů v celém povodí Vltavy jich mělo nejvíce hodnocení I. a II. třídy v koncentracích amoniakálního dusíku a o něco menší počet profilů v koncentracích dusičnanového dusíku. IV. třídou byl nejvíce hodnocen ukazatel  $BSK_5$  a těsně za ním celkový fosfor. Ukazatel  $CHSK_{Cr}$  dominoval v V. třídě. [115] [116] [117]

### **3.9.2 Hodnocení dle nařízení vlády č. 401/2015 Sb.**

Nařízení vlády č. 61/2003 Sb., ve znění nařízení vlády č. 23/2011 Sb., jež bylo prováděcím předpisem vodního zákona a podle něhož se provádělo hodnocení jakosti povrchových vod, bylo nahrazeno nařízením vlády č. 401/2015 Sb. s platností od 1. 1. 2016. Limity základních ukazatelů uvedených v příloze č. 3, tabulce 1a, se však nezměnili. Došlo k drobným úpravám v této tabulce, jako například náhrada názvu, který zahrnuje limity jednotlivých ukazatelů a to z „normy environmentální kvality NEK-RP“ za „přípustné znečištění“. [88]

#### **3.9.2.1 Hodnocení období 2014-2015**

Z nejnověji zpracovaného období jednotlivými státními podniky Povodí, zmíním míru souladu koncentrací  $N\text{-NO}_3^-$  a  $P_{\text{celk}}$  s požadavky NV č. 401/2015 Sb. U každého profilu je vypočten aritmetický průměr naměřených koncentrací ukazatele za dané dvouletí, který je následně porovnán s imisními limity NV č. 401/2015 Sb., uvedenými v příloze č. 3, tabulce 1a. Imisní limit představuje průměrná roční koncentrace ukazatele, která by na monitorovaných profilech neměla být překročena. V uvedené tabulce existují dvě kategorie limitů, a to „přípustné znečištění“ a „přípustné znečištění pro účely § 31, § 34 a § 35 zákona“, přičemž účely se myslí využití vody jako zdroje pitné vody, využití vody ke koupání, nebo vhodnost vody pro život a reprodukci původních druhů ryb a vodních živočichů.

Začnu u toků ve správě Povodí Moravy s.p. Ze základních ukazatelů je nejvíce překračován limit normy environmentální kvality (přípustného znečištění) v koncentracích celkového fosforu, a to až u přibližně 50 % sledovaných profilů. Takto negativně je hodnocen celkový fosfor již od roku 2011. Souladu s legislativou je u cca 85 % sledovaných profilů dlouhodobě dosahováno v koncentracích  $N\text{-NO}_3^-$ . [88]

V profilech povodí Labe je přípustné znečištění nejvíce přesahováno v koncentracích  $P_{\text{celk}}$ . Naopak nejvíce profilů dosahuje souladu v koncentracích  $N\text{-NO}_3^-$ . [112] Obdobná situa-

ce je u toků ve správě státního podniku Povodí Ohře. Největší počet z monitorovaných profilů nedosahuje souladu v koncentracích  $P_{\text{celk}}$ . Hodnoty koncentrací  $N\text{-NO}_3^-$  jsou u většiny toků přípustné. [113] Všechny sledované profily státním podnikem Povodí Odry splňují imisní limity přípustného znečištění v koncentracích  $N\text{-NO}_3^-$ . Nejvíce profilů, konkrétně dvacet má problémy s dosažením přípustného znečištění s koncentracemi  $P_{\text{celk}}$ . [118] Jako poslední uvedu situaci na tocích ve správě Povodí Vltavy. Zde jsou také největší komplikace na tocích se snížením koncentrací  $P_{\text{celk}}$ . Míry nesouladu v ukazateli celkový fosfor dosahuje, až 33 % monitorovaných profilů. U 99 % profilů jsou koncentrace  $N\text{-NO}_3^-$ , dle mezních hodnot přípustného znečištění v pořádku. [116]

### 3.9.2.2 Zhodnocení vývoje eutrofizace od 90 let

Vývoj eutrofizace v ČR od cca 90 let do roku 2016 velmi dobře prezentují naměřené celoroční průměrné koncentrace celkového dusíku a fosforu v uzávěrových profilech povodí. Povodí je oblast, ze které je povrchový odtok odváděn prostřednictvím vodních toků k určitému místu na toku tzv. uzávěrovému profilu. Zjednodušeně, uzávěrovým profilem odtéká veškerá voda konkrétního povodí. Hranice povodí se nazývá rozvodnice a vede nejvyššími místy daného povodí. [119] Aby byl patrnější rozdíl mezi jednotlivými léty, tak jsou porovnány celoroční aritmetické průměry  $N_{\text{celk}}$  a  $P_{\text{celk}}$  s požadavky současné legislativy. Koncentrace  $P_{\text{celk}}$  v uzávěrovém profilu povodí Labe a v podstatě celého povodí Čech v Děčíně ukazují, klesající trend za období 1985-2016, přičemž současný limit přípustného znečištění by byl splněn v letech 1995, 2003 a 2005-2016. Nejvyšší průměrná roční koncentrace  $N_{\text{celk}}$   $6,11 \text{ mg.l}^{-1}$  byla naměřena v roce 1996, což je hodnota nad limitem současné legislativy. Koncentrace nad  $5 \text{ mg.l}^{-1}$  byly zaznamenány v období 1995-2001. Od roku 2002 se hodnoty pohybují do  $5 \text{ mg.l}^{-1}$  a v posledním dvouletí 2015-2016 do  $4 \text{ mg.l}^{-1}$   $N_{\text{celk}}$ .

Situace na profilech v Lanžhotě (řeka Morava) a Pohansku (řeka Dyje), o kterých můžeme říci, že jsou uzávěrovými profily povodí celé Moravy, je ve vývoji koncentrací  $P_{\text{celk}}$  podobná Čechám. Zjednodušeně, nejhorší hodnoty na obou profilech zaznamenány v 90. letech a v následujících letech hodnoty kolísají, avšak mají klesající trend. V posledních letech jsou hodnoty příznivější na řece Moravě. Nejnižší hodnota, která zároveň splňuje limit přípustného znečištění, je naměřena shodně na obou řekách v roce 2016. Vývoj obsahu  $N_{\text{celk}}$  má na těchto profilech v posledním dvouletí 2015-2016 rostoucí tendenci. Do roku 2000, byly opět hodnoty nejhorší a dokonce na profilu v Pohansku, by v roce 1997 přesáhla celoroční koncentrace dnešní přípustné znečištění. Aby bylo zjednodušené hodnocení vývoje eutrofizace od 90. let

v celé ČR kompletní, tak uvedu na závěr koncentrace  $N_{\text{celk.}}$  a  $P_{\text{celk.}}$  na uzávěrovém profilu v Bohumíně. Tento profil je součástí řeky Odry a charakterizuje zjednodušeně vývoj v celém povodí Slezka. I zde dochází k největší eutrofizaci před rokem 2000, jak ukazují zpracované hodnoty  $P_{\text{celk.}}$  a  $N_{\text{celk.}}$  státním podnikem Povodí Odry. V posledních letech 2014-2016 koncentrace celkového fosforu i dusíku mírně rostou, přičemž přípustné znečištění je dosaženo pouze u  $N_{\text{celk.}}$ . Na všech uvedených uzávěrových profilech povodí překračovaly průměrné roční koncentrace  $P_{\text{celk.}}$  limit přípustného znečištění pro účely § 31, § 34 a § 35 zákona NV č. 401/2015 Sb. Naměřené průměrné roční hodnoty za konkrétní roky viz grafy v příloze.

### **3.9.2.3 Zhodnocení eutrofizace před a po roce 1989**

V případě, že se podíváme ještě dále do minulosti konkrétně do období minulého režimu před rokem 1990, tak zjistíme, že již existuje méně podrobných dat z monitoringu, či studií. Určitá data jsou dostupná, ale jejich kvalita je diskutabilní z důvodu použitých odlišných (starších) metod monitoringu, přístrojů, či způsobů samotného měření. Pro zhodnocení dlouhodobého vývoje eutrofizace povrchových vod na Moravě, Slezsku a Čech je možné využít opět reprezentativní profily významných řek. Ukazatelem vývoje eutrofizace bude dusičnanový dusík, jehož koncentrace jsou dlouhodobě a pravidelně na těchto profilech monitorovány. Na základě dat z monitoringu státními podniky Povodí a poskytnutými ČHMÚ byly vytvořeny grafy 12, 13 a 14, viz přílohy.

Pro lepší představu o výši eutrofizace budou celoroční průměrné hodnoty opět srovnány se současným limitem přípustného znečištění NV č. 401/2015 Sb.

V uzávěrovém profilu Lanžhot, byly naměřeny nejvyšší koncentrace  $N\text{-NO}_3^-$  v letech 1976, 1979 a 1980. Takové koncentrace přesahují v současné době nastavený imisní limit přípustného znečištění ( $5,4 \text{ mg.l}^{-1}$ ). Od těchto let dochází ke snižování obsahu  $N\text{-NO}_3^-$ . Mezi lety 2000-2016 kolísají hodnoty cca mezi  $2\text{-}3 \text{ mg.l}^{-1}$ . V případě profilu Bohumín řeky Odry, byly naměřeny nejvyšší koncentrace  $N\text{-NO}_3^-$  cca  $4,5\text{-}5 \text{ mg.l}^{-1}$  v 80. letech. Od roku 2008 do roku 2016 hodnoty nepřesahují  $3 \text{ mg.l}^{-1}$ . Nejvyšší hodnoty  $N\text{-NO}_3^-$  jsou na profilu v Děčíně naměřené v letech 1977, 1982, 1983, 1989 a 1992. Tyto hodnoty by překročily přípustné znečištění. Největší eutrofizace toku Labe proběhla v roce 1983, kdy bylo na uzávěrovém profilu naměřeno  $7,84 \text{ mg.l}^{-1}$   $N\text{-NO}_3^-$ . Pokud se zde podíváme na vývoj trofie v posledních letech, pak od roku 2000 se hodnoty  $N\text{-NO}_3^-$  drží mezi  $3\text{-}4,25 \text{ mg.l}^{-1}$ .

## 4 ZÁVĚR

Problém antropogenní eutrofizace povrchových vod se řeší již desítky let. V současné době představuje největší problém obohacování vod o fosfor, nikoli o dusík. Vysoké koncentrace fosforu ve vodních nádržích způsobují nadměrný rozvoj fytoplanktonu a snižování biodiverzity. Následkem toho je zhoršená jakost vody a omezení jejího využití především k rekreaci, či jako zdroje pitné vody. V dnešní době jsou hlavním zdrojem rozpuštěného reaktivního fosforu komunální odpadní vody. Proto by měla být veškerá pozornost zaměřena na čistírny odpadních vod. Teprve, až se dosáhne nízkých koncentrací fosforu na odtoku z ČOV, tak může dojít ke zlepšení situace povrchových vod. U velkých ČOV by cesta mohla vést přes recyklaci fosforu. V menších obcích pod 2000 EO je nutné budování ČOV s třetím stupněm čištění. Nabízí se například účinný a ekonomicky méně náročný systém srážení fosforu ve zpětném proudu NRBF. K zlepšení stavu by také přispělo nahrazování jednotné kanalizace za oddílnou. Dále je nutná realizace protierozních opatření v povodí a správné hospodaření na zemědělských pozemcích, aby nedocházelo k erozi a následnému zanášení recipientů sedimentem, který by pak tvořil náhradní zdroj živin za zdroje bodové. Dokud nedojde k těmto primárním opatřením, tj. dokud nebude pozastaven přísun fosforu do vodních toků, pak veškerá další opatření budou mít maximálně krátkodobý efekt.

Na základě dat z monitoringu jednotlivými státními podniky Povodí se dá usuzovat, že se eutrofizace povrchových vod v ČR od minulého režimu, přes 90. léta, až po současnost snížila. Avšak ani současná situace není zdaleka ideální. Za vše mluví dosažení dobrého stavu vod pouze z 35 % v kategorii řeka a z 20 % v kategorii jezero. Podle současných legislativních požadavků ČR je nejhůře hodnoceným ukazatelem celkový fosfor a nejlépe hodnocenými ukazateli dusičnanový dusík s amoniakálním dusíkem. Koncentrace  $N_{\text{celk}}$  na všech zmiňovaných uzávěrových profilech v období 2015-2016 mírně vzrostly.

K zlepšení stavu povrchových vod by mohla pomoci větší spolupráce zákonodárců s odborníky v oboru v průběhu zpracování právních předpisů, protože nejnovější NV č. 401/2015 Sb. je v souvislosti s eutrofizací příliš mírné. Také větší osvěta široké veřejnosti by mohla být k prospěchu věci. Řada měst ztrácí finance od rekreantů. Důležitá je také podpora mimoprodukčních funkcí rybníků. V současné době již existují účinné technologie na zamezení eutrofizace a snížení trofie vod. Vše se tak bude odvíjet od zájmu společnosti a finančních investic. Z těchto zjištěných skutečností je nutné konstatovat, že datum dostatečné eliminace intenzivní eutrofizace na většině povrchových vod ČR zůstává neznámé.

## SEZNAM POUŽITÝCH ZDROJŮ

### Literární zdroje:

1. KOČÍ V. (a kol.), 2000: Eutrofizace na přelomu tisíciletí, s. 3-8. In: KOČÍ V. (ed.): Eutrofizace 2000. Sborník semináře 10. 10. 2000. Praha: Vydavatelství VŠCHT, 58 s. ISBN: 80-7080-396-7.
2. ŘÍHOVÁ A.J., 2003: Aplikovaná a technická hydrobiologie. Praha: Vysoká škola chemicko-technická v Praze, 226 s. ISBN: 80-7080-521-8.
3. OPPELTOVÁ P., 2015: Ochrana vodních zdrojů. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 103 s. ISBN: 978-80-7509-218-2.
4. KRÁSA J. (a kol.), 2013: Hodnocení ohroženosti vodních nádrží sedimentem a eutrofizací podmíněnou erozí zemědělské půdy. Praha: ČVUT v Praze, Fakulta stavební, 55 s. ISBN 978-80-01-05428-4.
5. VOLLENWEIDER R. A., 1968: *Scientific Fundamentals of the Eutrophication of Lakes and Flowing Waters, with Particular Reference to Nitrogen and Phosphorus as Factors in Eutrophication*. Paris (France): Organisation for Economic Cooperation and Development (OECD); DAS/SCI/68.27. 192 pp.
6. FIALA D., 2016: Boj o fosfor. Vodní hospodářství 66(5): 1-4. ISSN 1211-0760
7. LELLÁK J a KUBÍČEK F., 1991: *Hydrobiologie*. Praha: Univerzita Karlova, 256 s. ISBN 80-7066-530-0
8. MARŠÁLKOVÁ E a MARŠÁLEK B., 2010: Myčky nádobí jako důležitý zdroj fosforu v komunálních vodách, s. 30-32. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010*, Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
9. RULÍK M. (a kol.), 2014: Znečišťování kontinentálních vod, s. 47-121. In: ADÁMEK Z. (a kol.): *Aplikovaná hydrobiologie*. 2. vydání. České budějovice: Jihočeská universita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s.
10. HASLER A.D., 1947: Eutrophication of Lakes by Domestic Drainage. *Ecology* 28(4): s. 383-395.
11. SCHINDLER D. W., 1974: Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science* 184(4139): 897–899.
12. ŠTĚPÁNEK M a ČERVENKA R., 1974: *Problémy eutrofizace v praxi*. Praha: Avicenum, 231 s.

13. HARTMAN P. (a kol.), 2005: *Hydrobiologie*. 3. přepracované vydání. Praha: Informatorium, 359 s. ISBN 80-7333-046-6.
14. MARŠÁLEK B., 2010: Nadhled nad opatřeními v povodí: prevence vnosu a recyklace fosforu, defragmentace zájmů a široká spolupráce, s. 11-13. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010*, Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
16. KOMÁREK J a KOMÁRKOVÁ J., 2008: Výskyt a šíření planktonních sinic v ČR, s. 13-17. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2008, Sborník konference, Brno 2.-3.4. 2008*. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 144 s. ISBN: 978-80-86188-26-3.
17. PIKULA J. (a kol.), 2008: Toxicita sinic pro ptáky, s. 41-44. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2008, Sborník konference, Brno 2.-3.4. 2008*. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 144 s. ISBN: 978-80-86188-26-3.
18. NAVRÁTIL S. (a kol.), 2010: Výskyt toxinů sinic v rybím mase z rybníků a nádrží ČR, s. 127-129. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010*, Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
19. BENNETT M.E a SCHIPANSKI E.M., 2013: The Phosphorus Cycle, s. 159-178. In: WEATHERS C.K. (a kol.): *Fundamentals of Ecosystem Science*. Waltham: Elsevier, 312 s.
21. PECHAR L., 2015: Století eutrofizace rybníků – synergický efekt zvyšování zátěže živinami (fosforem a dusíkem) a nárůstu rybích obsádek. *Vodní hospodářství* 65(7): 1–6. ISSN 1211-0760.
23. POTUŽÁK J a DURAS J., 2013: Vliv struktury planktonu na efektivitu rybí produkce v eutrofních a hypertrofních rybnících, s. 43-52. In: URBÁNEK M. (ed.): *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II. Konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013*. České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 95 s. ISBN: 978-80-87699-02-7.
25. KOPP R. (a kol.), 2013: Použití aerační techniky na hypertrofních rybnících v letním období, s. 14-20. In: URBÁNEK M. (ed.): *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II. Konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013*. České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 95 s. ISBN: 978-80-87699-02-7.
29. KOPP R., 2015: *Hydrochemie – nejen pro rybáře*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 120 s. ISBN 978-80-7509-352-3.
30. PITTER P., 2015: *Hydrochemie*. 5. aktualizované a doplněné vydání. Praha: Vydavatelství VŠCHT Praha, 792 s. ISBN 978-80-7080-928-0.

31. SUKOP I., 2006: *Ekologie vodního prostředí*. Brno: Mendelova zemědělská a lesnická univerzita v Brně, 199 s. ISBN 80-7157-923-8.
33. BOROVEC J. (a kol.), 2012: Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích, s. 57-61. In: KOSOUR D. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012*. Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.
34. BOROVEC J. (a kol.), 2009: Sedimenty údolní nádrže Orlické, s. 37-43. In: *Revitalizace Orlické nádrže 2009. Odborná konference 6-7 října 2009, Kulturní dům Písek. Sborník příspěvků*. České Budějovice: Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 246 s. ISBN: 978-80-87278-29-1.
35. JAN J. (a kol.), 2015: Co umíme říci o sedimentech, aneb hodnocení sedimentů v nádržích ve vztahu k eutrofizaci, s. 55-60. In: KOSOUR D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6-7. října*. Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s.
40. KOPP R. (a kol.), 2015: *Základy vodní ekotoxikologie*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 151 s. ISBN 978-80-7509-334-9.
41. MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR., 2015: *Stručně o vodě v České republice*. Praha: Ministerstvo zemědělství, 39 s. ISBN 978-80-7434-195-3.
43. ČECHMÁNKOVÁ J., 2017: Přehled technologií kalového hospodářství komunálních ČOV. WASTE FORUM: 24-32. ISSN: 1804-0195.
44. KRÁSA J. (a kol.), 2012: Zdroje splavenin v povodích a jejich eutrofizační potenciál, s. 53-56. In: KOSOUR D. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012*. Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.
45. FIALA D a ROSENDORF P., 2009: Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlické, s. 75-86. In: *Revitalizace Orlické nádrže 2009. Odborná konference 6-7 října 2009, Kulturní dům Písek. Sborník příspěvků*. České Budějovice: Vysoká škola technická a ekonomická v Českých Budějovicích, 246 s. ISBN: 978-80-87278-29-1.
46. SÝKORA L. (a kol.), 2012: Snížení eutrofizace v povodí VN Slezská Harta, s. 93-97. In: KOSOUR D. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012*. Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.
47. POTUŽÁK J. (a kol.), 2013: Bodové zdroje a problematika jejich hodnocení, s. 60-63. In: KOSOUR. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2013. 25.-26. září 2013*. Brno: Povodí Moravy s. p, 164 s.
48. HANÁK R a RYŠAVÝ S., 2015: Jakostní model povodí VD Vranov, s. 73-77. In: KOSOUR D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6.-7. října 2015*. Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s. ISBN 978-80-260-8726-7

- 49.** HEJZLAR J. (a kol.), 2015: Vysoká eutrofizační účinnost fosforu původem z odpadních vod v nádrži Lipno, s. 81-87. In: KOSOUR D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6.-7. října 2015*. Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s. ISBN 978-80-260-8726-7
- 50.** MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR, ODBOR ROSTLINNÝCH KOMODIT, 2015: *Situační a výhledová zpráva Půda*. Praha: Ministerstvo zemědělství, 137 s. ISBN 978-80-7434-252-3
- 52.** KRÁSA J. (a kol.), 2013: Metodika hodnocení ohroženosti vodních nádrží eutrofizací způsobenou přísunem erozního fosforu, s. 70-72. In: KOSOUR D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2013. 25.-26. září 2013*. Brno: Povodí Moravy s. p, 164 s.
- 53.** HEJZLAR J. (a kol.), 2012: Vliv vnějšího a vnitřního zatížení fosforem na eutrofizaci nádrží ČR, s. 62. In: KOSOUR D. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012*. Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.
- 54.** KOSOUR D. (a kol.), 2015: VN Vranov – situace a možnosti řešení jakosti vody, s. 61-67. In: KOSOUR D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6.-7. října 2015*. Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s. ISBN 978-80-260-8726-7
- 55.** POTUŽÁK J a DURAS J., 2012: Jaké riziko představují rybníky v procesu eutrofizace vodních nádrží, s. 68-72 In: KOSOUR. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012*. Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.
- 57.** DURAS J a POTUŽÁK J., 2013: Rybníky-účinný nástroj pro recyklaci živin v krajině, s. 53-60. In: URBÁNEK M. (ed.): *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II. Konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013*. České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 95 s. ISBN: 978-80-87699-02-7.
- 58.** VŠETIČKOVÁ L. (a kol.), 2013: Změna kvality vody po průtoku rybníky, s. 35-42. In: URBÁNEK M. (ed.): *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II. Konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013*. České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 95 s. ISBN: 978-80-87699-02-7.
- 64.** FIALA D a ROSENDORF P., 2010: Plošné zdroje fosforu v povodí VN Orlík a její eutrofizace. *Vodní hospodářství* 60(7): 199-202. ISSN 1211-0760.
- 65.** FIALA D. (a kol.) 2013: Fosfor v centru pozornosti. *Vodní hospodářství* 63(8): 247–250. ISSN 1211-0760.



- 66.** POKORNÝ J a ZYKMUND A., 2013: Nedocenená úloha rybníků v krajině, s. 31-34. In: URBÁNEK M. (ed.): *Sborník referátů konference Chov ryb a kvalita vody II. Konané v Českých Budějovicích 21. a 22. února 2013*. České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 95 s. ISBN: 978-80-87699-02-7.
- 68.** FOLTÝN M., 2010: Revitalizace a protierozní opatření a jejich vliv na omezování přísunu živin do povrchových vod, s. 67-73. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010*, Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
- 69.** MAYER V., 2009: *Technologie lokální aplikace minerálních hnojiv a přípravků při pěstování brambor*. Praha: Výzkumný ústav zemědělské techniky, 48 s. ISBN 978-80-86884-48-6
- 77.** CHYBA J., 2014: Je dobrý stav povrchových vod reálně dosažitelný?, s. 133-139. In: PRŮCHOVÁ I. ( a kol.), *Voda v právních vztazích*. Brno: Masarykova univerzita, 238 s.
- 79.** OPATŘILOVÁ L., 2015: Vodní nádrže jako silně ovlivněné vodní útvary aneb co po nás Evropa vlastně chce?, s. 111-114. In: KOSOUR D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6.-7. října 2015*. Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s. ISBN 978-80-260-8726-7
- 80.** KOPP R., 2015: Jakost vod, s. 15-18. In: SPURNÝ P. (a kol.): *Hydrobiologie a rybářství*. Brno: Mendelova univerzita v Brně, 250 s.
- 85.** ŠTUDENT J., 2016: Pracují ČOV na plný výkon? Odpadové fórum 17(3): s. 8-11. ISSN 1212-7779.
- 86.** SÝKOROVÁ E.(a kol.), 2014, Analýza znovuzískávání fosforu srážením struvitu z kalových vod na vybraných čistírnách odpadních vod. *Chemické listy* 108(8): s. 610-614. ISSN 0009-2770.
- 87.** HOLBA M. (a kol.), 2010: Vhodné technologie recyklace fosforu z povrchových a odpadních vod, s. 14-20. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010*, Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
- 89.** MARŠÁLEK B., 2014: Limnologické základy moderních projektů obnovy funkce nádrží, s. 247-296. In: ADÁMEK Z. (a kol.): *Aplikovaná hydrobiologie*. 2. vydání. České Budějovice: Jihočeská universita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s.
- 90.** RULÍK M., 2014: Čištění odpadních vod, s. 167-202. In: ADÁMEK Z (a kol.): *Aplikovaná hydrobiologie*. 2. vydání. České budějovice: Jihočeská universita v Českých Budějovicích, Fakulta rybářství a ochrany vod, 350 s.

- 92.** FOLLER J., 2012: Snižování odtokových koncentrací fosforu v boji proti eutrofizaci toků je i u malých ČOV akceptovatelným, snadno a jednoduše řešitelným požadavkem, s. 63-67 In: KOSOURL D. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012.* Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.
- 94.** FOLLER J. (a kol.), 2010: Technologické možnosti dosahování nízkých koncentrací fosforu na odtoku z ČOV, s. 21-24. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010,* Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
- 101.** BADALÍKOVÁ B.(a kol.), 2015: Infiltrační a protierozní efekt výsevku různých travních směsí na hrázích rybníků, s. 140-142. In: KOSOURL D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6.-7. října 2015.* Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s. ISBN 978-80-260-8726-7
- 105.** VRZÁK J., 2015: Nakládání se sedimentem z vodních nádrží, možnosti rozdělení a dalšího využití sedimentu, s. 161-166. In: KOSOURL D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2015. 6.-7. října 2015.* Brno: Povodí Moravy s. p, 182 s. ISBN 978-80-260-8726-7
- 107.** DURAS J., 2010: Biomanipulace a vodní rostliny, s. 74-79. In: MARŠÁLEK B. (a eds.): *Cyanobakterie 2010, 16.-17. června 2010,* Brno. Průhonice: Botanický ústav AV ČR, 176 s. ISBN: 978-80-86188-33-1.
- 108.** PECHAR L. (a kol.), 2017: Tři roky bez kapra na rybníce Rod (Třeboňsko) – aneb, jak reálná je možnost zlepšit kvalitu vody a stav rybníčního biotopu absencí obsádky kapra?, s. 55-60. In: URBÁNEK M. (ed.): *Sborník referátů 4. ročníku odborné konference konané v Českých Budějovicích 9. a 10. února 2017.* České Budějovice: Typ pro Rybářské sdružení České republiky, 95 s. ISBN: 978-80-87699-10-2.
- 109.** JURAJDA P. (a kol.), 2013: Zhodnocení čtyřletého úsilí o uplatnění biomanipulačních opatření na vodárenské nádrži Hamry, s. 114-117. In: KOSOURL D. (ed.): *Vodohospodářská konference Vodní nádrže 2013. 25.-26. září 2013.* Brno: Povodí Moravy s. p, 164 s.
- 110.** MORONGA J. (a kol.), 2012: Realizace opatření na Brněnské údolní nádrži, s. 109-112. In: KOSOURL D. (ed.): *Konference Vodní nádrže 2012. 26.-27. září 2012.* Brno: Povodí Moravy s. p, 135 s.

#### **Internetové zdroje:**

- 15.** KOMÁRKOVÁ J., 2014. Nebezpečné vodní květy [online]. Časopis Vesmír [cit. 2017\_02\_20]. Dostupné z: <http://vesmir.cz/2014/07/16/nebezpecne-vodni-kvety/>

- 22.** PECHAR L a BAXA M., 2016. Vztah rybářského hospodaření a fungování rybníční biocenózy. Fórum ochrany přírody 3(3): 15-18. ISSN 2336-5056. [online]. [cit. 2017\_02\_17]. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/archiv/>
- 24.** VRBA J., 2016. Rybníkářská tradice a pěkné rybníky. Fórum ochrany přírody 3(3): 14. ISSN 2336-5056. [online]. [cit. 2017\_02\_17]. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/archiv/>
- 26.** DURAS J a POTUŽÁK J., 2016. Je vůbec možné, aby byla v rybnících čistá voda? Fórum ochrany přírody 3(3): 33-37. ISSN 2336-5056. [online]. [cit. 2017\_02\_17]. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/archiv/>
- 27.** FISCHER D., 2016. Přežijí obojživelníci současný způsob nakládání s rybníky? Fórum ochrany přírody 3(3): 24-29. ISSN 2336-5056. [online]. [cit. 2017\_02\_17]. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/archiv/>
- 28.** KOLÁŘ V. (a kol.), 2016. Proč mizí vodní brouci (a jiný velký hmyz) z našich rybníků?? Fórum ochrany přírody 3(3): 30-32. ISSN 2336-5056. [online]. [cit. 2017\_02\_17]. Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/archiv/>
- 36.** LANGHAMMER J., 2006. Kvalita povrchových vod, Zdroje znečištění-plošné a difúzní zdroje [online]. Přírodovědecká fakulta UK [cit.2016\_10\_25]. Dostupné z: <https://sites.google.com/a/natur.cuni.cz/wq/home/7-zdroje-znecisteni>
- 38.** GRODA B. (a kol.), 2007. Čištění odpadních vod jako nástroj k ochraně životního prostředí v zemědělské praxi a na venkově [online]. Ministerstvo zemědělství ČR [cit.2016\_11\_5]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/26962/cistení\\_odpadnich\\_vod.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/26962/cistení_odpadnich_vod.pdf)
- 39.** LANGHAMMER J., 2006. Kvalita povrchových vod, Zdroje znečištění-bodové zdroje [online]. Přírodovědecká fakulta UK [cit.2016\_11\_22]. Dostupné z: <https://sites.google.com/a/natur.cuni.cz/wq/home/7-zdroje-znecisteni>
- 42.** EVROPSKÁ KOMISE., 2016. Zpráva Komise Evropskému parlamentu, Radě, Evropskému hospodářskému a sociálnímu výboru a Výboru regionů Osmá zpráva o stavu provádění a o programech provádění (podle článku 17) směrnice Rady 91/271/EHS o čištění městských odpadních vod [online]. EUR-Lex [cit.2016\_11\_27]. Dostupné z: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/ALL/?uri=CELEX:52016DC0105>
- 51.** VÚMOP v.v.i.-Oddělení půdní služby., 2015. Monitoring eroze zemědělské půdy, Závěrečná zpráva [online]. [cit.2016\_12\_28]. Dostupné z: [http://me.vumop.cz/mapserv/monitor/docs/ZZ\\_monitoring\\_2015.pdf](http://me.vumop.cz/mapserv/monitor/docs/ZZ_monitoring_2015.pdf)

- 56.** KOPP R., 2015. Hydrobiologie a rybářství. Čištění a ochrana vod [online]. Kiwi.mendelu.cz [cit.2017\_01\_22].  
Dostupné z: [https://web2.mendelu.cz/af\\_291\\_projekty2/vseo/stranka.php?kod=3803](https://web2.mendelu.cz/af_291_projekty2/vseo/stranka.php?kod=3803)
- 59.** POTUŽÁK J a DURAS J., 2016. Jsou rybníky zdroje či naopak příjemci znečištění? Fórum ochrany přírody 3(3): 38-41. ISSN 2336-5056. [online]. [cit. 2017\_02\_17].  
Dostupné z: <http://www.casopis.forumochranyprirody.cz/magazin/archiv/>
- 60.** HLUŠEK J., 2004. Minerální hnojiva [online]. Kiwi.mendelu.cz [cit.2017\_01\_10].  
Dostupné z: [http://web2.mendelu.cz/af\\_221\\_multitext/vyziva\\_rostlin/html/hnojiva/mineralni/hnojiva\\_mineralni.htm](http://web2.mendelu.cz/af_221_multitext/vyziva_rostlin/html/hnojiva/mineralni/hnojiva_mineralni.htm)
- 61.** ČSÚ., Vybrané ukazatele zemědělství v České republice [online]. [cit.2017\_01\_15].  
Dostupné z: [https://www.czso.cz/documents/10180/32955062/32018116\\_0901.pdf/af8a5b2e-9377-47ed-a6f5-8b1bc886267a?version=1.2](https://www.czso.cz/documents/10180/32955062/32018116_0901.pdf/af8a5b2e-9377-47ed-a6f5-8b1bc886267a?version=1.2)
- 62.** ČSÚ., Spotřeba hnojiv za hospodářský rok [online]. [cit.2017\_01\_15]. Dostupné z: [https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/index.jsf?page=vystup-ob-jekt&pvo=ZEM11&z=T&f=TABULKA&filtr=G%7EF\\_M%7EF\\_Z%7EF\\_R%7EF\\_P%7E\\_S%7E\\_U%7E301\\_null\\_&katalog=30840&str=v49&evo=v240!\\_ZEM11-2014-2015\\_1](https://vdb.czso.cz/vdbvo2/faces/index.jsf?page=vystup-ob-jekt&pvo=ZEM11&z=T&f=TABULKA&filtr=G%7EF_M%7EF_Z%7EF_R%7EF_P%7E_S%7E_U%7E301_null_&katalog=30840&str=v49&evo=v240!_ZEM11-2014-2015_1)
- 63.** ÚKZÚZ., Zpráva o činnostech Sekce zemědělských vstupů za rok 2015 [online]. eAGRI [cit.2017\_01\_16]. Dostupné z: [http://eagri.cz/public/web/file/467296/Zprava\\_o\\_cinnostech\\_SZV\\_za\\_rok\\_2015.pdf](http://eagri.cz/public/web/file/467296/Zprava_o_cinnostech_SZV_za_rok_2015.pdf)
- 67.** SVOBODOVÁ H. (a kol.), 2013. *Vybrané kapitoly ze socioekonomické geografie České republiky* [online]. Brno: Masarykova univerzita. ISBN 978-80-210-6229-0 [cit.2017\_02\_15].  
Dostupné z: <https://is.muni.cz/do/rect/el/estud/pedf/js13/geograf/web/index.html>
- 70.** PANČÍKOVÁ J., 2016. Moderní aplikace pro přesné hnojení [online]. Časopis Úroda [cit.2017\_02\_15]. Dostupné z: <http://uroda.cz/moderni-aplikace-pro-presne-hnojeni/>
- 73.** PV-AGRI s.r.o., 2012. *Zákazy a omezení hnojení, podklady pro školení* [online]. [cit.2017\_02\_15]. Dostupné z: [http://www.pvagri.cz/docs/projekt-2012/Podklad\\_Zakazy\\_omezenihnojeni\\_final\\_A4.pdf](http://www.pvagri.cz/docs/projekt-2012/Podklad_Zakazy_omezenihnojeni_final_A4.pdf)
- 75.** MINISTERSTVO ZEMĚDĚLSTVÍ ČR., Voda, Plánování v oblasti vod [online]. eAGRI [cit.2016\_10\_25]. Dostupné z: <http://eagri.cz/public/web/mze/voda/planovani-v-oblasti-vod/>

- 76.** VÚV T.G.M. v.v.i., Stav útvarů povrchových vod [online]. [cit. 2016\_11\_25].  
Dostupné z:  
[http://heis.vuv.cz/data/spusteni/pgstart.asp?pg=HTML\\_HEIS\\$UPOVSTAV\\$stazeni&pgload=1&ico=icoopenid1.png&nadpis1=Stav%20FAtvar%F9%20povrchov%FDch%20vod%](http://heis.vuv.cz/data/spusteni/pgstart.asp?pg=HTML_HEIS$UPOVSTAV$stazeni&pgload=1&ico=icoopenid1.png&nadpis1=Stav%20FAtvar%F9%20povrchov%FDch%20vod%20)
- 78.** PMo s. p., 2016. Plán dílčího povodí ostatních přítoků Dunaje, IV. Cíle pro povrchové vody, podzemní vody a chráněné oblasti vázané na vodní prostředí [online]. [cit. 2017\_02\_16]. Dostupné z:  
[http://www.pvl.cz/portal/pdp/DU/IV\\_Cile\\_pro\\_povrchove\\_a\\_podzemni\\_vody/1\\_Text/DUN\\_IV\\_TEXT.pdf](http://www.pvl.cz/portal/pdp/DU/IV_Cile_pro_povrchove_a_podzemni_vody/1_Text/DUN_IV_TEXT.pdf)
- 82.** EVROPSKÁ KOMISE., Zpráva Komise Evropskému parlamentu a Radě podle článku 16 nařízení Evropského parlamentu a Rady (ES) č. 648/2004 ze dne 31. března 2004 o detergitech, pokud jde o používání fosforečnanů [online]. EUR-Lex [cit.2016\_11\_26].  
Dostupné z:  
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/CS/TXT/PDF/?uri=CELEX:52015DC0229&from=CS>
- 83.** LEDVINA P., 2005. Prací prostředky už jen bezfosfátové? [online]. Časopis Veronica [cit. 2016\_11\_25]. Dostupné z: <http://www.veronica.cz/?id=23&i=89>
- 84.** KOSOUR D a PROCHÁZKOVÁ L., 2016: Příklad ČOV Veverská Bítýška – limity současné legislativy [online]. Týden výzkumu a inovací pro praxi a životní prostředí (TVIP 2016) 15. – 18. 3. 2016 v Hustopečích [cit. 2017-03-12].  
Dostupné z: <http://www.odpadoveforum.cz/TVIP2016/prispevky/308.pdf>
- 88.** PROCHÁZKOVÁ L. (a kol.), 2016. Souhrnná zpráva o vývoji jakosti povrchových vod v povodí Moravy ve dvouletí 2014–2015 [online]. PMo s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: <http://www.pmo.cz/cz/cinnost/kvalita-vody/rocnka-jakosti-vod-2014-2015/>
- 91.** HERKA M., 2014: *Monitoring obsahu fosforu a dusíku v odpadních vodách* [online]. Brno. Diplomová práce. Vysoké učení technické v Brně, Fakulta chemická, Ústav chemie a technologie ochrany životního prostředí. Vedoucí práce prof. RNDr. MILADA VÁVROVÁ, CSc. [cit. 2017-03-04]. Dostupné z: <http://hdl.handle.net/11012/31093>
- 93.** FOLLER J., 2011. NRBF systém a III. stupeň čistíren odpadních vod. Vodárenské kapky 15(4): 16-21. [online]. [cit. 2017\_03\_07]. Dostupné z:  
<http://www.vodarenska.cz/file/1016/>
- 95.** HOLBA M a DOŠEK M., 2016: Potřeba recyklace fosforu [online]. Týden výzkumu a inovací pro praxi a životní prostředí (TVIP 2016) 15. – 18. 3. 2016 v Hustopečích. [cit. 2017-03-12]. Dostupné z: <http://www.odpadoveforum.cz/TVIP2016/prispevky/308.pdf>

- 96.** LIU B. (a kol.), 2013: Characterization of induced struvite formation from source-separated urine using seawater and brine as magnesium sources. *Chemosphere* 93(11): 2738–2747. ISSN 0045-6535. [online]. [cit. 2017\_03\_05]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0045653513012654>
- 97.** BARBOSA G.S. (a kol.) 2016: A design of experiments to assess phosphorous removal and crystal properties in struvite precipitation of source separated urine using different Mg sources. *Chemical Engineering Journal* 298(8): 146-153. ISSN 1385-8947. [online]. [cit. 2017\_03\_05]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1385894716304235>
- 98.** MBAYA K.M.A. (a kol.), 2016: Potential benefits and environmental life cycle assessment of equipping buildings in dense cities for struvite production from source-separated human urine. *Journal of Cleaner Production* 143(2): 288-302. ISSN 0959-6526. [online]. [cit. 2017\_03\_05]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0959652616321758>
- 99.** AIDA M.T. (a kol.) 2016: Nutrient recovery from municipal sludge for microalgae cultivation with two-step hydrothermal liquefaction. *Algal Research* 18(9): 61-68. ISSN 2211-9264. [online]. [cit. 2017\_03\_05]. Dostupné z: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2211926416301989>
- 100.** KULOVANÁ E., 2001. Protierozní agrotechnika zlepšuje půdní vlastnosti a chrání půdu před erozí [online]. *Časopis Úroda* [cit.2017\_03\_08]. Dostupné z: <http://uroda.cz/protierozni-agrotechnika-zlepsuje-pudni-vlastnosti-a-chrani-pudu-pred-erozi/>
- 102.** BOUMA D., 2016. Lepší vododržnosti půdy lze ještě dosáhnout [online]. *Časopis Úroda* [cit.2017\_03\_08]. Dostupné z: <http://uroda.cz/lepsi-vododrznosti-pudy-lze-jeste-dosahnout/>
- 104.** DUFKOVÁ K.J., 2009. Protierozní ochrana půdy [online]. [dufkova.kozlovsky.eu](http://dufkova.kozlovsky.eu) [cit.2017\_01\_20]. Dostupné z: [http://www.dufkova.kozlovsky.eu/PROOP\\_AF.php#prednasky](http://www.dufkova.kozlovsky.eu/PROOP_AF.php#prednasky)
- 106.** PLOSAB s.r.o., Odbahnění rybníků, odbahnění řek [online] [cit.2017\_03\_05]. Dostupné z: <http://www.plosab.cz/>
- 111.** LANGHAMMER J., 2006. Kvalita povrchových vod. Monitoring jakosti vody. [online]. Přírodovědecká fakulta UK [cit.2017\_03\_16]. Dostupné z: <https://sites.google.com/a/natur.cuni.cz/wq/home/9-monitoring-jakosti-vody>

- 112.** SKALICKÁ I. (a kol.), 2016. Vodohospodářská bilance za rok 2015 Povodí Labe, státní podnik, Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod pro území ve správě Povodí Labe, státní podnik [online]. Povodí Labe s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: [http://www.pla.cz/planet/public/dokumenty/VH\\_bilance/2015/VHB\\_Jakost\\_vody\\_2015.pdf](http://www.pla.cz/planet/public/dokumenty/VH_bilance/2015/VHB_Jakost_vody_2015.pdf)
- 113.** BERÁNEK J. a ŘEHÁKOVÁ Z., 2016. Vodohospodářská bilance dílčího povodí Ohře, dolního přítoku Labe a ostatních přítoků Labe, Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod hodnocení dvouletého (2014 - 2015) a šestiletého (2010 - 2015) období [online]. Povodí Ohře s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: <http://www.poh.cz/popis/bilance/03-Zprava-POV-JAKOST-2015.pdf>
- 114.** POTIOROVÁ J., 2016. Souhrnné vyhodnocení jakosti povrchových vod ve vodních tocích v dílčím povodí Horní Odry v období 2014-2015 [online]. Povodí Odry s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: <https://www.pod.cz/data/pages/files/jakost-pov-souhrnna-zprava-2014-2015.pdf>
- 115.** SOUKUPOVÁ K. a BALEJOVÁ M., 2016. Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Dolní Vltavy za období 2014-2015 [online]. Povodí Vltavy s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: [http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2015/dolni-vltava/jak/DV\\_text\\_jakost\\_2014-15.pdf](http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2015/dolni-vltava/jak/DV_text_jakost_2014-15.pdf)
- 116.** SOUKUPOVÁ K. a BALEJOVÁ M., 2016. Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Horní Vltavy za období 2014-2015 [online]. Povodí Vltavy s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: [http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2015/horni-vltava/jak/HV\\_text\\_jakost\\_2014-15.pdf](http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2015/horni-vltava/jak/HV_text_jakost_2014-15.pdf)
- 117.** SOUKUPOVÁ K. a BALEJOVÁ M., 2016. Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Berounky za období 2014-2015 [online]. Povodí Vltavy s.p. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: [http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2015/berounka/jak/BE\\_text\\_jakost\\_2014-15.pdf](http://www.pvl.cz/files/download/vodohospodarske-informace/vodohospodarska-bilance/bilance2015/berounka/jak/BE_text_jakost_2014-15.pdf)
- 118.** POVODÍ ODRY s.p.-Odbor vodohospodářských koncepcí a informací., 2016. Zpráva o hodnocení jakosti povrchových vod v dílčím povodí Horní Odry za období 2015-2015 [online]. [cit.2017\_03\_12]. Dostupné z: <https://www.pod.cz/data/pages/files/jakost-2015.pdf>
- 119.** HOUDEK J., 2009: *Zpracování a vyhodnocení mapových podkladů v prostředí GIS pro povodí toku Ostrice* [online]. České Budějovice. Diplomová práce. Jihočeská univerzita v Českých Budějovicích, Zemědělská fakulta. Vedoucí práce Ing. PAVEL ŽLÁBEK Ph.D. [cit. 2017-03-12]. Dostupné z: <https://theses.cz/id/75fg7v/>

## **Právní předpisy**

- 20.** Zákon č. 114/1992 Sb. České národní rady o ochraně přírody a krajiny. In: Sbíрка zákonů České republiky, 1992, částka 28, s. 666-692.
- 32.** Nařízení Evropského parlamentu a Rady (EU) č. 259/2012 In: *Úřední věstník evropských společenství*, 2012, L94, s. 16-21.
- 37.** Nařízení vlády č. 401/2015 Sb. o ukazatelích a hodnotách přípustného znečištění povrchových vod a odpadních vod, náležitostech povolení k vypouštění odpadních vod do vod povrchových a do kanalizací a o citlivých oblastech. In: *Sbíрка zákonů České republiky*. 2015, částka 166, s. 5442-5504. ISSN 1211-1244.
- 71.** Zákon č. 156/1998 Sb. o hnojivech, pomocných půdních látkách, pomocných rostlinných přípravcích a substrátech a o agrochemickém zkoušení zemědělských půd (zákon o hnojivech). In: Sbíрка zákonů České republiky, 1998, částka 54, s. 6709-6715
- 72.** Vyhláška č. 377/2013 Sb. o skladování a způsobu používání hnojiv. In: Sbíрка zákonů České republiky, 2013, částka 149, s. 6694-6706
- 74.** Směrnice Evropského parlamentu a Rady 2000/60/ES, In: *Úřední věstník evropských společenství*, 2000, 15/sv. 5, s. 275-346
- 81.** Vyhláška č.78/2006, kterou se mění vyhláška č. 221/2004 Sb., kterou se stanoví seznamy nebezpečných chemických látek a nebezpečných chemických přípravků, jejichž uvádění na trh je zakázáno nebo jejichž uvádění na trh, do oběhu nebo používání je omezeno, ve znění vyhlášky č. 109/2005 Sb. In: *Sbíрка zákonů České republiky*. 2006, částka 29, s.975-976. ISSN 1211-1244.
- 103.** Zákon č. 139/2002 Sb. o pozemkových úpravách a pozemkových úřadech a o změně zákona č. 229/1991 Sb., o úpravě vlastnických vztahů k půdě a jinému zemědělskému majetku. In: Sbíрка zákonů České republiky, 2002, částka 57, s. 3234-3248



## SEZNAM OBRÁZKŮ

Obrázek č. 1 - Vodní květ na rybníce Číkovec v Kraji Vysočina.....	14
Obrázek č. 2 - Schéma základního uspořádání systému NRBF pro odstraňování fosforu .....	40
Obrázek č. 3 - Proces rozduřování sedimentu .....	47

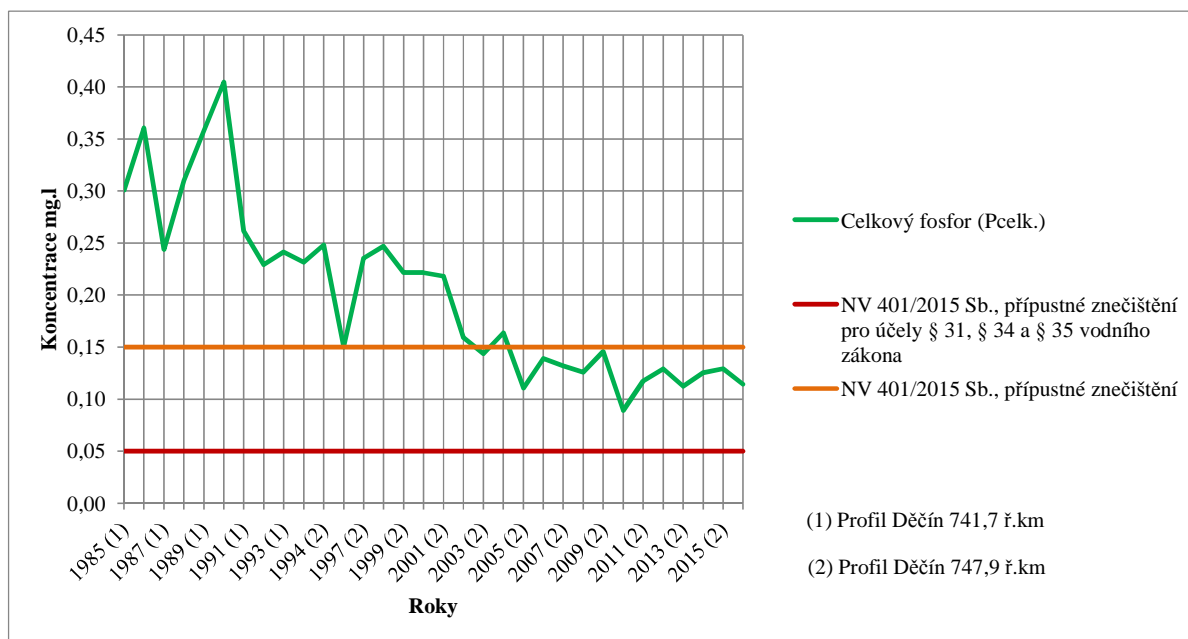
## SEZNAM TABULEK

Tabulka č. 1 - Průměrné koncentrace celkového dusíku (TN), fosforu (TP), chlorofylu a průměrná průhlednost vody, Třeboňsko v letech 1954-2014 .....	28
Tabulka č. 2 - Systém NRBF a běžně používané typy terciárního dočištění .....	39

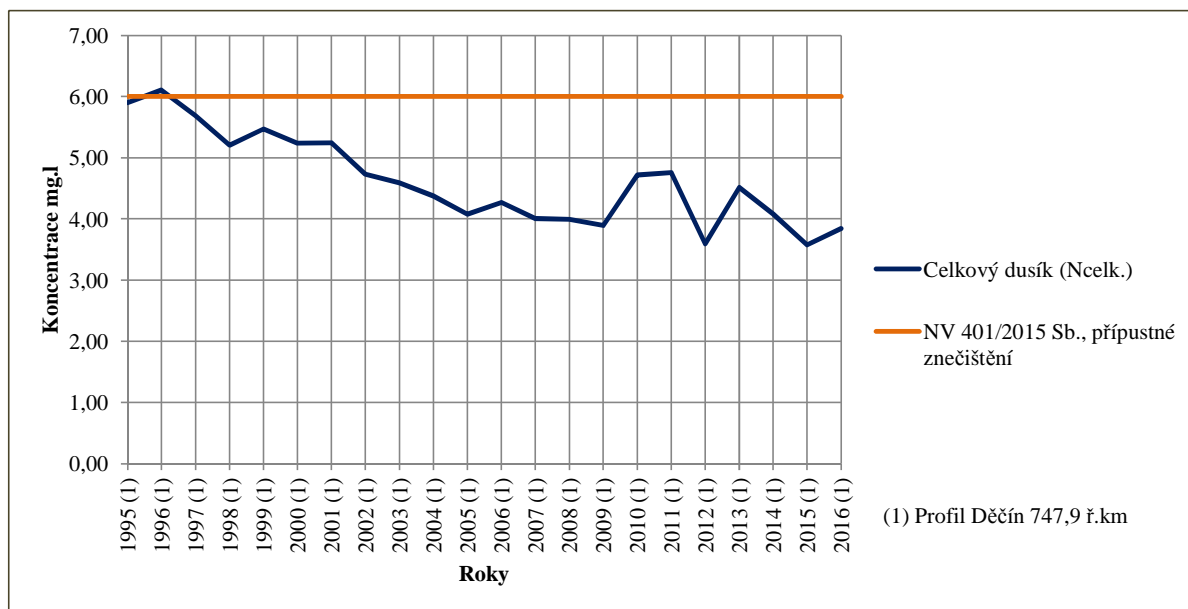
## SEZNAM PŘÍLOH

Příloha č. 1 – Graf č. 4 Vývoj koncentrace $P_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Labi v Děčíně mezi lety 1985-2016 .....	74
Příloha č. 2 – Graf č. 5 Vývoj koncentrace $N_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Labi v Děčíně mezi lety 1995-2016.....	74
Příloha č. 3 – Graf č. 6 Vývoj koncentrace $P_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Moravě v Lanžhotě mezi lety 1990-2016.....	75
Příloha č. 4 – Graf č. 7 Vývoj koncentrace $N_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Moravě v Lanžhotě 1997-2016 .....	75
Příloha č. 5 – Graf č. 8 Vývoj koncentrace $P_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Dyji v Pohansku mezi lety 1997-2016.....	76
Příloha č. 6 – Graf č. 9 Vývoj koncentrace $N_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Dyji v Pohansku mezi lety 1997-2016.....	76
Příloha č. 7 – Graf č. 10 Vývoj koncentrace $P_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Odře v Bohumíně mezi lety 1994-2016.....	77
Příloha č. 8 – Graf č. 11 Vývoj koncentrace $N_{\text{celk.}}$ v uzávěrovém profilu na řece Odře v Bohumíně mezi lety 1995-2016.....	77
Příloha č. 9 – Graf č. 12 Vývoj koncentrace $N\text{-NO}_3^-$ na řece Labi v uzávěrovém profilu v Děčíně mezi lety 1967-2016.....	78
Příloha č. 10 – Graf č. 13 Vývoj koncentrace $N\text{-NO}_3^-$ na řece Moravě v uzávěrovém profilu v Lanžhotě mezi lety 1963-2016.....	78
Příloha č. 11 – Graf č. 14 Vývoj koncentrace $N\text{-NO}_3^-$ na řece Odře v uzávěrovém profilu v Bohumíně mezi lety 1963-2016.....	79

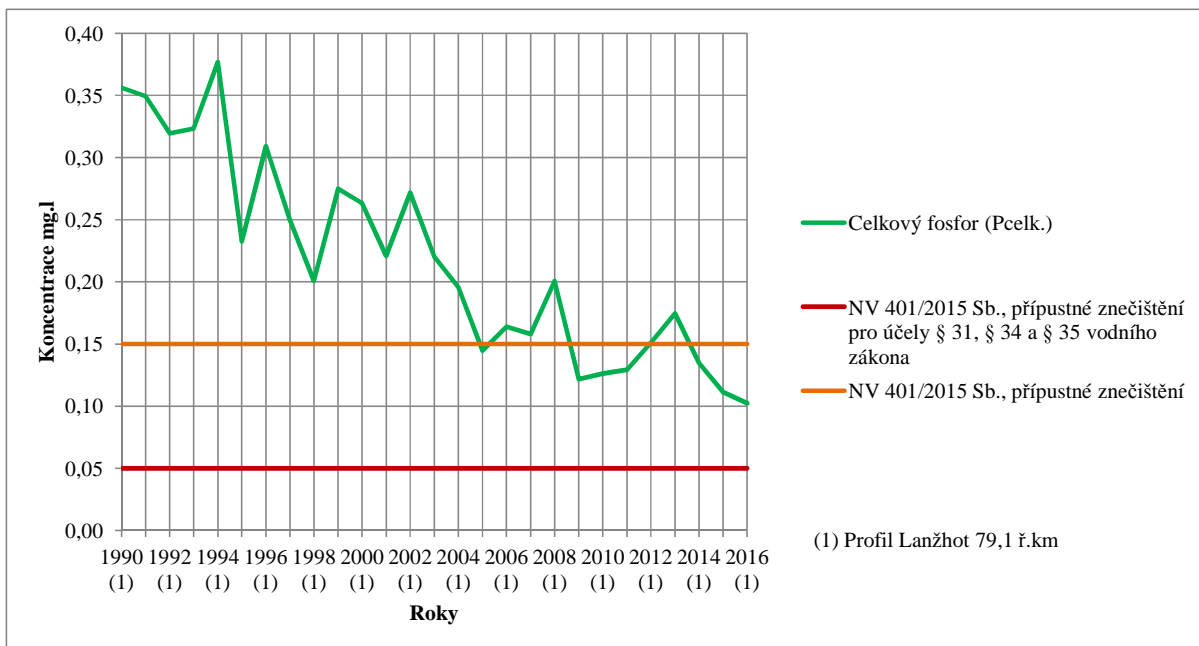
## PŘÍLOHY



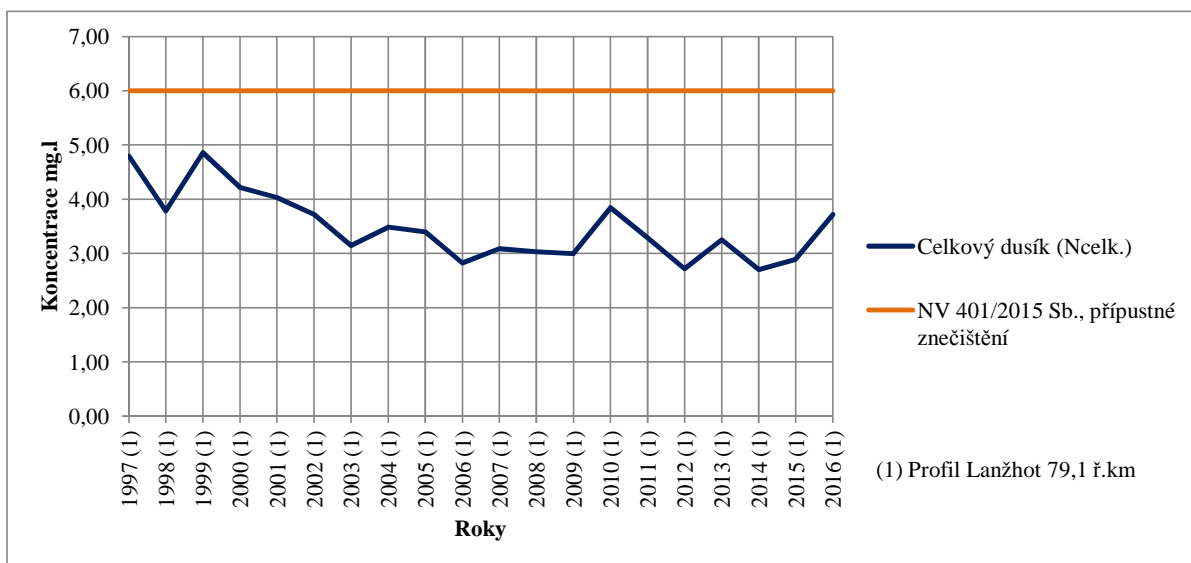
Příloha č. 1 – Graf č. 4 Vývoj koncentrace  $P_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Labe v Děčíně mezi lety 1985-2016 [Zdroj: Povodí Labe s.p., ČHMÚ]



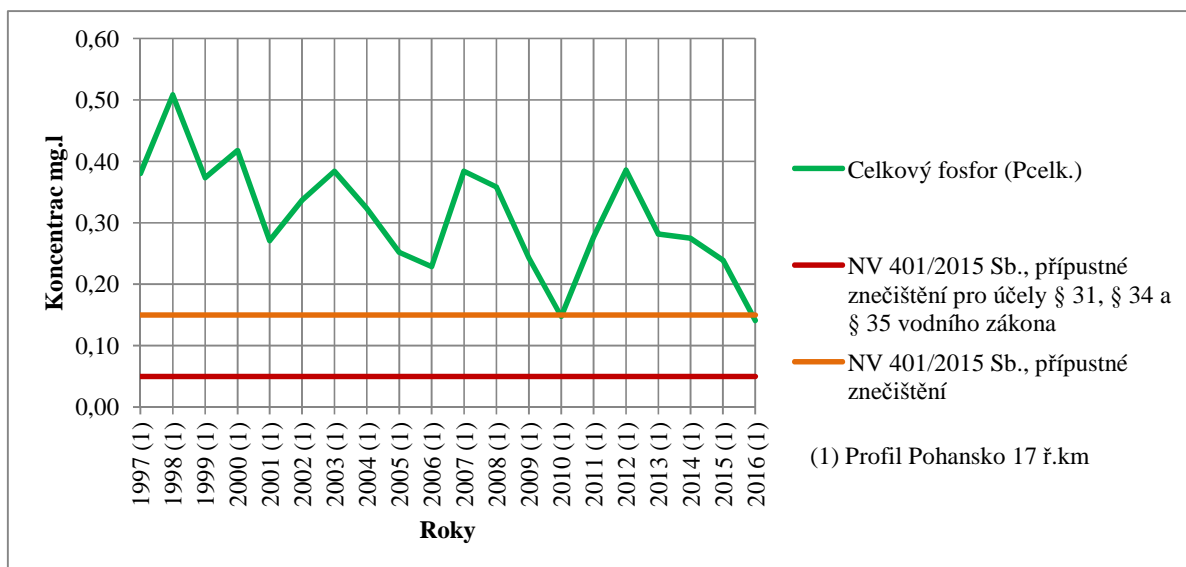
Příloha č. 2 – Graf č. 5 Vývoj koncentrace  $N_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Labe v Děčíně mezi lety 1995-2016 [Zdroj: Povodí Labe s.p., ČHMÚ]



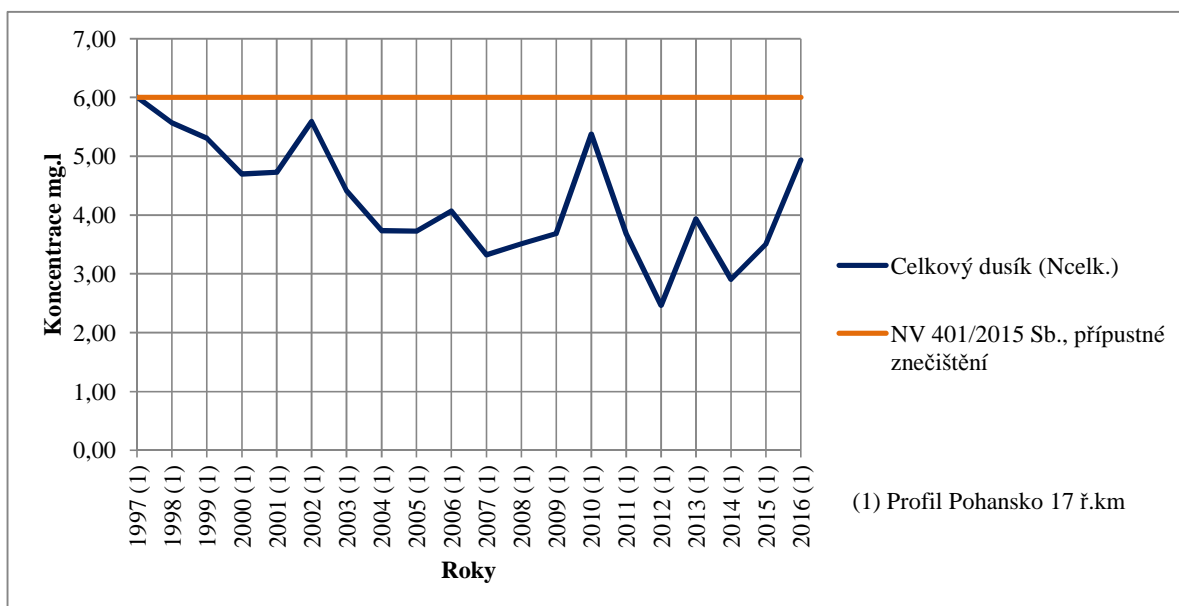
Příloha č. 3 – Graf č. 6 Vývoj koncentrace  $P_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Moravě v Lanžhotě mezi lety 1990-2016 [Zdroj: Povodí Moravy s.p., ČHMÚ]



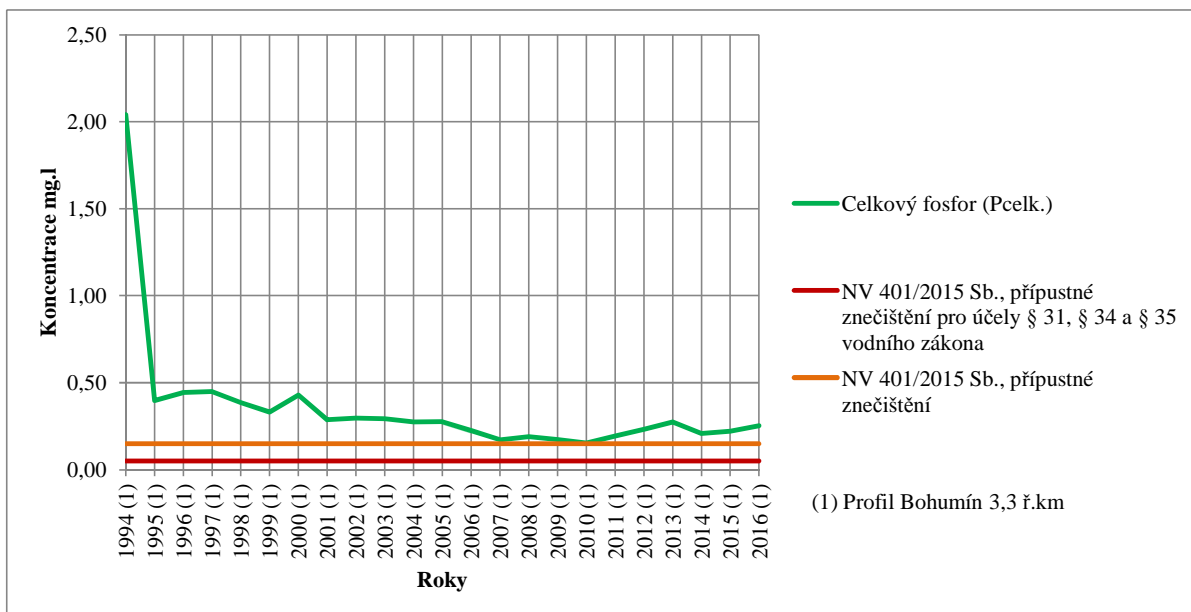
Příloha č. 4 – Graf č. 7 Vývoj koncentrace  $N_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Moravě v Lanžhotě 1997-2016 [Zdroj: Povodí Moravy s.p., ČHMÚ]



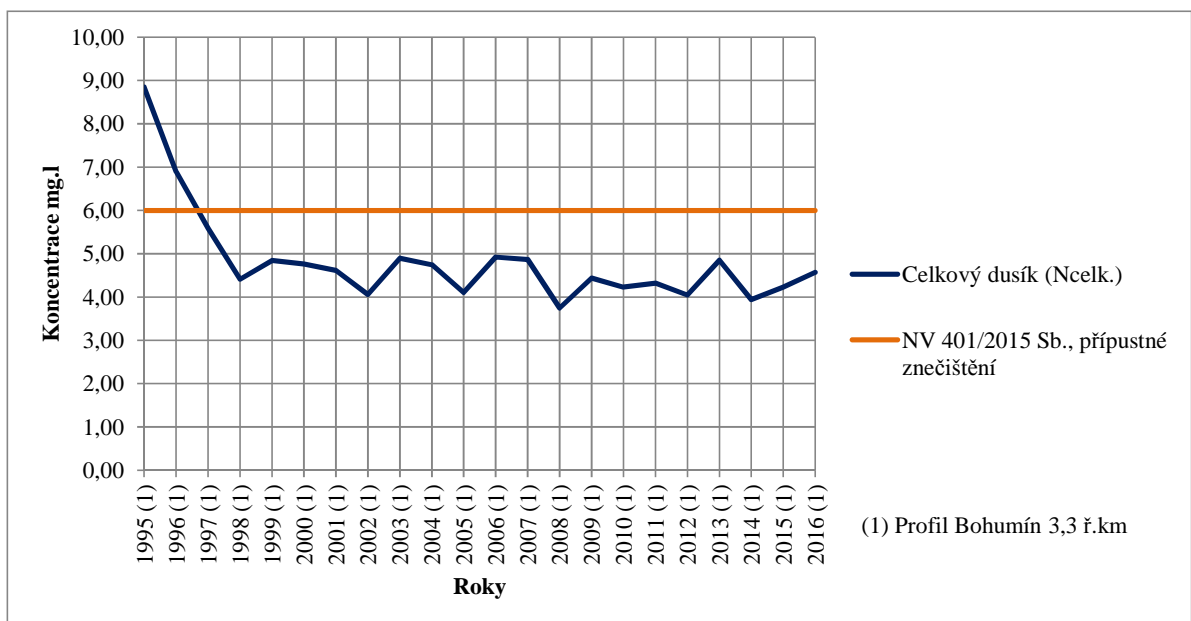
Příloha č. 5 – Graf č. 8 Vývoj koncentrace  $P_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Dyji v Pohansku mezi lety 1997-2016 [Zdroj: Povodí Moravy s.p., ČHMÚ]



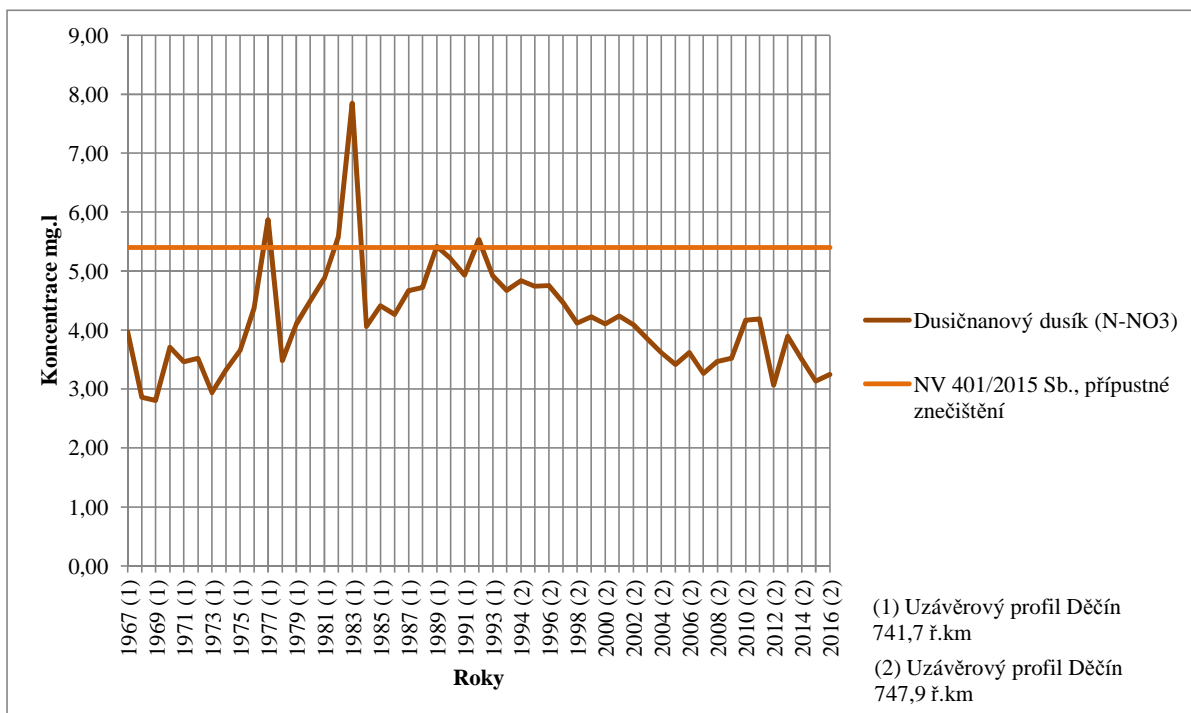
Příloha č. 6 – Graf č. 9 Vývoj koncentrace  $N_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Dyji v Pohansku mezi lety 1997-2016 [Zdroj: Povodí Moravy s.p., ČHMÚ]



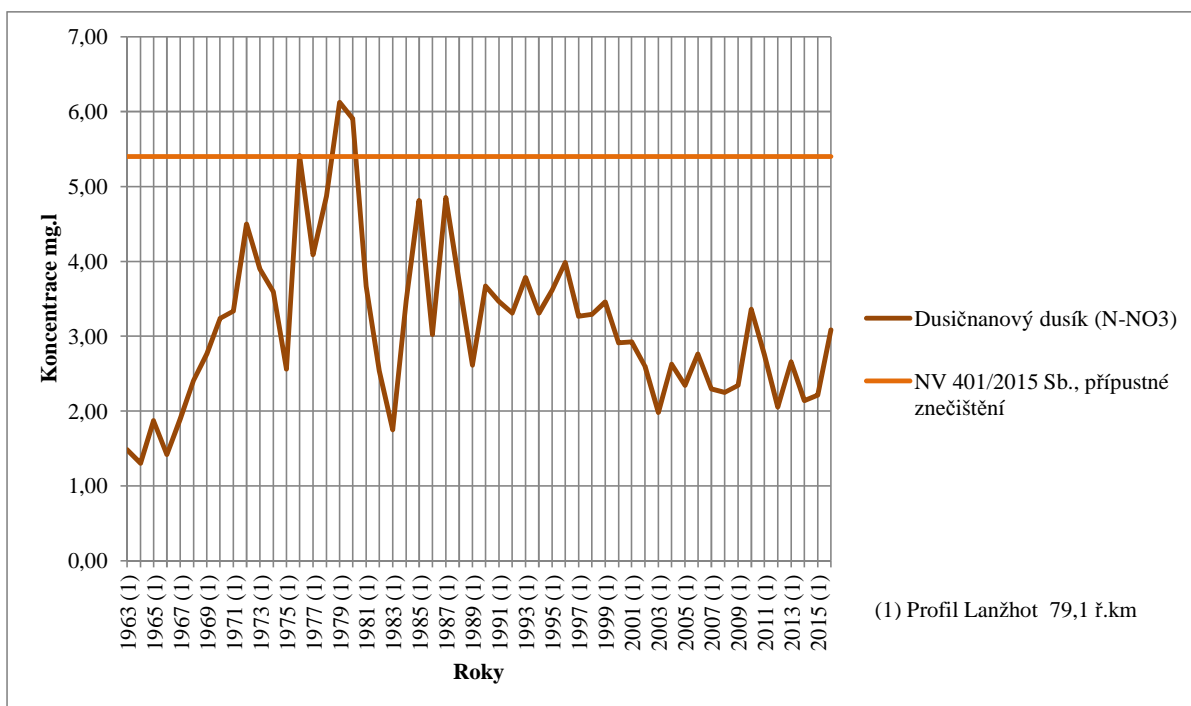
Příloha č. 7 – Graf č. 10 Vývoj koncentrace  $P_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Odře v Bohumíně mezi lety 1994-2016 [Zdroj: Povodí Odry s.p., ČHMÚ]



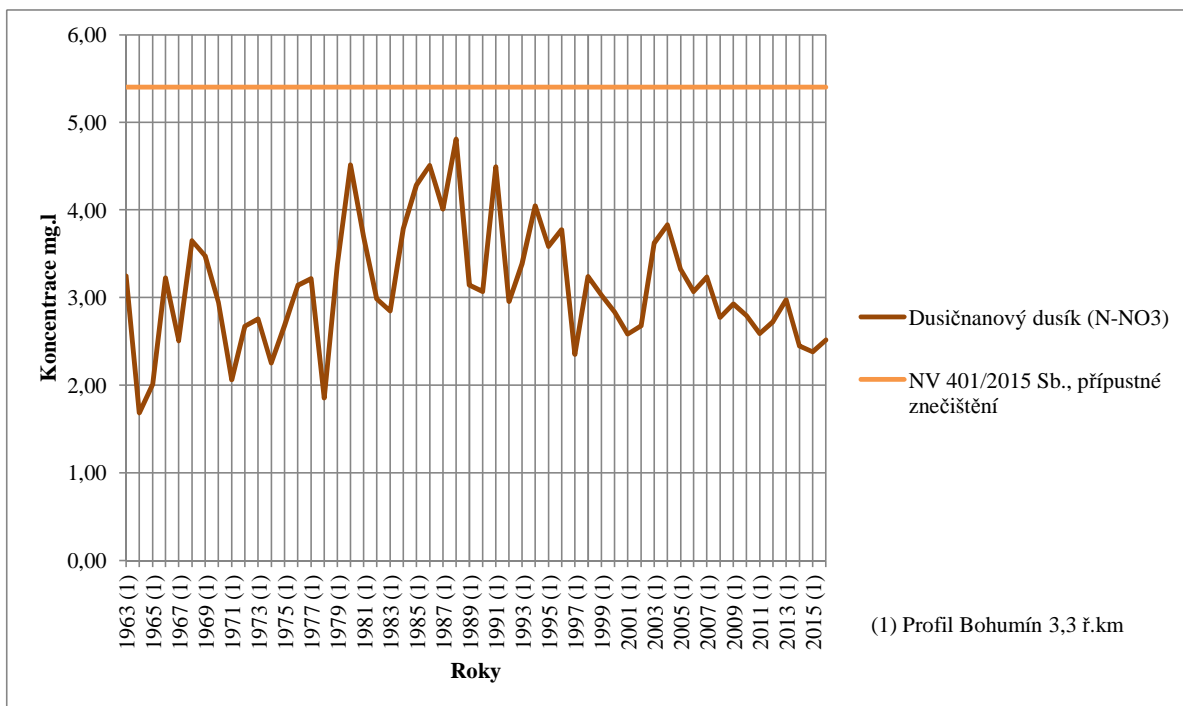
Příloha č. 8 – Graf č. 11 Vývoj koncentrace  $N_{celk.}$  v uzávěrovém profilu na řece Odře v Bohumíně mezi lety 1995-2016 [Zdroj: Povodí Odry s.p., ČHMÚ]



Příloha č. 9 – Graf č. 12 Vývoj koncentrace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na řece Labi v uzávěrovém profilu v Děčíně mezi lety 1967-2016 [Zdroj: Povodí Labe s.p., ČHMÚ]



Příloha č. 10 – Graf č. 13 Vývoj koncentrace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na řece Moravě v uzávěrovém profilu v Lanžhotě mezi lety 1963-2016 [Zdroj: Povodí Moravy s.p., ČHMÚ]



Příloha č. 11 – Graf č. 14 Vývoj koncentrace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> na řece Odře v uzávěrovém profilu v Bohumíně mezi lety 1963-2016 [Zdroj: Povodí Odry s.p., ČHMÚ]

## SEZNAM ZKRATEK

EU	Evropská unie
ČR	Česká republika
USA	Spojené státy americké
EHS	Evropské hospodářské společenství
US EPA	United States Environmental Protection Agency
OECD	Organisation for Economic Co-operation and Development
IWA	International Water Assotiation
Global TraPs	Global Transdisciplinary Processes on Sustainable Phosphorus Management
WaTETM/SEDEM	Water and Tillage Erosion Model/ Sediment Delivery Model
BAT	Best Available Techniques
MZe	Ministerstvo zemědělství
MŽP	Ministerstvo životního prostředí
VÚMOP	Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy
VÚV T.G.M, v.v.i.	Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka, veřejná výzkumná instituce
ÚKZÚZ	Ústřední kontrolní a zkušební ústav zemědělský
SPÚ	Státní pozemkový úřad
ČHMÚ	Český hydrometeorologický ústav
LPIS	Veřejný registr půdy
PMo s.p.	Státní podnik Povodí Moravy
GIS	Geografický informační systém
CAD	Computer Aided Design
Ash-Dec	Technologie tepelného zpracování kalu
High-tech	Pokročilá technologie
NRBF	Systém odstraňování nutrientů ve zpětném proudu
XRF	Rentgenová fluorescenční analýza
ČSN	Česká technická norma
NV	Nařízení vlády
ČOV	Čistírna odpadních vod
EO	Ekvivalentní obyvatel
NEK-RP	Norma environmentální kvality roční průměr
VN	Vodní nádrž
VD	Vodní dílo
§	Paragraf
C	Carbonium (uhlík)
N	Nitrogenium (dusík)
P	Phosphorus (fosfor)
$P_{\text{celk.}}(P_c, P_T, TP)$	Celkový fosfor
$P_{\text{org.}}$	Organický fosfor
$P_{\text{anorg.}}$	Anorganický fosfor
$N_{\text{celk.}}(TN)$	Celkový dusík
Fe	Ferrum (železo)
Al	Aluminium (hliník)
Mg	Magnesium (hořčík)
Cl	Chlorum (chlor)
O <sub>2</sub>	Volný kyslík



$Mn_4^+$	Manganový kationt
$Fe_3^+$	Železitý kationt
$SO_4^{2-}$	Sírany
$CO_2$	Oxid uhličitý
MgO	Oxid hořečnatý
N- $NO_3^-$	Dusičnanový dusík
$NO_3^-$	Dusičnany
N- $NH_4^+$	Amoniakální dusík
$N_{celk.}$	Celkový dusík
$MgCl_2$	Chlorid hořečnatý
$Mg(OH)_2$	Hydroxid hořečnatý
$CaCO_3$	Uhličitan vápenatý
$H_2O$	Voda
$NH_3.H_2O$	Hydrát amoniaku
$Fe_2(SO_4)_3$	Síran železitý
$FeCl_3$	Chlorid železitý
$Al_2(SO_4)_3$	Síran hlinitý
$Ca(OH)_2$	Hydroxid vápenatý
P- $PO_4^{3-}$	Fosforečnanový fosfor
$PO_4^{3-}$	Fosforečnany
pH	Potenciál vodíku
SRP	Soluble reactive phosphorus (rozpuštěný reaktivní fosfor)
BAP	Biologically available phosphorus (biologicky dostupný fosfor)
BSK <sub>5</sub>	Pětidenní biochemická spotřeba kyslíku
CHSK <sub>Cr</sub>	Chemická spotřeba kyslíku dichromanem
PAX-18	Koncentrovaný roztok polyaluminiumchloridu
$P_{M3}$	Výluh dle Mechlich III
ICP	Hmotnostní spektrofotometrie