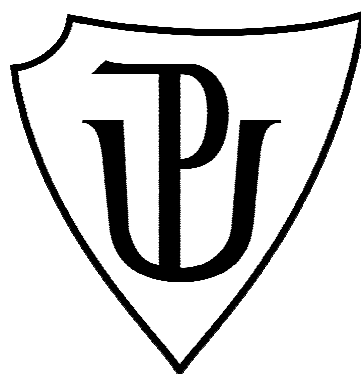


**UNIVERZITA PALACKÉHO V OLMOUCI**

**Přírodovědecká fakulta**

**Katedra ekologie a životního prostředí**



**Vliv využití území na kvalitu vod malých  
vodních toků v povodí VN Švihov**

**Petr Diviš**

Diplomová práce předložená na Katedře ekologie a životního  
prostředí Přírodovědecké fakulty Univerzity Palackého v Olomouci

jako součást požadavků  
k získání titulu Mgr. v oboru Ochrana a tvorba krajiny

Vedoucí práce: doc. RNDr. Martin Rulík, Ph.D.

Olomouc 2015

© Petr Diviš, 2015

## **Prohlášení**

Prohlašuji, že jsem diplomovou práci na téma „Vliv využití území na kvalitu vod malých vodních toků v povodí VN Švihov“ vypracoval samostatně, pod vedením Doc. RNDr. Martina Rulíka CSc. s použitím odborné literatury uvedené v seznamu, který je součástí této práce.

V Pacově dne 1. května 2015

.....

Podpis

## **Poděkování**

Na tomto místě bych rád vyjádřil vděčnost vedoucímu mé diplomové práce Doc. RNDr. Martinovi Rulíkovi, CSc., za jeho čas a řadu cenných rad. Dále bych rád poděkoval Ing. et Ing. Janovi Papežovi a Ing. Petrovi Fučíkovi PhD. za pomoc a rady při statistickém zpracování dat.

Poděkování patří také všem institucím, které mi poskytly data potřebná k vypracování práce, konkrétně děkuji VŠCHT Praha, Selektě Pacov a.s. a Povodí Vltavy s.p.

# ABSTRAKT

---

DIVIŠ, Petr 2015: Vliv využití území na kvalitu vod malých vodních toků v povodí VN Švihov [Diplomová práce]. Olomouc: Katedra ekologie a životního prostředí PŘF UP v Olomouci. 78 s., 3 přílohy, česky.

Email: [divis.pe@gmail.com](mailto:divis.pe@gmail.com)

Vysoký obsah živin v povrchových vodách představuje problém, jehož následky se začínají negativně projevat v kvalitě vod vodních nádrží. Táto práce se snaží vysvětlit vliv využití území na koncentrace DRP a  $\text{N-NO}_3^-$  během základního odtoku. Pro sledovaná povodí byly stanoveny relativní hodnoty vybraných faktorů využití území a způsobu nakládání s odpadními vodami v dotčených obcích. Koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  vykazovaly sinusoidní trend s minimi v letním období a maximy v období listopad-květen. Koncentrace DRP nevykazovaly žádný trend v závislosti na ročním období, ale byli typické velmi vysokými vrcholy. Byly sestaveny rovnice pro predikci průměrné hodnoty koncentrací  $\text{N-NO}_3^-$  a mediánu DRP. Regresní analýza ukázala, že nejvýznamnějšími faktory ovlivňujícími znečištění  $\text{N-NO}_3^-$  jsou podíl orné půdy a podíl vodních ploch v povodí. Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím medián koncentrací DRP je počet obyvatel na  $\text{km}_2$ , který reprezentuje komunální znečištění z malých obcí.

Vodní nádrž Švihov sice není bezprostředně ohrožena eutrofizací, ale pro další zlepšení jakosti je potřeba navrhnout a realizovat další ochranná opatření, která budou zohledňovat nové poznatky o biologické dostupnosti jednotlivých forem P z pohledu vlastností a aktuálních podmínek v recipientech. Tato opatření by měla být navržena s ohledem na jejich vedlejší efekty, zejména riziko uvolnění zděděného P.

**Klíčová slova:** fosforečnany, dusičnany, bodové zdroje, plošné zdroje, využití území

# ABSTRACT

---

DIVIŠ, Petr 2015: The influence of land use on surface water quality in catchment of water reservoir Švihov [Diploma theses]. Olomouc: Department of Ecology and Environmental Sciences, Faculty of Science, Palacký University of Olomouc. 77 p., 3 Appendix, in Czech.

Email: [divis.pe@gmail.com](mailto:divis.pe@gmail.com)

High content of nutrients in surface waters represent problem, whose consequences becomes negatively exert on water quality of water basins. This work attempts to explain influence of land use on concentrations of DRP and  $\text{N-NO}_3^-$  during baseflow. It was accounted for all watersheds relative values of chosen land use factors and sewage treatment. Concentrations of  $\text{N-NO}_3^-$  showed sinusoidal seasonal pattern with minimal values in summer and maximal values between november and may. Concentrations of DRP did not show any seasonal pattern, but was typical with very high peak values. It was made equations for prediction average value of  $\text{N-NO}_3^-$  and median of DRP. Based on regression analyses, the most important factor affecting nitrate pollution was the proportion of ploughed land and the proportion of water basins in watershed. The most important factor affecting median of concentration DRP was number of the population on square kilometer, which represent point source pollution from small villages.

Water reservoir Švihov is not immediately threatened by eutrophication, but for improvement of water quality is necessary to propose and realize another measures, which take into account new findings about biological availability of P forms, property and actual conditions of recipients. This measures should be proposed with respect of their side effects, especially risk of release legacy P.

**Keywords:** dissolved reactive phosphorus, nitrates, point source pollution, non-point source pollution, land use

# OBSAH

---

1	Úvod.....	1
2	Cíle práce .....	2
3	Literární rešerše.....	3
3.1	Který prvek kontrolovat?.....	3
3.2	Biologická dostupnost forem fosforu.....	3
	Biologická dostupnost TDP.....	6
	Biologická dostupnost partikulovaného fosforu .....	6
3.3	Odhad potenciálu odnosu P ze zemědělských povodí .....	8
	Fosforový index.....	9
3.4	Transportní mechanismus odnosu P .....	9
	Závislost odnosu P na jeho obsahu v půdě.....	12
3.5	Typy zdrojů znečištění vod fosforem a dusíkem.....	14
3.6	Odhad podílu bodových zdrojů na koncentrace P .....	16
	Retence P v toku.....	18
3.9	Ochranná opatření před plošným znečištěním.....	19
	Buffer zóny .....	20
	Multipond systémy.....	21
	Ohraničení kališť a vodních toků .....	22
	Bezorebné technologie .....	22
	Vliv krmné dávky skotu na odnos P .....	25
	P-based či N-based management .....	28
3.10	Vývoj jakosti vody v povodí vodárenské nádrže Švihov .....	30
	Rizikové faktory pro jakost vody VN Švihov .....	32
4	Materiál a metody .....	37
4.1	Charakteristika přírodních podmínek.....	37
	Klimatické podmínky .....	37
	Pedologické a geologické podmínky.....	39
	Způsob zemědělského hospodaření .....	39
	Vodní režim krystalinika .....	39
4.2	Odběr a zpracování vzorků .....	40
	Analýza vzorků .....	42
	Stanovení vybraných faktorů využití území.....	42
5	Výsledky.....	45

	Mnohorozměrná regresní analýza.....	47
6	Diskuse .....	52
7	Závěr.....	54
8	Seznam použité literatury .....	55
	Příloha č. 1 / Biologická dostupnost partikulovaného P při použití různých metod...	71
	Příloha č. 2 / Trendy koncentrací N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> a DRP v průběhu roku .....	74
	Příloha č. 3 / Hodnoty faktorů land use jednotlivých povodí a výsledky monitoringu jakosti vody.....	78



# SEZNAM POUŽITÝCH ZKRATEK

---

- c – koncentrace (např. cPP – koncentrace partikulovaného fosforu)
- P – fosfor (angl. *phosphorus*)<sup>1</sup>
- TP – celkový fosfor (angl. *total phosphorus*)
- BAP – biologicky dostupný fosfor (angl. *biological available phosphorus*)
- PP – partikulovaný fosfor (angl. *particulate phosphorus*)
- BAPP – biologicky dostupný partikulovaný fosfor (angl. *biological available particulate phosphorus*)
- PAP – potenciálně dostupný fosfor (angl. *potentially available phosphorus*)
- DRP – rozpuštěný reaktivní fosfor (angl. *dissolved reactive phosphorus*)<sup>2</sup>
- DOP – rozpuštěný organický fosfor (angl. *dissolved organic phosphorus*)
- TN – celkový dusík (angl. *total nitrogen*)
- N – dusík
- N- NO<sub>3</sub><sup>-</sup> – dusičnanový dusík
- SS – nerozpuštěné, suspendované látky (angl. *suspended solids* nebo *suspended sediment*)
- STP – obsah fosforu v půdě stanovený extrakčním činidlem Bray, Mehlich či Olsen (angl. *soil test phosphorus*)
- M3P – obsah fosforu v půdě stanovený metodou Mehlich 3
- PI – fosforový index (angl. *phosphorus index*)
- EPC<sub>0</sub> – rovnovážná koncentrace P (angl. *equilibrium phosphorus concentrations*)
- KDP – obsah fosforu v krmné dávce (angl. *dietary P ration*)
- NBM – dávka hnojiva aplikována podle N nároků plodiny (angl. *N-based management*)
- PBM – dávka hnojiva aplikována podle P nároků plodiny (angl. *P-based management*)
- NMP – plánů managementu živin (angl. *nutrient management plan*)
- NRC – National Research Council
- 

<sup>1</sup> Vědecká literatura obsahuje často matoucí terminologii forem a cest transportu P. Ucelenou terminologii forem a cest transportu v půdách a vodách sestavil například Haygarth & Sharpley (2000)

<sup>2</sup> V literatuře se často používají další termíny (*molybdate-reactive phosphorus (MRP)*, *filterable-reactive phosphorus (FRP)*, *soluble reactive phosphorus (SRP)*, *dissolved orthophosphate*, *orthophosphate (PO<sub>4</sub>P-PO<sub>4</sub>, P-PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, ortho P)*) jedná se o stejné formy fosforu vycházející z postupu podle Murphyho & Rileyho (1962), jejíž principem je reakce orthofosforečnanů s molybdenem amonným, v ČR se ještě používá zkratka RRP (rozpuštěný reaktivní fosfor).

VÚMOP – Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy v Praze-Zbraslavi  
VŠCHT - Vysoká škola chemicko-technologická v Praze  
PVL – Povodí Vltavy, státní podnik  
VN – vodárenská nádrž  
ČOV – čistírna odpadních vod  
KOV – komunální odpadní vody  
STS - septik (angl. *septic tank system*)  
PRVKÚK - Plán rozvoje vodovodů a kanalizací území krajů  
LPIS – registr půdy Ministerstva zemědělství (angl. *land parcel identification system*)  
CSA – kritické zdrojové lokality (angl. *critical source areas* nebo *variable source areas*)  
TTP – trvalé travní porosty  
BMP – nejlepší dostupná praxe<sup>3</sup> (angl. *best management practice(s)*)

---

<sup>3</sup> V ČR jde o neustálený termín s řadou různorodých překladů (například osvědčené způsoby řešení, zásady správné praxe v ochraně životního prostředí a krajiny, dobrá zemědělská praxe a nejčastěji používaný termín správná zemědělská praxe). Pro vyšší srozumitelnost bude proto používána v práci jen zkratka BMP.

# SEZNAM PŘEVZATÝCH DAT

---

- data z monitoringu povrchových vod (Výzkumný záměr RIV/60461373:2232 0/11:43891676 - Zhodnocení zátěže dílčího povodí vodárenské nádrže Švihov nutrienty) probíhajícího v období říjen 2006 – květen 2011 (VŠCHT, 2012)
- DMT vytvořený ze základní báze geografických dat (ČÚZK, 2012)
- databáze půdních bloků (LPIS, MZe, 2012)
- vrstva vodních toků a vodních ploch z databáze platné v ČR (DIBAVOD, 2012)

# SEZNAM TABULEK

---

- Tab. 1 / Kritéria hodnocení obsahu M3P v ČR pro ornou půdu
- Tab. 2 / Charakteristiky různých antropogenních zdrojů P
- Tab. 3 / BMP ke snížení plošného znečištění ze zemědělských zdrojů P a N
- Tab. 4 / Příklad manipulace KDP na středně velké mléčné farmě (Selekta Pacov a.s.)
- Tab. 5 / Odhad produkce znečištění komunálních zdrojů v povodí VN Švihov
- Tab. 6 / Umístění měrných profilů
- Tab. 7 / Modely s nejvyšším  $R^2_{adj}$ .
- Tab. 8 / Analýza rozptylu ANOVA
- Tab. 9 / Parametry výsledného regresního modelu
- Tab. 10 / Modely s nejvyšším  $R^2_{adj}$ .
- Tab. 11 / Analýza rozptylu ANOVA
- Tab. 12 / Parametry výsledného regresního modelu

# SEZNAM OBRÁZKŮ

---

- Obr. 1 / Rozdělení frakcí P zahrnující i příklad chemické frakcionace partikulovaného P
- Obr. 2 / Změny v koncentracích PP, DRP a SS během srážko-odtokové události
- Obr. 3 / Kartogram zásobenosti zemědělských půd v ČR fosforem
- Obr. 4 / Mezera mezi agronomickým a environmentálním optimem obsahu P v půdě
- Obr. 5 / Snížení koncentrace DRP následující po odstavení STS
- Obr. 6 / Konceptuální model funkce BZ vložený do modelu transportního kontinua P
- Obr. 7 / Trendy koncentrací živin po konverzi konvenčně obhospodařované na bezorebné obhospodařování u pšenice
- Obr. 8 / Trendy koncentrací DRP a PP v hlavním přítoku Erijského jezera, řeka Maumee
- Obr. 9 / Distribuce P v produktech dojníc v závislosti na obsahu P krmné dávce
- Obr. 10 / Aplikace živin podle NBM a PBM nároků plodin kukuřice
- Obr. 11 / Dlouhodobý trend koncentrací TP a DRP na hlavním přítoku vodní nádrže Švihov
- Obr. 12 / Historický vývoj koncentrací  $\text{NO}_3^-$  v hlavních přítocích do nádrže Švihov
- Obr. 13 / Dlouhodobý trend vývoje koncentrace dusičnanů u hráze nádrže
- Obr. 14 / Povodí řeky Trnavy v rámci povodí VN Švihov a dílčích povodí ČR
- Obr. 15 / Roční úhrny srážek (mm) v letech 1965 – 2011
- Obr. 16 / Průměrné roční teploty ( $^{\circ}\text{C}$ ) v letech 1965 – 2011
- Obr. 17 / Měsíční úhrny srážek z období 2006-2011
- Obr. 18 / Vodní krystalinika před vybudováním odvodnění
- Obr. 19 / Digitální model terénu povodí Trnavy s vyznačením sledovaných povodí
- Obr. 20 / Výsledná mapa využití území na příkladu Trubárního potoka - profil č. 10
- Obr. 21 / Koncentrace dusičnanového dusíku ve sledovaných měrných profilech
- Obr. 22 / Koncentrace DRP ve sledovaných měrných profilech
- Obr. 23 / Trend chodu koncentrací a)  $\text{N-NO}_3^-$  a b) DRP během roku (profil 4, Bořetický potok)
- Obr. 24 / Výsledný model pro predikci aritmetického průměru koncentrací  $\text{N-NO}_3^-$
- Obr. 25 / Závislost predikovaných koncentrací mediánu dusičnanového dusíku a naměřených hodnot
- Obr. 26 / Výsledný model pro predikci mediánu koncentrací DRP

# 1 ÚVOD

---

Vysoký obsah živin v povrchových vodách představuje problém, který se v ČR projevuje už více než půl století. Přestože se situace během posledních dvaceti let zlepšila, nezdá se, že bychom vysokou úživnost vod dokázali v blízké době snížit na přijatelnou úroveň (Duras, 2012). Hlavními zdroji emitující většinu fosforu (P) a dusíku (N), tedy prvků primárně zodpovědných za úživnost povrchových vod, jsou zemědělské hospodaření a vypouštění komunálních odpadních vod (Carpenter et al., 1998). Omezení eutrofizace, tedy zvýšení úživnosti prostředí, snížením emisí bodových zdrojů je jedním z příkladů, kdy věda přispěla k rychlému řešení problému. Ale omezení emisí fosfátů z detergentů a bodových zdrojů nevedlo ke konečnému vyřešení tohoto problému (Schindler, 2006). Plošné zdroje znečištění a remobilizace fosforu ze sedimentu (Jarvie et al., 2013; Sharpley et al., 2013) přetrvávají jako jedna z hlavních příčin eutrofizace řek a jezer a jejich podíl na znečištění se postupně zvětšuje (Carpenter et al., 1998). Výsledkem toho čelíme zcela nové výzvě, a to s ohledem na působení „zdeděného fosforu“ (angl. *legacy phosphorus*)<sup>4</sup>, díky němuž nyní dochází v některých oblastech ke zhoršování jakosti vody (Jarvie et al. 2013). Za největší rizika vysoké trofie vod jsou považovány vodní květ sinic a následná emise cyanotoxinů při jejich rozkladu (Bláha & Maršálek, 2009), ohrožení vodárenského využívání nádrží (Novotny, 2009, 2011), úhyn ryb způsobený kyslíkovým deficitem, ztráta biodiverzity či omezení rekreačního využívání vodních ploch (Anderson et al., 2002). Zemědělství v Evropě prochází zásadními změnami s řadou negativních vlivů na vodní ekosystémy. Proti tomuto trendu byla navržena a realizována zmírňující opatření, ta ale většinou nedosáhla z různých důvodů požadovaného výsledku (Meals et al., 2010; Sharpley et al., 2013). Jedním z hlavních problémů, kterým čelí vodohospodářské plánování, je odhad vlivu využití krajiny a jejího managementu na kvalitu vody. U P i N byly vyvinuty oddělené strategie managementu, což lze připisovat jejich odlišné mobilitě v prostředí (Carpenter et al., 1998). Avšak strategie zaměřená na eliminaci jen jednoho z prvků často vede k negativní odezvě druhého (Sharpley et al., 2006). Navíc neexistuje jedno opatření, které by dokázalo snížit znečištění obou živin (Stevens & Quinton, 2009). Potřebné je tedy zavedení integrovaného managementu N a P, zaměřeného do těch částí povodí, kde dochází k největšímu odnosu těchto živin (McDowell et al., 2002).

---

<sup>4</sup> Fosfor dlouhodobě akumulovaný v zemědělské půdě, korytech vodních toků, sedimentech vodních nádrží a mokřadů či v nivách toků

## 2 CÍLE PRÁCE

---

Stav vědeckého poznání znečištění povrchových vod živinami P a N je v současnosti na vzestupu, ale vzhledem k zahraničí, zejména v problematice zemědělského znečištění, významně zaostáváme. Odborné instituce, které by měly navíc nové poznatky uvádět do praxe s nimi však pracují jen zřídka a mezi odbornou veřejností se navíc často šíří nepřesné a zavádějící interpretace, které jsou založeny na dávno překonaných přístupech, například tzv. *dušičnanové dogma* (Duras 2012). Často tak dochází k antagonistickým opatřením a tedy i neefektivní využití finančních prostředků. Jedním z hlavních cílů této práce je tedy vytvořit přehled dosavadního výzkumu této problematiky, poskytnout srozumitelnou interpretaci zásadních poznatků a hlavně poukázat na některá nová, celosvětově diskutovaná témata, která jsou zatím v ČR přehlížena, zejména v souvislosti se složitým sedimentačním koloběhem P.

Úkolem praktické části této diplomové práce pak je:

- vyhodnotit podrobný monitoring jakosti vody a zjistit, zda existuje závislost koncentrací P a N ve vztahu k využití území (orná půda, vodní plochy, hustota obyvatel a způsob nakládání s odpadními vodami)

## 3 LITERÁRNÍ REŠERŠE

---

### 3.1 KTERÝ PRVEK KONTROLOVAT?

Většina vědců souhlasí, že eutrofizace vod je způsobena zvýšením vstupů N a P do vodního prostředí. Mnohem menší shoda ale panuje na způsobu, jak vrátit eutrofní jezera zpět do oligotrofního stavu (Schindler, 2012). Otázka, zda primárně kontrolovat přísun P nebo přísun N či zda kontrolovat oba prvky najednou, je považována řadou autorů za zodpovězenou již od počátku 70. let (Duras, 2012; Schindler, 2012; Schindler et al., 2008). Na základě výsledků dlouhodobých pokusů z Experimental Lake Area v Kanadě (Schindler, 1974; Schindler et al., 2008) bylo přijato tzv. paradigma limitace fosforem (angl. *phosphorus limitation paradigm for lakes*), tedy že P je primární limitující živina ve sladkovodních jezerech a jeho kontrola tak má rozhodující význam pro eutrofizaci jezer. Naproti tomu dusík je považován za limitující prvek v některých mořských ekosystémech, zejména v estuáriích a příbřežních ekosystémech, proto by podle druhé skupiny vědců měly být v globálním měřítku snižovány vstupy obou živin (Howarth & Marino, 2006; Vitousek et al., 1997). Představa, že na pevnině a v moři je nejčastěji limitující prvek dusík, ale ve sladkovodních jezerech je nejčastěji limitující prvek fosfor, je sice obecně přijímána, ale podle některých autorů je tato představa již „erodována“ (Lewis & Wurtsbaugh, 2008). Navíc podle Sternera (2008) řada pozorování ukazuje, že je většina jezer kolimitována N a P, a možná i dalšími prvky, například železem. Kontroverzní diskuse zda kontrolovat vstupy N, P či obou má důležité finanční důsledky, kdy strategie zaměřená na oba prvky je několikanásobně dražší než odstraňování jen P (Bryhn, 2009; Schindler et al., 2012) a bude určitě pokračovat i v budoucnu.

### 3.2 BIOLOGICKÁ DOSTUPNOST FOREM FOSFORU

Vytvořit nákladově efektivní strategii zmírnění eutrofizace vyžaduje snížení zatížení, zaměřené na takovou živinu a její formu, která je schopna podporovat růst řas a dostupnost P řasám je tedy klíčovým parametrem (Sonzogni et al., 1982). Fosfor se ve vodách vyskytuje v partikulované (angl. *particulate phosphorus*, PP) a rozpuštěné formě (angl. *dissolved phosphorus*, RP nebo *total dissolved phosphorus*, TDP) (Reynolds & Davies, 2001). Součet těchto forem pak dává dohromady fosfor celkový (angl. *total phosphorus*, TP). Základní rozdělení forem fosforu podle Borovce et al. (2012) je následující:

**Celkový fosfor (TP):** vzorek bez předúpravy (popř. po cezení sítkem 0,2 mm), převedení částic a organických forem do roztoku (mineralizací) a stanovení (kolorimetricky nebo ICP).



**Rozpuštěný fosfor (TDP nebo RP):** vzorek přefiltrován přes filtr o porozitě 0,45 µm, ve filtrátu převedeny organické formy na anorganické (mineralizací) a stanovení (kolorimetricky nebo ICP). Takto stanovený fosfor zahrnuje fosforečnanový fosfor a rozpuštěný organický fosfor. Oba jsou považovány za biologicky dostupné. V praxi se často stanovuje ve vzorku bez mineralizace **fosforečnanový fosfor (DRP)**, který při kolorimetrickém stanovení může zahrnovat i část rozpuštěného organického fosforu. Za rozpuštěný organický fosfor se s jistou mírou nepřesnosti považuje rozdíl mezi TDP a DRP.

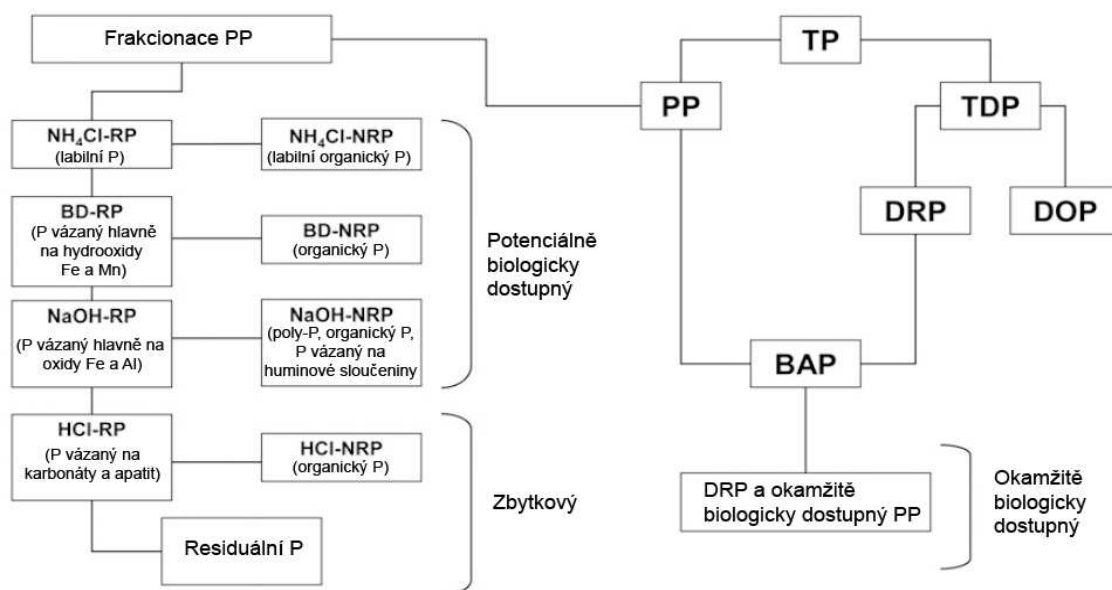
**Partikulovaný fosfor (PP):** nejčastěji bývá vypočten jako rozdíl mezi celkovým a rozpuštěným fosforem. Je tvořen širokou škálou organických a minerálních částic, které neprojdou filtrem o porozitě 0,45 µm: řasy, sinice, zbytky rostlin, bakteriální vločky, erozní částice a jiné plaveniny.

Subtypem suspendovaných částic v odtoku především ze zemědělských ploch je **koloidní frakce P** (1 nm–1 µm, angl. *colloidal phosphorus*) významná například v podpovrchovém odtoku z jílovitých půd (Heathwaite et al., 2005). Současná metodologie stanovení forem P obvykle rozděluje rozpuštěný P od partikulovaného filtrem průměru 0,45 µm (Jarvi et al., 2002), zastoupení koloidních forem P běžným monitoringem tedy vůbec nezjistíme. Přirozeně ale neexistuje žádná ostrá přírodní hranice mezi DRP a PP. Podle Hense & Merckxe (2002), kteří studovali roli koloidních částic na DRP, se ukazuje, že teprve při filtraci filtrem o porozitě 0,025 µm procházejí filtrem jen samotné orthofosforečnany. Vzhledem k vysokému specifickému povrchu a tudíž vysoké sorpční kapacitě, mohou hrát koloidní částice významnou roli při transportu P (Heathwaite et al., 2005).

Proporce forem vzhledem k celkovému fosforu jsou značně časově a prostorově dynamické (Reynolds & Davies, 2001; Ulén et al., 2007) v závislosti na typu zdroje (Bowes et al., 2008). Jednotlivé formy (Obr. 1) mají odlišnou biologickou dostupnost pro řasy a sinice, kdy nejvyšší eutrofizační potenciál představuje biologicky dostupný fosfor (angl. *biologically available phosphorus*, BAP<sup>5</sup>) (Reynolds & Davies, 2001). Jiné formy P než sinice často využívají vodní makrofyta či bakterie, tyto organismy se ale zpravidla při hodnocení biologické dostupnosti P nezohleňují (Sonzogni et al., 1982). V brakických a mořských vodách je biologická dostupnost P zpravidla vyšší a její co nejpřesnější stanovení nabývá většího významu (Ekholm et al., 2009).

---

<sup>5</sup> Často je používán i termín *algal-available phosphorus* (P<sub>aa</sub>)



Obr. 1 / Rozdělení frakcí P zahrnující i příklad chemické frakcionace partikulovaného P (převzato z Maynard et al. 2009)

Informace o okamžitě dostupném P je klíčová k pochopení dynamiky P ve vodách, ale protože okamžitě dostupný P nezahrnuje ty formy, které by mohly být dostupné v delším časovém měřítku (zejména uvolnění forem P ze sedimentu při anoxických podmínkách), nedosahuje dostatečné přesnosti pro management eutrofizace. Proto někteří autoři používají termín *potenciálně dostupný fosfor* (angl. *potentially available phosphorus*, PAP), který vyjadřuje horní hranici biologicky dostupného P (Persson 2001; Sonzogni et al. 1982). Boström et al. (1988) definuje BAP jako součet okamžitě dostupného P a takového P, který může být transformován do dostupné formy přirozenými procesy. Jak i sám uznává, je tato definice problematická. Vždy bude při odhadu biologické dostupnosti P záležet na mnoha jen obtížně kvantifikovatelných faktorech, zejména na uvažovaném časovém měřítku či charakteru recipientu.

Množství P, který se stane dostupným nezávisí jen na formě P, ale také na charakteru recipientu, který ovlivňuje například pozici částice ve vodním sloupci či dobu retence. V hlubokých jezerech s nízkým uvolňováním sedimentu zpět do eufotické zóny, bude možnost řas využít potenciálně dostupný PP minimální. Pro taková jezera bude strategie, která omezuje zdroje s vysokým zatížením DRP efektivní. Kontrola zdrojů by tak měla být zaměřena na komunální odpadní vody, obzvláště ty, které jsou umístěné v hydraulické blízkosti jezera, a na zemědělské postupy, které zvyšují ztráty DRP (Sonzogni et al., 1982): nadměrná aplikace hnojiv (Kleinman et al. 2011), nevhodné typy aplikace hnojiv (Johnson, Kleinman, Beegle, Elliott, & Saporito, 2011) či bezorebné technologie (Baker, 2011; Ulén et al., 2010). V mělkých nádržích, kde je sediment často resuspendován (rybníky s vysokou

rybí obsádkou, mělké nádrže, mokřady), i když PP na něm vázaný je jen částečně dostupný, může být tento zdroj relativně významný, obzvláště pokud je zatížení P vysoké. V tomto případě by mělo být zváženo snížení zatížení PP stejně jako snížení zatížení DRP (Sonzogni et al., 1982).

### **Biologická dostupnost TDP**

Za frakci TDP snadno biologicky dostupnou je považován DRP. Ve všech odhadech BAP je počítán jako 100% dostupný (Boström et al., 1988; Lambert, 2012; Reynolds & Davies, 2001; Sonzogni et al., 1982). Biologická dostupnost DOP je mnohem méně jasná. Boström et al. (1988) uvádí široký rozsah od 0 do 100%, naproti tomu Persson (2001) ve své rešerši odhaduje biologickou dostupnost na hodnoty blížíící se 0. Ekholm & Krogerus (2003) měřili biologickou dostupnost DOP různých typů zdrojů (orná půdy, lesy, řeky, průmyslové a komunální odpadní vody), kdy první tři typy zdrojů vykazovaly hodnoty 0-55%, zatímco odpadní vody vykazovaly hodnoty 0-75% v závislosti na době vzorkování. Podobně tak i studie, které cituje Persson (2001) naznačují, že DOP z bodových zdrojů je více biologicky dostupný než v přítocích bez bodových zdrojů. To potvrzuje Young et al. (1982), který publikoval 100% dostupnost DOP v odpadních vodách stanovenou řasovým testem. Obecně tak lze říci, že DOP je částečně biologicky dostupný, ale tato hodnota je silně proměnlivá v závislosti na typu zdroje a době vzorkování.

### **Biologická dostupnost partikulovaného fosforu**

V podmínkách, které převažují v potocích, jezerech a ústích řek se za biologicky dostupný PP považuje P slabě vázaný, P obsažený v pórové vodě, P vázaný na amorfní oxidy Fe a uvolnitelný organicky vázaný P (např. Kronvang et al., 2012). Pro stanovení biologické dostupnosti PP se používá řada metod: lahvový test (angl. *bottle test*), řasový test DCDA (angl. *the dual culture diffusion apparatus*), extrakce pomocí aniontové výměny (angl. *anion exchange resin*) a zejména chemické extrakce (angl. *chemical extraction*) s různými frakcionačními schémata.

Někteří autoři přisuzují této formě P nízkou biologickou dostupnost (Reynolds & Davies, 2001), jiní ji naopak považují za významnou (Correll, 1998). Biologická dostupnost PP se může pohybovat od několika procent až po několik desítek procent (Příloha č. 1). PP tak může vzhledem k jeho velkému podílu v odtoku ovlivňovat produktivitu některých sladkovodních ekosystémů. V ČR je jeho vliv považován za minimální (Borovec et al., 2012; Rosendorf et al., 2013), a to vzhledem k absenci studií a způsobu obhospodařování zemědělské půdy. Pokud ale přijmeme tvrzení, že 20-30% PP je biologicky dostupné (Ekholm & Lehtoranta, 2012), ztráty BAPP pak mohou být na stejné nebo dokonce vyšší úrovni než ztráty biologicky dostupného DRP ze zemědělských ploch.

Ke stejným závěrům dochází například Baker (2012) či Uusitalo (2000). To platí hlavně pro erozně ohrožená povodí s vysokým podílem PP na TP, který například Ulén et al. (2007) udává pro severské země až 93%. Koncentrace PP v odtoku silně koreluje s obsahem suspendovaných částic (například Ellison & Brett, 2006; Poirier et al., 2012; Rosendorf et al., 2011; Uusitalo et al., 2000), který se zvyšuje právě s mírou erozní činnosti a s průtokem (Pacini & Gächter, 1999).

Koncentrace BAPP významně kolísají mezi jednotlivými povodími (Michaud & Laverdière, 2004) v závislosti na využití území (angl. *land use*) (Ellison & Brett, 2006) a zemědělském způsobu obhospodařování (Sharpley et al., 1992). Podle Michauda & Laverdière (2004) je variabilita v procentuálním zastoupení BAPP nejvíce závislá na půdním typu. PP ze zemědělských půd je podle Ellisona & Bretta (2006) biologicky dostupnější než partikulovaný P pocházející ze zemědělsky nezatížených oblastí a to i přesto, že je tato analýza problematická díky odlišnosti použitých metod jednotlivých testů biologické dostupnosti.

Pacini & Gächter (1999) zjistili, že BAPP je soustředěný v jemnozrnném sedimentu spojeným s erozí a odnosem jílových minerálů ze svrchní vrstvy půdy s vysokým obsahem P. Několik dalších studií potvrdilo, že velikost částic ovlivňuje jak obsah P, tak speciaci jednotlivých frakcí (Pacini & Gächter, 1999; Stone & English, 1993). Vyšší podíl BAPP našel například Poirier et al. (2012) ve frakci <1 $\mu$ m. Podle Maynarda et al. (2009) se po průchodu mokřadem snížil podíl písčité frakce a zvýšil podíl jílovité, čímž se významně zvýšil podíl BD-PP frakce vázané převážně na jílovitých částicích. Jílové částice obsahují více BAPP, což indikuje jejich schopnost vázat organickou hmotu a labilní P, zatímco písčité částice obsahují převážně P biologicky nedostupný.

Vliv přísunu erozního materiálu může mít jak negativní efekt, způsobující vnos velkého množství P do nádrže, tak pozitivní, kdy disturbanční efekt může nastolit zcela nové poměry v nádrži (Znavor et al., 2006) a prudce snížit primární produkci. Tento zřetelný paradox je způsoben vyšším zákalem vody a promícháním vodních vrstev. Dochází k roztrhání kompaktního vodního květu a ztrátě P z vodního sloupce fixací na povrch sedimentujících částic. Sedimentující seston tedy může představovat propad (angl. *sink*) P (Brzáková et al., 2003; Gächter & Mares, 1985).

Malé částice <20  $\mu$ m mohou přetrvávat ve vodním sloupci po velmi dlouhou dobu, což umožňuje vysokou sorpci či desorpci P ze suspendovaného sedimentu (dále SS, angl. *suspended solids*). Ve statickém 20-metrovém sloupci vody mohou částice menší než 2  $\mu$ m zůstat v suspenzi i více než 76 dní a částice od 2-20  $\mu$ m pak 0,76 až 76 dní. To znamená, že malé agregáty nebo jílovité částice pravděpodobně hrají významnou roli v eutrofizaci i hlubších jezer (Armstrong et al., 1979). Ačkoliv jílovité částice bohaté na P pomalu usedají,

většina částic, které vstoupí do jezera mimo vegetační sezónu může sedimentovat mimo eufotickou zónu před nástupem rozvoje řas, což ale neznamena permanentní ztrátu P z akvatického systému. Sediment může být v mělkých vodách několikrát resuspendován (Ekholm et al., 1997) například větrem (Søndergaard et al., 1992) či činností ryb (Scheffer et al., 2003), anebo může být uvolněn v rozpuštěné formě do vodního sloupce z dnových sedimentů (Boström et al., 1988).

Odhadnout zatížení BAPP jezera je velmi složitý úkol (Ekholm & Krogerus, 2003). Zpravidla ho lze stanovit pomocí analýzy vzorků odebraných v přítocích během srážko-odtokových událostí (Pacini & Gächter, 1999), které jsou sice krátké, ale zato většinově přispívají k celkovém zatížení P (Sharpley et al., 2008). Srážko-odtokové události je ale velmi složité adekvátně vzorkovat a není možné stanovit jejich podíl na základě standardního monitoringu (Defew et al., 2013).

### **3.3 ODHAD POTENCIÁLU ODNOSU P ZE ZĚMĚDĚLSKÝCH POVODÍ**

K proporcionalně největším ztrátám P a N ze zemědělských povodí dochází v tzv. kritických zdrojových lokalitách (angl. *critical* nebo *variable source areas*, dále CSA), což jsou oblasti, kde se překrývají zdrojové (vysoké koncentrace živin v půdě) a transportní faktory (odtok, eroze, vzdálenost vodoteče). Opatření v těchto oblastech tak mají nejvyšší efektivitu, a proto by primárně měly být aplikovány v těchto oblastech zásady správné zemědělské praxe (dále BMP, angl. *best management practices*) (Pionke et al., 2000).

Na úrovni povodí mají P a N odlišné CSA. Oblasti nejvíce zranitelné ke ztrátám P jsou omezeny na malé (<20% plochy povodí), dobře definovatelné oblasti s vysokou konektivitou v blízkosti vodních toků. Naproti tomu CSA pro N jsou rozsáhlejší (přibližně 60% plochy) a vyskytují se převážně v horních částech odvodněných svahů s propustnými půdami (Heathwaite et al., 2000; Pionke et al., 2000). V této situaci tak nastává silný trade-off, jelikož se CSA obou prvků překrývají minimálně, zaměřením na CSA obou prvků získáme rozsáhlé území, které významně zvyšuje ekonomickou náročnost mitigační strategie.

Testování CSA hypotézy v přírodních podmínkách klade vysoké nároky na infrastrukturu výzkumu, proto existuje jen několik studií v měřítku svahu či povodí. Celosvětově nejprobádanějším je povodí FD-36 v Pensylvánii, USA. V ČR jsou téměř všechny podobné výzkumy prováděny v povodí Kopaninského potoka (experimentální povodí VÚMOP Praha), které je i součástí povodí VN Švihov.

## **Fosforový index**

Odnos P lze efektivně snižovat cíleným výběrem zdrojových lokalit, kde dochází k nejcětšímu odnosu. Proto Lemunyon & Gilbert (1993) navrhli koncept tzv. fosforového indexu, (angl. *phosphorus index*, dále PI), tedy nástroje kvantifikujícího význam transportních a zdrojových faktorů řídicích odnos P ze zemědělských ploch, který by byl zároveň široce využitelný pro vodní hospodářství a zemědělskou praxi. Zjednodušení PI přináší ale i řadu nejistot, protože přesně nepopisuje vztahy mezi jednotlivými faktory, které byly stanoveny jen arbitrárně a často jsou nedostatečně doloženy (Lemunyon & Gilbert, 1993). PI během 20 let vývoje prošel řadou změn ve výpočtu a rozšíření jeho modifikací do dalších zemí (Švédsko, Dánsko, Norsko, Finsko, Irsko, Kanada, Velká Británie), které shrnuli například (Buczko & Kuchenbuch, 2007; Nelson & Shober, 2012). Vhodnost použití P indexu pro podmínky ČR bude teprve ověřována v připravované studii na pilotních povodích (Beránková, 2010).

Metody odhadu odnosu P ze zemědělských ploch blízké PI byly v ČR již publikovány (Karásek et al., 2013), jednotlivé váhy faktorů ale byli přisouzeny bez vědeckého doložení a některé faktory používané k výpočtu PI zcela chybí. Pro podmínky krystalinika ČR vyvinul koncept stanovení zdrojových lokalit Novák et al. (2012), který je podrobněji popsán v metodice Fučík et al. (2008). Tento koncept je v ČR používán při vymezování ochranných pásem vodních zdrojů. Zdrojové lokality jsou stanovovány na základě klasifikace analýzy kódu bonitovaných půdně ekologických jednotek (BPEJ) a presence zemědělského odvodnění. V hydrologických podmínkách krystalinika, typických pro povodí VN Švihov, je tento koncept vědecky podložen pouze pro dusičnany (Doležal & Kvítek, 2004) a teplotní režim jednotlivých složek odtoku (Zajíček et al., 2011). Ztráty P jsou odhadovány pouze erozním modelem (Novák et al., 2012).

## **3.4 TRANSPORTNÍ MECHANISMUS ODNOSU P**

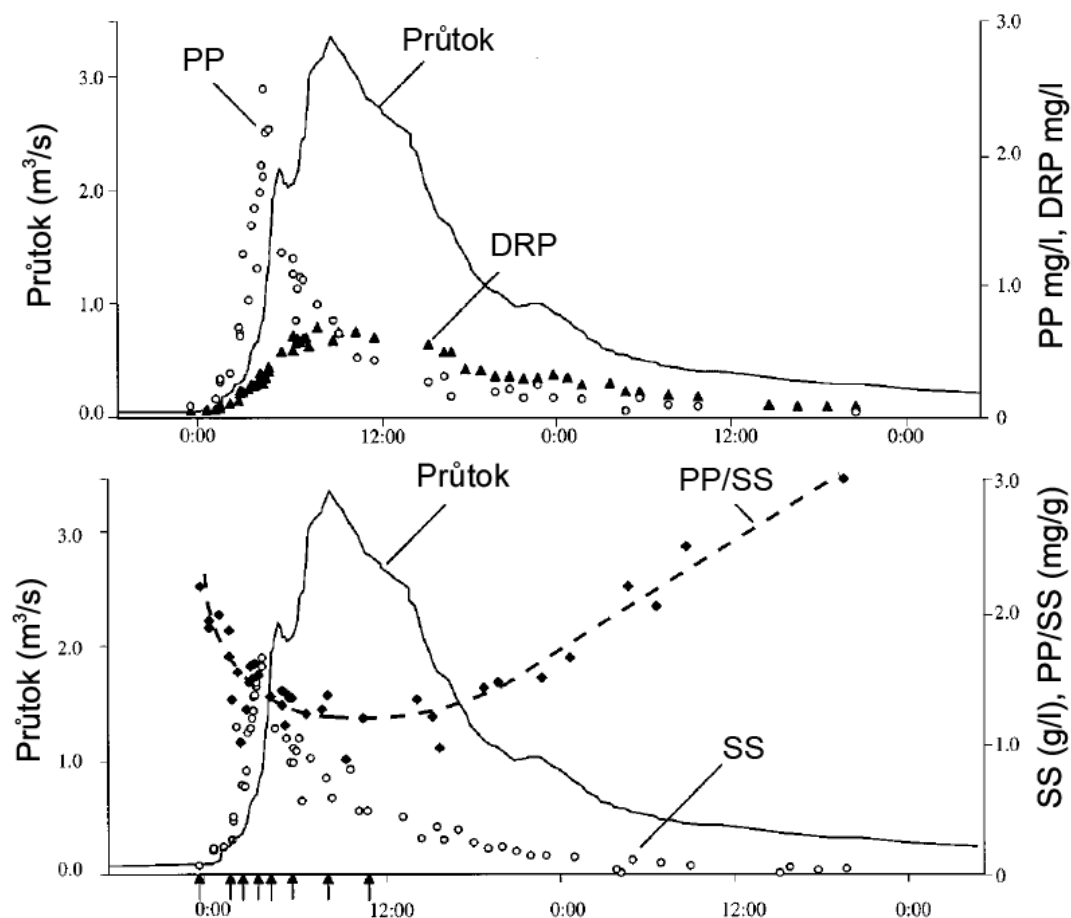
Obecně je za hlavní transportní mechanismus P považován povrchový odtok (McDowell et al. 2001), nicméně staré generalizace přehlížející environmentální význam ztrát P podpovrchovým odtokem nejsou již dnes akceptovatelné (Kleinman et al., 2011). V posledních letech byly publikovány studie, podle kterých může být podpovrchový a drenážní odtok také významnou cestou nebo může být i dominantní (Deasy et al., 2009; Gelbrecht et al., 2005; Gentry et al., 2007; King et al., 2015; Smith et al., 2015; Tiemeyer et al., 2009). Primární role je v tomto směru připisována preferenčnímu proudění (Gächter et al., 1998; Stamm et al., 1998). Míra působení preferenčního proudění závisí na půdním typu, především na zastoupení hlinité a jílovité frakce a přítomnosti drenážního systému, který je často na tyto cesty napojen (Stamm et al., 1998). Drenážní systémy zachycující

vodu z podpovrchového odtoku a z preferenčních cest se tak stávají vynikajícími informačními zdroji o pohybu látek a vody půdním profilem (Sim et al., 1998). Ve vrchovinných oblastech ČR tvořených krystalickými horninami je průměrný podíl podpovrchového odtoku 40 % a podzemního odtoku 30 % (Doležal & Kvítek, 2004). V období základního odtoku je tento podíl podstatně vyšší a nabývá tedy na významu vyplavování živin z půdního prostředí a zvyšuje se role drenážních systémů na kvalitu vody.

Preferenčními cestami se může dostávat do drenážních systémů PP vázaný na sediment ze svrchní vrstvy půdy (Poirier et al., 2012; Simard et al., 2000; Uusitalo et al., 2001; Uusitalo et al., 2003). To potvrzují i Foster et al. (2003), kteří pomocí radionuklidů odhadli, že 73% SS v drenážní vodě pochází z vrchní vrstvy půdy. Naproti tomu několik komparačních studií porovnávajících odvodněná a neodvodněná povodí potvrzují částečně významný vliv drenážních vod, zároveň ale poukazují na významné snížení odnosu P v odvodněných částech povodí. Haygarth et al. (1998) ve své studii transportu P různými cestami zjistili, že odnos TP z odvodněných pastvin byl menší o 30% než z neodvodněných povodí. Porovnání odnosu P provedli i (Bengtson et al., 1988; Grazhdani et al., 1996; Hawkins & Scholefield, 1996), kteří zaznamenali snížení odnosu o 36% TP, respektive 16% a 20% DRP. Odvodnění podle těchto studií snižuje povrchový odtok a naopak zvyšuje podíl vody infiltrující se do půdy (například Bengtson et al., 1988), čímž pravděpodobně zvyšuje potenciál P k sorpci během vertikálního pohybu profilem (Haygarth et al., 1998) a dochází tak k významnému snížení odnosu SS a PP povrchovým odtokem (Bengtson et al., 1988; Bottcher et al., 1981). Podle Grazhdaniho et al. (1996) a Bottchera et al. (1981) pak může být na určitých typech půd dokonce odvodnění považováno za BMP k ochraně půdy a vody.

Dominantní formou P v povrchovém odtoku, který nastává převážně během srážkových událostí, je PP. Často je pro něj používán termín erozní P. P transportovaný povrchovým odtokem je především sediment s vysokou cP. Protože je eroze selektivní jev, přednostně jsou erodovány menší částice, které obsahují vyšší koncentrace P (dále cP). Podíl P v suspendovaném sedimentu vzhledem k obsahu P v erodovaném povrchu půdy je vyšší (Kleinman et al., 2011). Vztah mezi poměrem obohacení a odnosem vyjádřil Sharpley (1985). Ačkoliv poměr obohacení se snižuje se vzrůstající mírou eroze, dochází k většímu odnosu velkých částic, existuje silná negativní korelace mezi půdním pokryvem a poměrem obohacení (Sharpley et al., 2002). Tudíž čím je efektivnější protierozní ochrana, tím je nižší relativní obohacení PP v odtoku a změní se podíl DRP:TP (Kleinman et al., 2011). Většinou je veškerý PP přisuzován erozi zemědělské půdy, některé výzkumy ale

poukazují na možný vysoký podíl (17-29%) eroze břehů koryt toků na celkovém odnosu TP (Kronvang et al., 2012).



Obr. 2 / Změny v koncentracích PP, DRP (v tomto grafu SRP) a SS během srážko-odtokové události (převzato z Pacini & Gächter, 1999)

Pacini & Gächter (1999) popsali ve své práci typickou srážkoodtokovou událost sledovanou v krátkých intervalech. cPP se zvýšil paralelně s nárůstem cSS a průtoku. cPP a cSS dosáhly svého maxima před kulminací průtoku, zatímco vrchol cDRP byl opožděný a dosáhl maxima během kulminace průtoku (Obr. 2). Poměr PP/SS byl nejvyšší během základního odtoku a minimum dosáhl během kulminace průtoku. Na příkladu této události lze vidět rychlou dynamiku P, proto se v běžném monitoringu podaří zachytit jen velmi malé množství těchto událostí, a navíc se jedná jen o jeden statický vzorek, z kterého nelze kvantifikovat odnos a dochází tak k významnému podhodnocení odhadů P (Defew et al., 2013; Fučík et al., 2010; Fučík et al., 2012). Rozsáhlá dlouhodobá studie (Sharpley et al., 2008) zachytila během 10 let celkem 248 srážko-odtokových událostí. I když odtok z těchto událostí představoval pouze 32% z celkového odtoku, bylo během nich exportováno z povodí 65% DRP a 76% TP. Dokonce 2 největší události představovali 23% celkového odnosu TP. Velký význam srážkových událostí popisuje i Pionke et al. (2000),



když přibližně 90% biologicky dostupného P v odtoku bylo generováno během 7 největších srážkových událostí. Podle Sharpleyho et al. (2008) tedy dochází se zvýšením velikosti srážko-odtokové událostí ke zvýšení odnosu P z povodí. Rosendorf et al. (2011) proto poukazují na pravidlo 90:10:1, tedy že 90 % ročního odnosu fosforu pochází z 10 % plochy povodí a je emitováno během 1 % času.

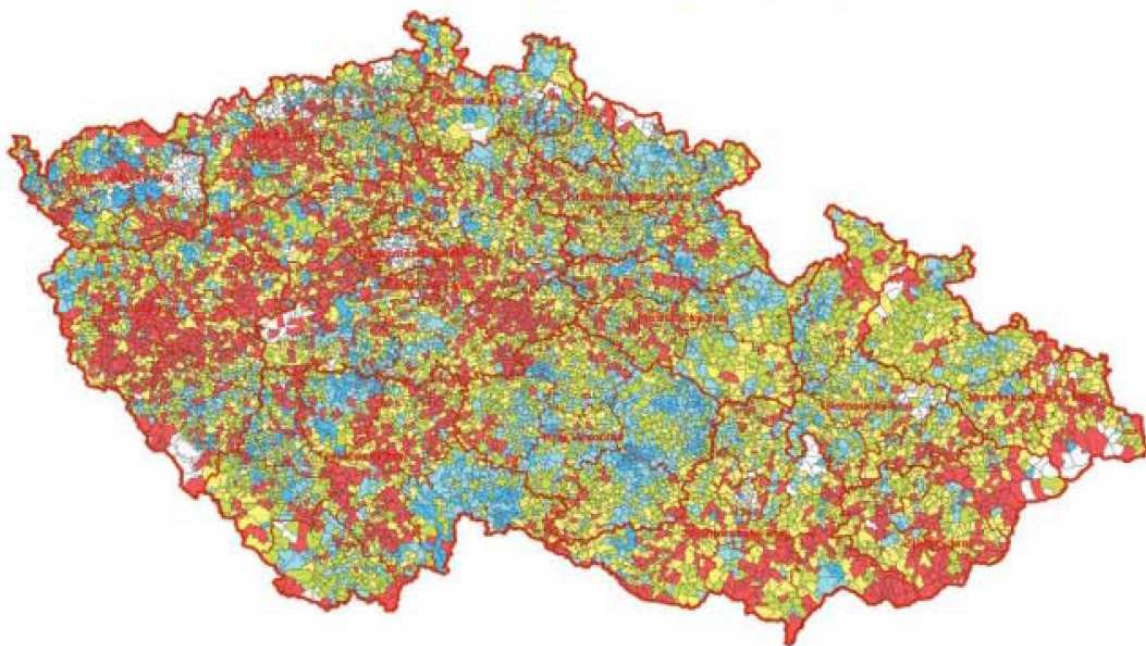
### **Závislost odnosu P na jeho obsahu v půdě**

Heckrath et al. 1995 jako jeden z prvních prokázal závislost mezi ztrátami P v drenážních vodách a agronomickými půdními testy (angl. *soil test phosphorus*, dále STP, nejčastěji používané půdní testy: Mehlich 3, Olsen P, Bray P), kterými se stanovuje obsah rostlinám dostupného P v půdě. Tato závislost byla prokázána řadou autorů i pro povrchový odtok a pro různé typy půd (McDowell & Sharpley, 2001a; Vadas et al. 2005).

V případě že jsou použita data se širším rozsahem STP, lineární vztah při vyšších hodnotách dosáhne prahové hodnoty (angl. *change point*) a křivka po jejím překročení stoupá strměji, což je dáno nasycením vazebných míst pro P (Hesketh & Brookes, 2000; Maguire & Sims, 2002; McDowell & Sharpley, 2001b). Vzhledem k různým sorpčním vlastnostem půd nelze tuto hodnotu zobecnit a musí být vždy stanovena pro daný typ půdy (Bai et al., 2013). Přesto jsou navrhovány pro půdní test používaný v ČR Mehlich III (dále M3P) hodnoty 175 či 200 mg.kg<sup>-1</sup>. Zjištěny byly ale i nižší hodnoty, např. 141 mg.kg<sup>-1</sup> (Kleinman et al. 2000). V ČR byla zatím tato závislost prokázána experimentálně (Matula, 2009) a je používána následující klasifikace viz Tab. 1. Zásobenost půd v ČR je geograficky velmi proměnlivá Obr. 3.

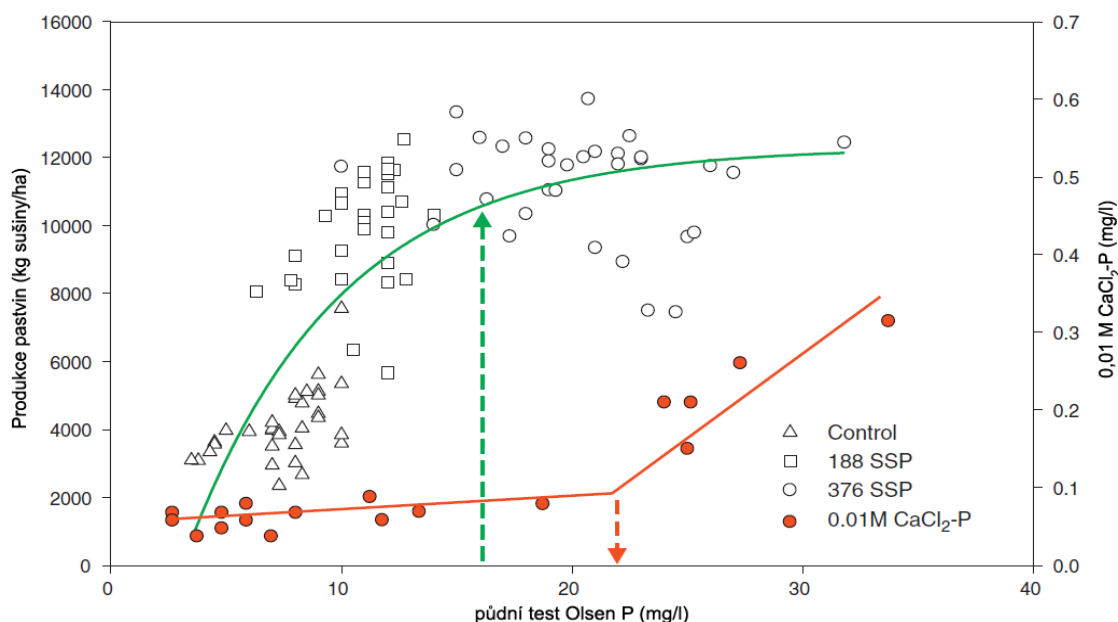
Tab. 1 / Kritéria hodnocení obsahu M3P v ČR pro ornou půdu (převzato z Kunzová, 2009)

<b>Obsah</b>	<b>Přístupný P mg.kg<sup>-1</sup></b>	<b>Hodnocení</b>
Nízký	do 50	potřeba výrazného dosycení + 50%
Vyhovující	51 – 80	potřeba mírného dosycení + 25%
Dobrý	81 - 115	potřeba nahrazovacího hnojení
Vysoký	115 – 185	potřeba vypustit do dosažení obsahu dobrý
Velmi vysoký	nad 185	hnojení je zbytečné až nepřípustné



Obr. 3 / Kartogram zásobenosti zemědělských půd v ČR fosforem (převzato z Klement, 2012), kategorie obsahu Mehlich III P, červená - nízký, žlutá - vyhovující, zelená - dobrý, světle modrá - vysoký, tmavě modrá - velmi vysoký, bílá - nehodnoceno

Pro management P je důležité, že prahovou hodnotu vykazuje i křivka závislosti relativního výnosu na STP (například Bai et al., 2013; McDowell & Condrón, 2012), která je definována jako STP, nad kterým výnos plodin nereaguje na další zvyšování a tudíž má asymptotický tvar. Podle těchto dvou vztahů (viz Obr. 4) lze dosáhnout environmentálně i



Obr. 4 / Mezera mezi agronomickým (produkce pastvin) a environmentálním optimem (prahová hodnota pro ztrátu P, v tomto případě podpovrchovým odtokem, Olsen P) ukazuje na nízkou oprávněnost překračování agronomického optima STP, plochy s různou úrovní hnojení superfosfátem, (SSP;  $\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}\cdot\text{rok}^{-1}$ ), Canterbury, Nový Zéland (převzato z McDowell (2012), data z McDowell & Condrón (2012))

agronomicky optimální úrovně obsahu P v půdě, kdy by mělo být postupováno podle následujících doporučení (Bai et al., 2013):

- v případě, že je STP pod prahovou hodnotou pro výnos plodin, měl by být zvýšen na tuto agronomickou hodnotu k zachování dostatečné produkce
- v případě, že je STP vyšší než prahová hodnota pro výnos plodin, ale nižší než prahová hodnota pro odnos P, aplikace P by měla být v rovnováze s odběrem P sklizenými plodinami.
- v případě, že je STP nad prahovou hodnotou pro odnos P, musí být aplikace P omezena nebo zakázána kvůli zvýšenému riziku P, až do doby než klesne pod tuto prahovou hodnotu

Kromě agronomických metod jsou používány i environmentální metody stanovení P, které dosahují vyšší korelace s koncentrací rozpuštěného P v odtoku z půdy. Jako nejvhodnější se jeví oxalátová metoda pro zjišťování fosforečnanové sorpční saturace (angl. *degree of phosphorus saturation*), která podává informace i o obsahu hlavních vazebných partnerů P v půdě, hliníku a železa (Vadas et al., 2005). Obrovskou výhodou agronomických testů je ale jejich rozsáhlé používání v zemědělské praxi a tedy vysoká dostupnost údajů v širokém časovém i prostorovém měřítku (Buczko & Kuchenbuch, 2007). V ČR jsou testy prováděny v pravidelných šestiletých cyklech. U orné půdy a trvalých travních porostů (dále TTP) je plocha pro odběr jednoho průměrného vzorku cca 10 ha (Klement & Sušil, 2010). Podle Kinleyho et al. (2010) lze půdní testy využít i k predikci vyplavování dusičnanů. Drenážní systémy pod plochami s velmi vysokým STP (více jak 200 mg.kg<sup>-1</sup> M3P) vykazovali vždy nadlimitní koncentrace dusičnanů. V případě nižšího STP nebyla tato závislost již příliš průkazná. I když byla zatím provedena jen jedna studie tohoto zaměření, lze předpokládat, že vysoké koncentrace v drenážních systémech jsou nezávislé na STP, ale vysoký STP je vždy provázen i vysokými koncentracemi dusičnanů a svědčí o vysoké míře hnojení (Kinley et al., 2010).

### 3.5 TYPY ZDROJŮ ZNEČIŠTĚNÍ VOD FOSFOREM A DUSÍKEM

Zdroje znečištění se obecně rozdělují na dva základní typy, zdroje plošné a zdroje bodové. Další dělení sestavil například Edwards & Withers (2007) či Withers & Jarvie (2008) i s charakteristickými vlastnostmi a rozsahem koncentrací P (viz Tab. 2).

**Bodové zdroje znečištění** (angl. *point source pollution*) jsou prostorově diskrétní, jedná se zejména o výpusti komunálních odpadních vod, jejichž poloha je dobře známá a lze je tedy poměrně dobře vzorkovat. Jejich výhodou je možnost přímé kontroly a regulace. Mezi bodové zdroje se nejčastěji řadí čistírny odpadních vod, průmyslové zdroje,

odpadní vody z menších sídel a další specifické bodové zdroje (Carpenter et al., 1998). Velkou neznámou je ale v případě bodových zdrojů vliv odpadních vod z dešťových oddělovačů jednotných kanalizací a obcí s použitím septiků a jímek, zejména těch, které jsou zároveň napojené na kanalizaci.

**Plošnými zdroji znečištění** (*angl. nonpoint source pollution, diffuse pollution*) se rozumí znečištění, které se do vod dostává především odnosem ze zemědělsky obdělávané půdy, případně aplikací rozstřikem a atmosférickou depozicí. Plošným znečištěním dochází ke kontaminaci vod zejména dusičnany, fosforem, přípravky na ochranu rostlin a nerozpuštěnými látkami, čímž je problematika plošného znečištění úzce propojena s ochranou před vodní erozí. Vstupní místa do povrchových vod jsou prostorově i časově rozptýlená a je tedy technicky a ekonomicky velmi obtížné tyto zdroje identifikovat.

*Tab. 2 / Charakteristiky různých antropogenních zdrojů P (Withers & Jarvie, 2008)*

Typ zdroje	Působení	Závislost na průtoku	Chemické složení	Rozsah TP mg.l-1	Průměr TP mg.l-1	Reference
<b>Odpadní vody</b>						
ČOV/průmysl	Kontinuální	Nízká	Koncentrovaná	0,2-17,1 <DL-13,1	6,63 2,9	Neal et al. (2005) Edwards & Withers (2008)
Vody z dešťových oddělovačů	Epizodické	Vysoká	Koncentrovaná	-	-	Withers et al. (2009)
Septiky	Epizodické až semikontinuální	Nízká	Proměnná	1-22 0,17-6,5	10,2 1,62	Edwards & Withers (2008) Withers et al. (2009)
<b>Nepropustné povrchy</b>						
Komunikace	Epizodické	Vysoká	Proměnná (vysoké SS)	0,11-16 0,03-4,7	2,39 0,29	Withers et al. (2009) Kayhanian et al. (2007)
Faremní plochy	Epizodické až semikontinuální	Nízká až vysoká	Proměnná	0,02-247 0,1-33	30,8 0,77	Edwards & Withers (2008) Edwards et al. (2008)
<b>Zemědělská půda</b>						
Povrchový odtok	Epizodický	Vysoká	Proměnná (vysoké SS)	0,17-6,8	1,29	Withers et al. (2009)
Trubková drenáž	Epizodický až semikontinuální	Nízká až vysoká	Proměnná	0,02-6,2	0,76	Withers et al. (2009)
Podpovrchový odtok	Epizodický	Vysoká	Zředěný	-	-	

Řada autorů považuje bodové zdroje za vyřešené (Heathwaite et al., 2000) a předpokládá, že dominantní vliv na jakost vod již mají nebo v blízké době budou mít zdroje plošné. Při monitoringu jakosti vod je třeba odlišit vstupy látek z obou základních typů zdrojů, což je ale praxi často nedosažitelné. Oba typy zdrojů se ale výrazně odlišují dle vztahu koncentrace P na průtoku. Při znečištění z bodových zdrojů se koncentrace P snižují se zvyšujícím se průtokem, díky naředění relativně konstantního vstupu, zatímco

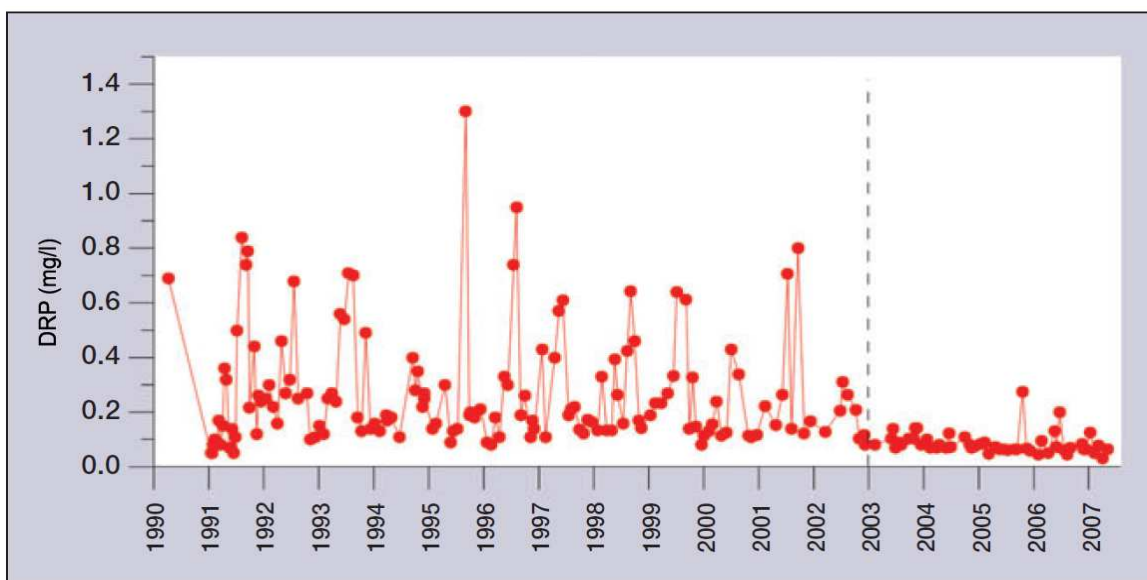
znečištění z plošných zdrojů obvykle závisí na srážko-odtokových událostech a s průtokem se zpravidla dramaticky zvyšuje (Bowes et al., 2008).

V ČR stále existuje nesoulad při používání termínů, zejména díky používání doslovného anglického překladu termínu plošné zdroje (angl. *diffuse pollution* nebo *diffuse sources* v anglosaské literatuře, *nonpoint source pollution* v severoamerické). V české literatuře se pak často vyskytuje termín difúzní zdroje znečištění. Fiala (2012) ho záměrně vynechává, protože podle něj pouze překlenuje neostrou hranici mezi dvěma standardně používanými kategoriemi. Tento termín je obvykle chápán jako „bodové“ znečištění z plošných zdrojů (polní hnojiště, silážní a kejdomé jímky, odtoky z živočišných provozů) a malých komunálních zdrojů (zasakování odpadních vod do horninového prostředí, sídla bez kanalizace a ČOV, rozptýlená zástavba s nejasnou úrovní čištění - septiky, jímky). Za ty ale někteří autoři považují jen solitérní stavby či chatové osady, jiní zase i malé obce cca do 200 obyvatel. Termín difúzní znečištění se tak stal jakýmsi nedefinovaným plynulým přechodem. Fiala et al. (2013) pak ironicky poznamenávají, že „difúznost zdrojů“ se ale zjevně netýká povahy zdrojů, ale spíše povahy informací, které o nich máme.

### **3.6 ODHAD PODÍLU BODOVÝCH ZDROJŮ NA KONCENTRACE P**

V ČR se ještě nedávno odhadovalo, že zatížení P z 80% způsobují plošné a z 20% bodové zdroje. Podle nových výzkumů se ale tento poměr mění, když výhradně lesnicko-zemědělská povodí vykazují výrazně nižší koncentrace, dokonce pod eutrofním limitem, než povodí se zdroji bodovými. Pro přesnost je potřeba dodat, že všechny výzkumy byly provedeny během základního odtoku a tedy nezahrnují plošný P během srážko-odtokových událostí, který ale zahrnuje většinu P z tohoto typu zdroje.

Všeobecně je přijímáno, že mobilizovaný P během srážko-odtokových událostí pochází z plošných zdrojů (eroze, odvodnění, preferenční cesty). Zatímco P naměřený během základního odtoku pochází převážně z bodových zdrojů spolu s malým podílem podzemní vody. Důležitou nezodpovězenou otázkou se pak stává nekonzervativní chování P (Jarvie et al., 2011), které souvisí s jeho retencí a mobilizací podél kontinua půda-voda. Podrobný přehled o chování P v toku sestavil např. Withers & Jarvie (2008). Jarvie et al. (2012) proto zdůrazňují, že nezapočítání remobilizovaného P komunálního původu ze sedimentu během srážko-odtokových událostí může v rurální krajině významně nadhodnocovat podíl plošného znečištění.



Obr. 5 / Zlepšení jakosti vody následující po odstavení STS. Prudké snížení DRP bylo pozorováno na řece Chew, UK, po odstavení STS na konci roku 2002 pro obec s 500 rezidenty a několika veřejnými budovami. Od roku 2003 byli KOV převáženy na blízkou ČOV a odpadní vody tak ústily do jiného toku. Dva vrcholy na konci roku 2005 a začátku roku 2006 byli pravděpodobně způsobeny srážkovou událostí, která vypláchnula P ze zemních filtrů a odstavených septiků (převzato z Withers et al., 2013, data z Wessex Water)

K identifikaci komunálních odpadních vod (dále KOV) se díky specifickému vztahu průtok-koncentrace začaly používat některé prvky či látky jako stopovače (angl. *tracers*), například chlor (Gasser et al., 2010; Jarvie et al., 2012), mangan (Withers et al., 2011), sodík (Neal et al., 2010) a zejména bór (Neal et al., 2005; Neal et al., 2010; Withers et al., 2011). Testovány byly i KOV-specifické organické látky, např. karbamazepin (Gasser et al., 2010). Díky používání tracerů bylo zjištěno, že mnohem větší význam mohou mít i menší zdroje KOV, než který jim byl doposud přisuzován. V horních částech povodí na menších tocích jsou většinou malé obce nebo rozptýlená zástavba. Čistění odpadních vod je zde realizováno individuálními septiky (angl. *septic tank system*, dále STS) či jímkami (Withers et al., 2012). V případě, že nejsou vhodně provozovány a odpadní vody vyúsťují přímo do vodního toku, působí tyto malé zdroje za určitých okolností jako složený bodový zdroj (Jarvie et al., 2010; Withers et al. 2013) a významně ovlivňují jakost vody pod nimi, zejména v ekologicky citlivém letním období (Macintosh et al. 2011; Withers et al., 2012, 2011). May et al. (2011) zjistili, že septiky mohou v rurálních oblastech zvýšit cP o 20%, ale dokonce až o 85%. Příklad trendu koncentrací P po vyloučení vlivu STS je zobrazen na Obr. 5. Arnscheidt et al. (2007) vypracovali metodu pro zhodnocení potenciálního rizika působením STS v měřítku povodí, do kterého byla zahrnuta čtyři kritéria (typ systému, způsob vypouštění odpadních vod, údržba a provoz systému, vzdálenost vodního toku). Výslednou hodnotu pak porovnal s mediánem letních hodnot cP v toku. Celková hustota STS v každém povodí korelovala s koncentrací P z vysokofrekvenčního monitoringu.

Podle Hejzlara (2010) podíl živin, které se z komunálních odpadních vod dostanou do toku, závisí na spotřebě vody, připojení na kanalizaci a účinnosti čistírny, kterou je kanalizace zakončena. Typické podíly fosforu a dusíku, které se ze splaškových vod za různých situací dostávají to povrchových vod jsou:

- bez veřejného vodovodu, bez koupelny, se suchým záchodem, P i N 0–10 %
- veřejný vodovod, koupelna, splachovací záchod, bez kanalizace, P i N 20–50 %
- totéž se septikem a kanalizací bez ČOV, P i N ~70%
- veřejný vodovod, koupelna, splachovací záchod, kanalizace bez ČOV, 100%
- totéž s ČOV s mechanickým stupněm, P ~70 %, N 80–90 %
- totéž s ČOV s biologickým stupněm, P i N 40–60 %
- totéž s ČOV s nitrifikací a denitrifikací, P 40–60 %, N 20–30 %
- totéž s ČOV spolu se srážením P hydroxidem železitým, P 5–15 %, N 20–30 %

### **Retence P v toku**

Retence P může ukládat velké množství P do systému říční sítě, které díky technologii vzorkování vede k nadhodnocení P ze zemědělských zdrojů a podhodnocení komunálních zdrojů. Například Jarvie et al. (2002) zjistila čistou retenci P 60% během nízkých průtoků v řece Kennet v Velké Británii. Ukládání a uvolňování P říčním sedimentem pak přispívá ke zpoždění (angl. *lag-time*) mezi implementací BMP a pozorovaným snížením cP v toku (Meals et al., 2010).

Fosfor, který se akumuloval v říčním sedimentu, může být opět uvolněn do říční sítě a stát se zdrojem P. To potvrdilo několik studií díky závislosti průtoku a vstupu živin (Haggard et al., 2005; Hoffman et al., 2009; McDowell et al., 2003, 2001). Zda je sediment zdrojem, uvolňuje P nebo propadem, zadržuje P, se používá rovnovážná koncentrace P sedimentu (dále  $EPC_0$ ). V případě že je  $EPC_0$  sedimentu na stejné úrovni jako cDRP v toku, pak jsou sediment a voda v rovnováze. Sediment adsorbuje P, stává se propadem, pokud je cDRP v toku větší než  $EPC_0$  sedimentu, a sediment uvolňuje P, stává se zdrojem, pokud je cDRP v toku menší než  $EPC_0$  (Froelich, 1988).

Podle Jarvie et al. (2005) se sediment stává zdrojem P tam,

- (i) kde je jen minimální ovlivnění odpadními vodami (horní části toků), typicky méně než  $50 \mu\text{g.l}^{-1}$  cDRP
- (ii) kde je vstup odpadních vod vázaný na vysoké naředění vodou s nízkou cDRP
- (iii) kde  $EPC_0$  je relativně vysoké jako výsledek depozice částic s vysokou koncentrací P (malé bodové zdroje nebo úseky toků pod vyústěním ČOV)

### 3.9 OCHRANNÁ OPATŘENÍ PŘED PLOŠNÝM ZNEČIŠTĚNÍM

Veškeré managementové strategie musí zohledňovat specifické potřeby farem, protože ty mají odlišnou strukturu zemědělské výroby (druh a počet zvířat, vlastnická struktura, vlastnictví půdy, podnikatelský záměr apod.), což zvyšuje efektivitu strategie. Zároveň snižuje potřeby strategických změn ve faremním systému, které podporuje ochotu zapojení farem do jednotlivých programů.

Druhým důležitým faktorem je správný výběr ochranných opatření čili odpověď na otázku, jaká by měla být ochranná opatření a jejich nastavení? Obecně lze tvrdit, že neexistuje jedno opatření, které by snížilo všechny polutanty (Stevens & Quinton, 2009) a některá opatření mohou mít dokonce velmi významné vedlejší negativní efekty (Tab. 3) (Schoumans et al., 2014; Ulén et al., 2010). Tato kapitola bude zaměřena na vedlejší negativní efekty opatření již používaných v ČR a krátce budou popsána některá méně známá ochranná opatření.

Tab. 3 / BMP ke snížení plošného znečištění ze zemědělských zdrojů P a N (převzato z Sharpley et al., 2006)

BMP	Popis	Vliv na ztráty	
		P	N
Potravní doplňky	Dávkování podle nutričních nároků hospodářských zvířat		-
Potravní aditiva	Enzymy zvyšují využití živin zvířaty	-	-
Hybridy plodin	Kukuřice s nízkým obsahem kys. fytové snižuje P ve statkových hnojivech	-	0
Management stat. hnojiv	Hnojiště, jímky, odtok z faremních zpevněných ploch, transport nadbytečných hnojiv mimo povodí (platí pro statková hnojiva)	-	-
Dávka hnojiv	Dávkování podle nároků plodin	-	-
Načasování aplikace	Vyloučení aplikace hnojiv na zmrzlou půdu, aplikace během období s nízkou pravděpodobností odtoku	-	-
Způsob aplikace	Aplikace pomocí inkorporace,	-	-
Druh hnojiva	Hnojiva se liší v rozpustnosti P	-	0
Osevní postup		0	-
Doplňky hnojiv	Ledek snižuje ztráty amoniaku a rozpustnost P	-	-
Pomocné půdní látky	Popílek, oxidy železa a sádrovec snižují rozpustnost P	-	0
Ponechání posklizňových zbytků	V případě, že jsou sklizeny, mohou snížit zbytkový obsah živin	-TP +DRP	-
Destratifikace půd	Redistribuce povrchového P pomocí orby	-	0
Meziplodiny	Vytvoření půdního pokryvu během zimního období na zemědělské půdě	-	-
Ochranné obdělávání, bezorebné technologie	Zvýšení infiltrace a snížení půdní eroze	-TP +DRP	-TN + NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
Pastevní management	Vyloučení vstupů zvířat do koryt toků a jejich bezprostřední blízkosti, snížení hustoty zvířat na pastvě	-	-
Buffer zóny, mokřady, zatravněné údolnice	Odstraní sediment a na něj vázaný P a zvýší denitrifikaci	-TP 0 DRP	-
Odvodnění půdy	Trubková drenáž a kanály zvýší odtok vody a sníží	-TP	-TN



	erozi	+DRP	+ NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>Obdělávání po vrstevnici, terasování</b>	Snížení transportu sedimentu a na něj vázaného P	-O DRP	-O NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>
<b>Protierozní nádrže</b>	Ochrana a stabilizace břehů, sedimentační rybníky	-	-
<b>Management CSA</b>	Management v rizikových oblastech povodí	-	-

## Buffer zóny<sup>6</sup>

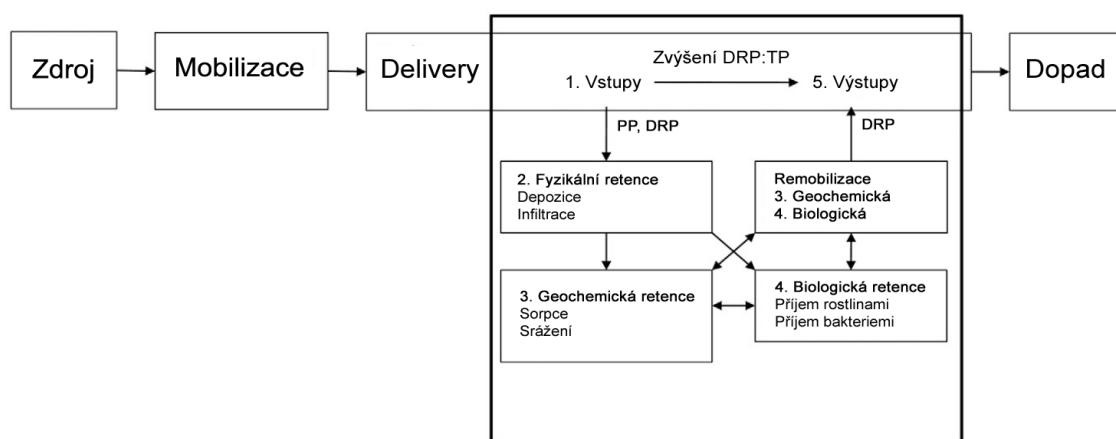
Buffer zóny (dále BZ) jsou široce používané BMP ke snížení plošného znečištění. Jsou navrhovány kvůli schopnosti odstraňovat sedimenty, pesticidy, živiny a další látky z odtoku z povodí. Řídícími procesy jsou filtrace, sedimentace, adsorpce a infiltrace (Obr. 6). BZ jsou považovány za efektivní opatření k retenci N (Mayer et al., 2007) i P (např. Hoffmann et al., 2009), zejména díky depozici na P bohatého sedimentu. Řada přehledových článků (Dorion et al., 2006; Hoffmann et al., 2009; Liu et al., 2008; Polyakov et al., 2005; Roberts et al., 2012; Stevens & Quinton, 2009; Zhang et al., 2010) zároveň upozorňuje na významný, avšak opomíjený, proces, při kterém dochází k uvolňování DRP z těchto zón. Princip je podobný jako při uvolňování P z jezerních sedimentů. V BZ se nahromadí P vázaný na sedimenty a po snížení dusičnanů, zpravidla v letním období, může dojít k uvolnění DRP (Kieckbusch & Schrautzer, 2007; Surridge et al., 2007). Dalším mechanismem je uvolnění DRP z BZ po jejich zaplavení. V situaci, kdy historické ukládání nahromadilo P v pobřežních sedimentech, toto zaplavování může uvolňovat podstatné množství P do roztoku po vytvoření redoxních podmínek. Podstatnou funkci zde mají opět dusičnany, které zde hrají roli redoxního bufferu. Pravděpodobně ale jen zpoždí uvolnění DRP, než aby mu dokázali zabránit (Loeb, Lamers, & Roelofs, 2008; Scalenghe, Edwards, Marsan, & Barberis, 2002; Surridge et al., 2007; Surridge, Heathwaite, & Baird, 2012). Takovým příkladem jsou například mokřady budované na zemědělské půdě. Ty mohou být významným zdrojem DRP i několik let po vybudování díky vysokému obsahu P

---

<sup>6</sup> Příbřežní zóna (angl. riparian zone) zahrnuje sensu stricto jen samotné řečiště a břehy říční sítě, nicméně výraz buffer zóna je v poslední době chápán mnohem širěji a zahrnuje zpravidla pás země hraničící s říční sítí, který je hydrologicky propojen s tokem. V literatuře se pak často používá řada významově různě se překrývajících termínů, které jsou odvozeny od funkce, charakteru vegetace či morfologie dané příbřežní zóny (např. riparian buffers, vegetated buffer strips, vegetated filter strips, floodplain wetland, floodplain buffer, buffer zone, riparian areas, riparian forest, riparian zone, grass filters, floodplain buffer, někdy jsou za buffer zóny považovány i mokřady), zejména vzhledem k složitému rozlišení přechodu terestrického a akvatického prostředí. Některé termíny jsou pak často používány i pro struktury, které jsou navrhovány a používány na zemědělské půdě (contour grass strips, vegetated buffer strips). Nemusí se tedy vždy jednat o struktury umístěné v bezprostřední blízkosti toku.

v orniční a podorniční (Liikanen et al., 2004). Tomu lze předejít skrytím svrchního horizontu, který je bohatý na P, odhalené podloží je naopak bohaté na oxidy Al a Fe a zvyšuje se tak účinnost mokřadu při zachycování P.

DRP ale mohou uvolňovat i travní a lesní BZ, ve kterých nehrají primární roli redoxní podmínky. Tyto BZ zjevně působí jako významný sink živin po většinu roku, ale během dormantní části roku uvolňují nahromaděné živiny, v tomto případě se jedná o nahromadění rostlinné biomasy na nevyužívaných plochách přítomných podél řady vodních toků.



Obr. 6 / Konceptuální model funkce BZ vložený do modelu transportního kontinua P podle Haygartha et al. (2005)

Nicméně periodická sklizeň této biomasy může zredukovat významné množství uvolněného P během dormantní sezóny (Osborne & Kovacic, 1993). Na odvodněných územích BZ může při prudkém střídání suchých a vlhkých period dojít k odumření mikroorganismů v důsledku osmotického šoku a vyplavení organických forem fosforu převážně v organické formě při následném znovuzaplavení (Schönbrunner et al., 2012; Turner et al., 2003; Turner & Haygarth, 2001).

Tyto poznatky mají velký význam pro současné pokusy zlepšovat jakost vod zakládáním BZ, především sedimentací v těchto zónách. V případě, že tyto zóny mají vysokou hladinu podzemní vody, zpravidla se jedná o rovinaté území kolem vodních toků, a mohou tak často nastávat redoxní podmínky, mohou tyto zóny dlouhodobě uvolňovat významné množství DRP s negativními důsledky na jakost vody a jejich použití by mělo být pečlivě zváženo, případně navržena další opatření ke snížení P v těchto zónách.

## Multipond systémy

Multipond systémy jsou speciálním typem mokřadů, které jsou typickým krajinným prvkem v Číně a jsou součástí místní kultury. Jde o systém malých vodních ploch (mokřady či rybníky) v horních částech povodí, které přimají vodu z blízkých zemědělských ploch a

malých zdrojů odpadních vod, které jsou propojeny různě složitým systémem, většinou otevřených, koryt. Výhodou systému jsou vstupující vysoké koncentrace živin bez naředění, které umožňují vysokou efektivitu čištění a výhodný systém recyklace živin mezi terestrickým a akvatickým ekosystémem, zejména těžba sedimentu a aplikace zpět na zemědělskou půdu. Tyto systémy vykazují i více až 90% účinnost čištění P, N a SS (Yan et al., 1998). Naproti tomu Liu et al. (2009) zaznamenali výrazně nižší účinnost čištění. Potvrzují ale výrazný vliv při sedimentaci SS, která umožňuje sorpci P na usazeném sedimentu s vysokým obsahem Fe a Al do té doby, než je nádrž plně zazemněná.

### **Ohraničení kališť a vodních toků**

Ohraničení kališť a zabránění vstupu hospodářských zvířat do toku či jeho bezprostřední blízkosti není striktně dodržováno. Dochází tak k přímé exkreci do toku, narušení dna, zviření dnových sedimentů a spásání břehových porostů, které brání erozi břehů toků. V případě kališť se jedná o plochy s vysokým obsahem živin díky vyšší intenzitě exkrece, které jsou navíc často zamokřeny. Není zde zapojený porost a nedochází zde k odběru živin rostlinami. James et al. (2007) odhaduje, že 10% zatížení nádrže Cannonsville ve státě New York reprezentuje přímá depozice exkrementů skotu do vodního toku či přímý odnos exkrementů z jejich bezprostředního okolí. McDowell (2009) pak zaznamenal po zavedení tohoto opatření v malém potoce odnos TP o nižší 90%.

### **Bezorebné technologie**

Koncentrace P v zemědělských půdách vykazují velkou variabilitu v horizontálním (Fu et al., 2010; McCormick et al., 2009) i vertikálním profilu (Coffman, 1997; Jobbágy & Jackson, 2001; Sharpley, 2003; Sims et al., 1998; Szogi et al., 2012). V orných půdách nemusí být při pravidelné orbě vertikální stratifikace tak výrazná, ale u neohospodařovaných ploch a luk či pastvin se obsah P v půdě s hloubkou rychle snižuje (Haygarth et al., 1998; Schärer et al., 2007). Výraznou vertikální stratifikaci P vykazují zejména intenzivně hnojené pozemky (Sharpley, Smith, & Stewart, 1984) s povrchovou aplikací hnojiv a pozemky obhospodařované bezorebně<sup>7</sup> (Sharpley, 2003). Akumulace P na povrchu půdy má zásadní vliv na formy a cesty odnosu P (Haygarth et al., 1998).

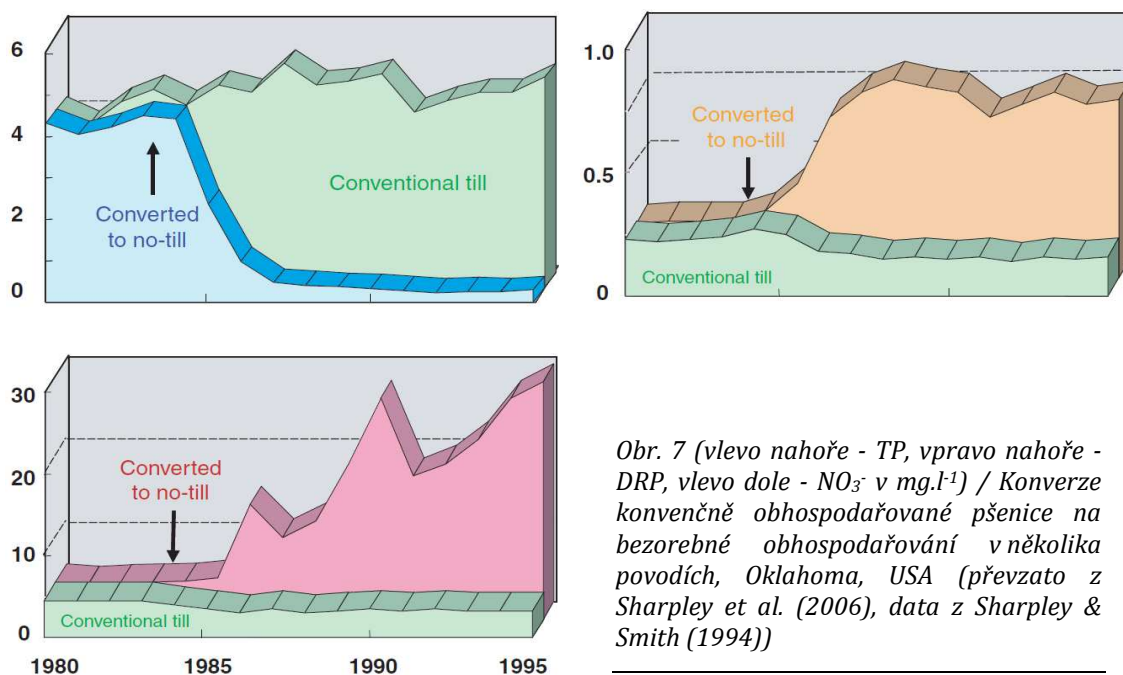
Řada prací prokázala, že bezorebné obhospodařování významně snižuje TP a PP v porovnání s konvenčním hospodařením. Dlouhodobé vyloučení orby ale zároveň způsobuje akumulaci P v povrchové vrstvě a zvýšení cDRP (například McDowell &

---

<sup>7</sup> Typy používaných bezorebných technologií shrnul například Páleníček (2009)

McGregor, 1984; Sharpley & Smith, 1994, přehled sestavila například Ulén et al. (2010)). Stratifikace P v půdě a akumulace organické hmoty pak představuje zvýšené riziko uvolnění P a zvýšení podílu DRP v odtoku (Sharpley, 2003).

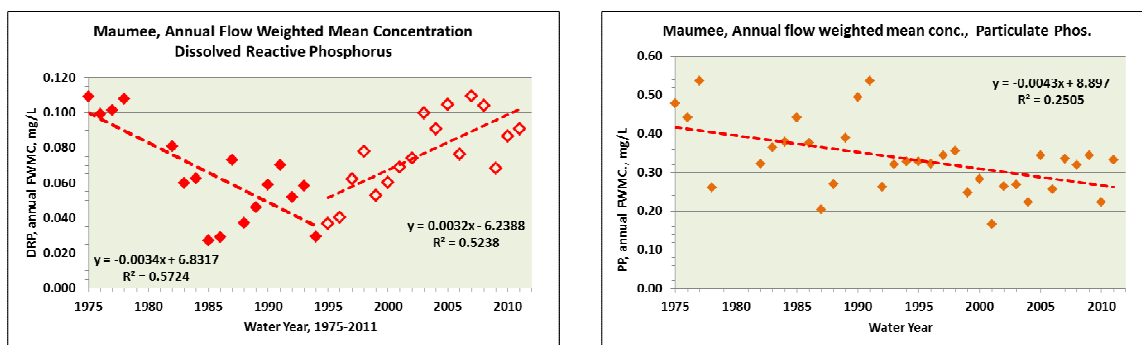
V případě bezorebných technologií se tedy jedná o silný trade-off v managementu živin v zemědělských povodích (Obr 7.). Tento fenomén byl podrobně sledován v povodí Erijského jezera (Baker, 2011; Richards et al., 2002; Richards & Baker, 2002; Sharpley et al., 2012), kde rozsáhlé zavedení bezorebných technologií znamenalo sice snížení koncentrací PP, ale zároveň došlo ke zvýšení koncentrací DRP (Obr. 8) s následným masivním rozvojem vodního květu sinic.



Obr. 7 (vlevo nahoře - TP, vpravo nahoře - DRP, vlevo dole - NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v mg.l<sup>-1</sup>) / Konverze konvenčně obhospodařované pšenice na bezorebné obhospodařování v několika povodích, Oklahoma, USA (převzato z Sharpley et al. (2006), data z Sharpley & Smith (1994))

Podle Ulén et al. (2010), by měly být zváženy bezorebné technologie i z pohledu dalších vedlejších efektů:

- obhospodařování bez orby může snížit výnosy plodin a zvýšit množství plevelů spojených s vyššími dávkami herbicidů
- obhospodařování bez orby zvyšuje riziko fuzariové infekce, která navyšuje potřebu použití dalších pesticidů



Obr. 8 / Trendy koncentrací (roční průměry) DRP (vlevo) a PP (vpravo) v hlavním přítoku Erijského jezera, řeka Maumee, USA (převzato z Baker, 2012)

Proto Tiessen et al. (2010) tvrdí, že strategie ke snížení P v oblastech kde DRP je prioritní, by měly zahrnovat postupy ke snížení akumulace P v půdě a posklizňových zbytků na povrchu půdy.

Klasickým postupem ke snížení stratifikace půd je periodická orba, která promíchává povrchové vrstvy bohaté na P s vrstvami spodními, které jsou chudší. Dochází potom k naředění různě bohatých vrstev půdy a zejména k sorpci P na částice s vysokou sorpční kapacitou ze spodní části profilu. Dávka při následné aplikaci hnojiv by pak měla být omezena tak, aby nedocházelo k další akumulaci P. Dalším pozitivním vlivem orby je fakt, že dochází k přerušení preferenčních cest a zvýšení sorpce P během maticího proudění (Addiscott & Thomas, 2000; Sharpley, 2003). Z krátkodobého pohledu snižuje orba následující po dlouhém období bezorebného hospodaření odnos rozpuštěných N a P (Smith et al., 2007).

Podobný trade-off efekt má i pěstování meziplodin, krycích plodin a mulčování posklizňových zbytků a jejich ponechání na povrchu půdy, které se používají zejména ke snížení eroze a ztrát N (Schreiber, 1999). V zimním období dochází k narušení buněk rostlin mrazem a následnému uvolňování intracelulárního P. Míra tohoto působení se zvyšuje s počtem cyklů zamrznutí-rozmrznutí (angl. *freeze-thaw cycles*) (Bechmann et al., 2005; Liu et al., 2013; Messiga et al., 2010). Tento efekt lze ale do určité míry snížit vhodným výběrem použitých plodin (Liu et al., 2013; Riddle & Bergström, 2013).

## Vliv krmné dávky skotu na odnos P

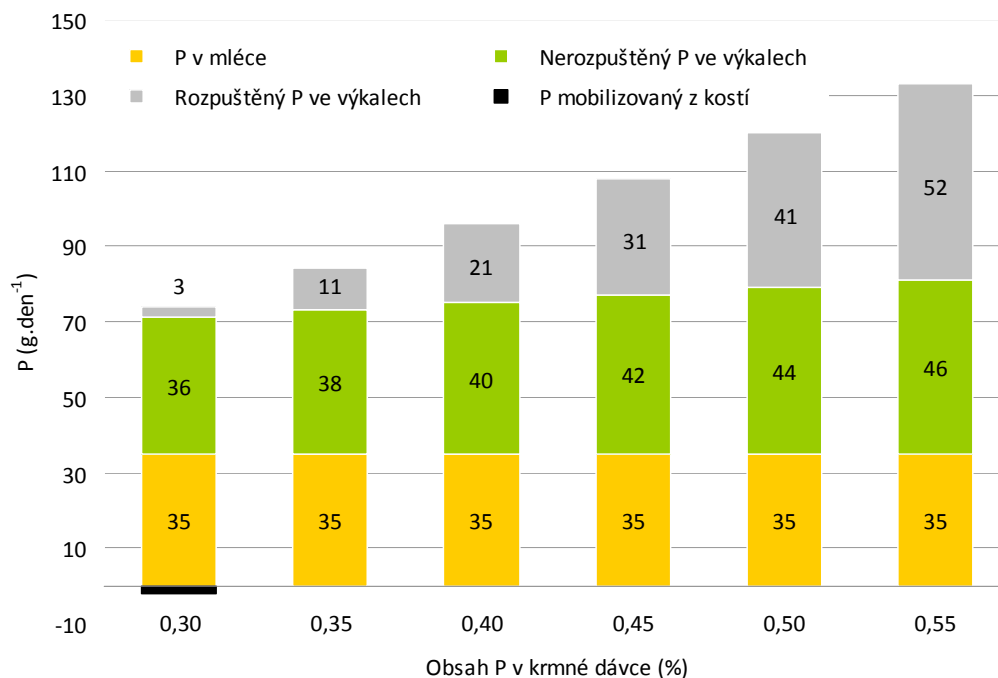
Bilancování P na farmě je významným nástrojem ke snížení plošného znečištění P, které je v ČR úplně opomíjeno. Manipulace příjmu P v krmné dávce (Tab. 4) hospodářských zvířat se ukazuje jako účinná *win-win* strategie, která vytváří řadu environmentálních i ekonomických benefitů a zlepšuje bilanci P na úrovni faremních vstupů i výstupů. Principem je stanovení optimálního obsahu P v krmné dávce (dále KDP) podle nároků zvířat. Současná doporučovaná hodnota podle *National Research Council* z roku 2001 (dále NRC, 2001), který vydal rozsáhlou zprávu o využití P skotem (Clark et al., 2001), se pohybuje mezi 0,34-0,36% P v sušině pro dojnice v laktaci v závislosti na užitkovosti a příjmu sušiny v potravě. Tato hodnota je většinou obsažena již v objemných a jadrných krmivech (Wu & Satter, 2000).

*Tab. 4 / Příklad manipulace KDP na středně velké mléčné farmě (Selekta Pacov a.s.). Po vypuštění minerálního P došlo ke snížení P v krmné dávce dojníc z původních 131 g/ks/den (r. 2011) na 112,3 g/ks/den (r. 2014). Ke snížení KDP došlo i u dalších věkových kategorií. I současná nižší hladina P pokrývá potřebu dojníc cca na 130 %, u mladších jalovic (E6-12) na 175 % a starších jalovic (Nad 12) na 160 % pouze z přirozených zdrojů (hodnocení na základě doporučovaných hodnot NRC 2001). Manipulací se snížila spotřeba P o 2229 kg/rok, což představuje snížení nákladů o cca 125 tis. korun ročně.*

			2014			2011		
ks	krmná dávka kg sušiny/ks/ den	%P v krmné dávce	P v krmné dávce g/ks/ den	spotřeba kg P na skupinu za den	%P v krmné dávce	P v krmné dávce g/ks/de n	spotřeba P na skupinu za den	
<b>Dojnice</b>	240	20,79	<b>0,41</b>	112,3 <sup>8</sup>	47,47	<b>0,5</b>	131,0	51,96
<b>Sucho</b>	20	12,94	<b>0,32</b>	41,4	0,83	<b>0,32</b>	41,4	0,83
<b>Porod</b>	10	12,22	<b>0,41</b>	50,1	0,50	<b>0,44</b>	53,8	0,54
<b>E6-12</b>	70	6,28	<b>0,35</b>	22,0	1,54	<b>0,4</b>	25,1	1,76
<b>Nad 12</b>	120	11,33	<b>0,3</b>	34,0	4,08	<b>0,4</b>	45,3	5,44
<b>Býci</b>	80	11,28	<b>0,27</b>	30,5	2,44	<b>0,27</b>	30,5	2,44
<b>Celkem stádo</b>	<b>540</b>			<b>56,86</b>			<b>62,96</b>	
	kg ks/den	%P v jádru	P v jádru g/ks/den	<b>Celkem kg za rok</b>	<b>20752</b>			<b>22982</b>
<b>Jadrná směs dojníc</b>	3,7	0,73	27,01					

<sup>8</sup> U dojníc je ještě ke krmné dávce podle užitkovosti individuálně dávkována jadrná směs, která je k celkovému obsahu P v krmné dávce připočítána jako průměrná v g/ks/den.

Řada farmářů ale přidává do krmné dávky ještě P ve formě minerálních doplňků (Satter et al., 2005). Například Powell et al. (2002) zjistili, že 85% sledovaných farem ve Wisconsinu, USA, krmilo P nad doporučenou úroveň. K tomuto efektu dochází ze dvou důvodů. Za prvé, z převážné většiny jsou totiž výživovými poradci na farmách zároveň zástupci firem prodávajících tyto minerální doplňky (Dou et al., 2001) a za druhé, u řady farmářů panuje přesvědčení že vyšší KDP zvyšuje produkci mléka a zlepšuje reprodukční ukazatele. Ale původní studie (Beeson et al., 1941; Eckles et al., 1932), na kterých je založena tato představa, byla provedena na zvířatech chovaných venku a ke zlepšení reprodukčních ukazatelů byla navržena KDP 0,2%, tedy hodnota výrazně nižší než se používá v současných chovech i bez použití minerálních doplňků. Řada výzkumů potvrdila, že vysoký obsah KDP skotu může být snížen o 15 – 25% na doporučenou úroveň bez snížení produkce či kvality mléka (například Satter et al., 2005), protože nebyl u dojnic zjištěn v žádné z provedených studií vliv snížení obsahu KDP na produkci mléka či reprodukčních ukazatelů (Ferris et al., 2010; Ferris et al., 2010; Lopez et al., 2004; Odongo et al., 2007; Wu et al., 2001; Wu et al., 2000). Žádný rozdíl ve sledovaných parametrech (růst, reprodukční ukazatele, laktační parametry) nebyl zjištěn ani u jalovic (Bjelland et al., 2011).



Obr. 9 / Distribuce P v produktech dojnic v závislosti na obsahu P krmné dávce. Černě znázorněn P uvolněný z kostí (2 g/d) při nejnižším obsahu KDP (překresleno podle Satter et al., 2005, data z Dou et al., 2002; Ebeling et al., 2002; Wu et al., 2001)

U mléčného skotu několik studií zjistilo přímou závislost mezi P přijatým a P vyloučeným ve výkalech (například Knowlton & Herbein, 2002; Morse et al., 1992; Wu et al., 2000). Wu et al. (2001, 2000) zjistili lineární závislost mezi KDP a vyloučeným P ve výkalech. S vyšší KDP se lineárně snižuje efektivita využití (Powell et al., 2008) a téměř veškerý nadbytečný P je vyloučen ve výkalech (Dou et al., 2002). Nadměrné množství KDP ale zvyšuje nejen celkový obsah P ve výkalech, ale významně mění i poměr jeho forem, kdy s vyšší KDP se zvyšuje obsah vodorozpustného P, zatímco obsah nerozpuštěného P zůstává víceméně konstantní (Obr. 9) (Dou et al., 2002)<sup>9</sup>. Tuto závislost později potvrdili přesnějším indikátorem na rozsáhlém vzorku Dou et al. (2007, 2010), více viz obr. X.

Ebeling et al. (2002) porovnávali odnos P z ploch s různým způsobem hnojení a zjistili, že vysoká KDP dojníc zvyšuje potenciál ke ztrátám P ze zemědělské půdy. cDRP v odtoku z ploch hnojených kejdou dojníc s vysokým KDP (0,49%) vykazovala 10x vyšší koncentrace než z ploch hnojených kejdou dojníc s nízkým KDP (0,31%). Tyto koncentrace byly 5x vyšší i v případě, že byla dávka hnojiva přepočítána na absolutní obsah P a bylo aplikováno na obě plochy stejné množství P (40 kg.ha<sup>-1</sup>). Rozdíl v koncentracích je způsoben proporcí rozpuštěných forem P v hnojivu. Násobně vyšší cDRP z ploch hnojených statkovými hnojivy s vysokým KDP publikovali i další autoři (Hanrahan et al., 2009; Jokela et al., 2012; O'Rourke et al., 2010).

Plochy hnojené statkovými hnojivy s vysokým KDP vykazují značné ztráty DRP zejména během několika prvních srážko-odtokových událostí, které následují brzy po aplikaci hnojiva (Ebeling et al., 2002). Během dalších srážkových událostí se odnos P snižuje, zároveň ale dochází ke zvyšování poměru DRP:TP (Hanrahan et al., 2009). Recentní studie tedy ukazují, že manipulace KDP se stává klíčovou strategií ke snížení vstupů P a jeho akumulace na mléčných farmách (Cerosaletti et al., 2004). Překrmování P bylo vnímáno jako levné pojištění reprodukce, než byly prokázány jeho environmentální následky. Revize literárních zdrojů jasně ukazuje, že neexistuje žádný prokázány benefit, který by podporoval překrmování P a mělo by být plošně požadováno snížení na doporučovanou úroveň. Dalším důležitým argumentem je i významné snížení nákladů při výrobě krmiv skotu.

---

<sup>9</sup> Dle frakcionačního schématu v pořadí: extrakce 0,3 g vzorku 30 ml deionizované vody, 0,5 M NaHCO<sub>3</sub>, 0,1 M NaOH a 1 M HCl. Za vodorozpustný P považován P extrahovaný deionizovanou vodou.



## **P-based či N-based management<sup>10</sup>**

Tradičně je hospodaření s živinami na zemědělské půdě zaměřeno na N nároky plodin (tzv. N-based management, dále NBM), protože N je nejčastěji deficitním prvkem a zároveň je ze všech prvků nejvíce odebírán rostlinami. Ve statkových hnojivech je ale obecně nízký poměr N:P, obvykle nižší než 4:1. Výkaly hospodářských zvířat mají obvykle poměr 3:1 až 5:1. Skladováním a manipulací s hnojivem dochází ke ztrátám N a snížení poměru zpravidla k hodnotě 2:1. Například Eghball et al. (1997) uvádějí tento poměr pro čerstvý hnůj 2,6:1 a pro kompostovaný hnůj 1,9:1. Během kompostování dochází k výrazným ztrátám N (20-40%, převážně volatilizace amoniaku) oproti P (2%, odnos vodou). Naproti tomu nároky plodin jsou pro poměr N:P vyšší (pro hlavní obiloviny a traviny až 8:1). Dochází tak k systematickému přehnojování P a NBM vede díky nadměrné aplikaci P nad nároky plodin k nahromadění P v půdě a zvýšení rizika odnosu P z půdy (například Eghball & Power, 1999; Toth et al., 2006). Podle Ferguson et al. (2005) se část P vyplaví do spodní části půdního horizontu 0,3-0,6 m, tedy pod úroveň standardně používanou pro půdní testy. Podobnou hloubku vyplavování P při NBM zjistili i Eghball et al. (2004). Podle Andersson et al. (2013, 2015) pak podorničí může působit jako zdroj i jako propad, zejména závislosti na sorpčních vlastnostech této vrstvy půdy. V hlubších vrstvách půdy již není patrná hloubková stratifikace STP v závislosti na managementu živin (Ferguson et al., 2005).

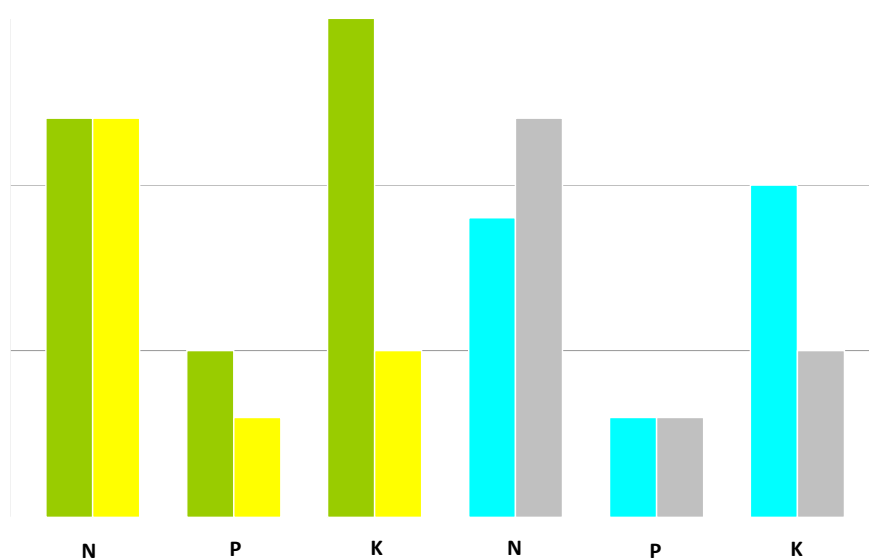
Srovnáním PBM a NBM a jejich vlivem na odnasy živin se věnovala řada studií (Eghball & Power, 1999; Ferguson et al., 2005; Maguire et al., 2008; Miller et al., 2011; Olson et al., 2010; Sharpley et al., 2007; Toth et al., 2006). Všichni autoři zaznamenali vyšší dávky P při NBM oproti PBM. Graficky je rozdíl v aplikaci P a N u obou systémů znázorněn na Obr. 10. Snížení aplikace P ve statkových hnojivech při PBM znamená snížení aplikace N, ten je nutno v tomto systému dodávat ve formě anorganických hnojiv. Olson et al. (2010) udává potřebu anorganických hnojiv u PBM až 75–89%. Případně lze snížení P, relativního i absolutního, docílit manipulací s KDP, která bude vysoce proměnlivá mezi farmami v závislosti na současné KDP, obsahu P v krmivech a ochoty farmářů přijmout redukci KDP. Ale jen mírná manipulace KDP může mít významný vliv na odnos P z povodí s vysokým podílem orné půdy (Cerosaletti et al., 2004). Přejít na PBM snižuje zejména cDRP, ale významně neovlivňuje odnasy N a TP (Miller et al., 2011). Naproti tomu Toth et

---

<sup>10</sup> N-based management - dávka hnojiva aplikována podle N nároků plodiny

P-based management - dávka hnojiva aplikována podle P nároků plodiny

al. (2006) zaznamenali u kukuřice pod PBM vyšší  $\text{cNO}_3^-$  než pod NBM, což bylo pravděpodobně způsobeno zvýšeným vyluhováním anorganických hnojiv mimo mělkou kořenovou zónu plodin. Velkou nevýhodou PBM je ale významné zvýšení potřeby půdy k aplikaci statkových hnojiv. Například podle Olsona et al. (2010) se nároky na obhospodařovanou plochu zvýší 5-7krát pro čerstvý hnůj a 8-10krát pro kompostovaný hnůj, a zvyšuje se i přepravní vzdálenost statkových hnojiv, což celkově zvyšuje ekonomickou náročnost PBM (Eghball & Power, 1999). Tento problém může nastat obzvláště u farem, které již nemohou nebo nechtějí snižovat KDP. Výsledky řady studií ukazují, že přechodem z NBM na PBM může být následně snížen STP v půdách s vysokým obsahem P (Maguire et al., 2008). STP se potom snižuje anebo zůstává na stejné úrovni v závislosti na iniciální úrovni STP (Eghball & Power, 1999). U žádné studie neměl přechod z NBM na PBM negativní vliv na výnos plodin (Maguire et al., 2008). Na základě výsledků Olsona et al. (2010) PBM statkových hnojiv může být dosaženo optimálních výnosů a zároveň předcházet nahromadění živin v půdě. Posun směrem v používání PBM je zásadní pro udržitelnost používání statkových hnojiv ke hnojení plodin. Je ale potřeba se dále věnovat vlivu PBM na STP a zemědělskou produkci (Maguire et al., 2008). V oblastech kde je vysoké riziko transportu P by měl být používán PBM, nicméně v oblastech, kde není riziko transportu P do vod, může být používán i NBM (Eghball et al., 2004).



Obr. 10 / Aplikace podle NBM bude vyžadovat více P a K než jsou nároky plodin. Demonstrováno na příkladu nároků N, P, K kukuřice (překresleno podle Sharpley & Beegle 2001), obsah živin ve statkových hnojivech – zelená, tyrkysová, nároky kukuřice na živiny – žlutá, šedá

Nahlédnutí do úspěšnosti implementace plánů managementu živin (angl. *nutrient management plan*, dále NMP) provedl (Shepard, 2005) na 127 mléčných farmách ve Wisconsinu, USA, které zahrnovali 90% všech farem v povodí. Zjistil, že farmy s NMP

(53%) aplikovali méně P ( $31 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ) než farmáři bez plánu ( $44 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ ). Nicméně tato studie také ukázala, že je potřeba se zaměřit více na statková hnojiva jako vnitrofaremního zdroje živin. Jen 75% farem s NPM plně implementovalo tyto plány na většině obhospodařovaného území. Tato studie potvrzuje předpoklad, že úspěšná implementace PBM je možná, pokud je vytvořena i dlouhodobá podpora, asistence a případná flexibilní modifikace těchto plánů.

Farmáři se potýkají s tlakem na zvyšování produkce, zachování ziskovosti a s rostoucí potřebou potravin díky zvětšující se lidské populaci. Naproti tomu mají předcházet živin do vod (Sharpley et al., 2012). Dodržováním KDP doporučených NRC (2001) lze dosáhnout významného snížení odnosu P bez negativních efektů na produkci. Naopak se jedná o položku, kde se dají ušetřit faremní náklady, zvýšit efektivitu výroby a snížit environmentální dopady zemědělské činnosti.

NBM je praktikován a prosazován zemědělskými poradci po mnoho let. Farmáři jsou si až nyní vědomi možných problémů spojených s P. Mnoho z nich je zmatených a myslí si, že je věda oklamala, protože se nezajímala o problematiku P. Vědecká komunita proto musí lépe aplikovat nové poznatky do praxe a podložené poznatky vhodně vysvětlit i farmářské komunitě. Musíme být například schopni co nejpresněji vysvětlit odkud P pochází, kolik P v půdě a vodě je nadměrné množství, a jak a kde mohou být tyto vstupy sníženy s ohledem na zachování zemědělské produkce.

### **3.10 VÝVOJ JAKOSTI VODY V POVODÍ VODÁRENSKÉ NÁDRŽE ŠVIHOV**

VN Švihov je největší vodárenskou nádrží v ČR, která zásobuje cca 15 % obyvatel ČR. Hlavním účelem díla, jež je nedílnou součástí rozsáhlého vodohospodářského komplexu<sup>11</sup>, je zásobování hlavního města Prahy, středočeské oblasti a části jihočeské a východočeské oblasti pitnou vodou až do výše  $5,25 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . Současný průměrný odběr surové vody se pohybuje cca na hodnotě  $3,1 \text{ m}^3\cdot\text{s}^{-1}$ . (Krátký et al., 2009). Plocha nádrže činí  $14,3 \text{ km}^2$ , délka vzdutí je 38 km a maximální hloubka dosahuje 52 metrů. Nádrž je tedy dlouhá, korytovitá a má dlouhou teoretickou dobou zdržení (cca 430 dnů). To je důležité z pohledu intenzity samočisticích procesů, díky kterým dochází k výraznému odstranění znečišťujících látek a zabezpečuje se tím poměrně vyrovnaná kvalita vody v oblasti hráze, tedy v místě samotného vodárenského odběru (Liška & Duras, 2011). Nedílnou součástí

ochrany VN jsou i představné nádrže Trnávka, Němčice a Sedlice s vyrovnávací nádrží Vřesník, jejichž primárním účelem je retence znečišťujících látek a sedimentu (Dobiáš et al., 2013; Liška & Duras, 2011). Odběr vody z nádrže je etážový. Pět otvorů v každé odběrné věži umožňuje odběr vody v nejlepší kvalitě z daných horizontů nádrže (Krátký et al., 2009)<sup>12</sup>. Odběr surové vody tak není výrazně ovlivněn ani během významných povodní (Liška et al., 2013).

Kvalitu vody v povodí VN sledují systematicky laboratoře Povodí Vltavy (dále PVL) a laboratoře Úpravny vody Hulice od doby výstavby a počátku napouštění nádrže v roce 1972. Pravidelný monitoring jakosti vody v nynějším rozsahu se provádí od roku 1993. Obě společnosti provádí monitoring střídavě, v pravidelných odběrových intervalech (na přítocích čtrnáctidenní, na nádrži měsíční). Jakost vody v drobných vodních tocích byla sledována Zemědělskou vodohospodářskou správou, tato činnost přešla v roce 2012 na PVL<sup>13</sup>. V rámci monitoringu jsou podchyceny uzávěrové profily všech významných povodí, monitorována jsou místa i pod důležitými bodovými zdroji znečištění. Do pravidelného monitoringu jsou zařazeny i tři předzdrže (Liška & Duras, 2011) a tři retenční rybníky (Duras et al., 2011). Samotná nádrž Švihov je sledována v podélném profilu v pěti odběrných místech, k nimž je přidáno ještě odběrné místo v Sedlické zátoce (Liška & Duras, 2011). V posledních letech byl monitoring rozšířen o sledování velkých bodových zdrojů (Duras et al., 2013) a monitoring pesticidů (Liška & Duras, 2011; Liška et al., 2015). Na Sedlickém potoce byla z tohoto důvodu instalována kontinuální vzorkovací stanice (Liška et al., 2013). V povodí VN prováděla výzkum i řada dalších institucí, ZVHS (monitoring malých vodních toků do roku 2011), VŠCHT (Černá, Strnadová, & Pečenka, 2012a, 2012b; Pečenka, Holas, Wanner, & Vojtěchovský, 2007), VÚV (Fiala & Rosendorf, 2011) a zejména VÚMOP (např. Fučík, Kaplická, Kvítek, & Peterková, 2012; Fučík, Kvítek, Hejduk, & Peterková, 2012; Kvítek & Doležal, 2003), který provádí dlouhodobý výzkum na svých experimentálních povodích. Seznam starších publikací a zpráv zabývajících se výzkumem VN sestavil Rosendorf (1996). Pozdější publikace týkající se nádrže jsou obsaženy především ve zprávách PVL a v časopise Vodní hospodářství a sbornících série konferencí Voda v krajině (11.-12.2. 2009, 9.-10.2. 2011, 28.3. 2013, všechny se konaly v Praze), která byla problematice této nádrže věnována. V posledních letech probíhá

---

<sup>12</sup> Podrobné schéma a technické parametry přehrady v monografii Chlum (1974) a celého vodárenského komplexu například v publikacích Hrušková (2011) či Tlapáková et al. (2011)

<sup>13</sup> Podrobný rozsah monitoringu a výsledky za období 2001-2010 jsou obsaženy ve zprávách Hejzlar et al. (2006) a Tlapáková et al. (2011)

vyhrocená diskuse o jakosti vody v nádrži (např. Novotny, 2009, 2011,) a navrhovaných ochranných opatřeních (Heinz et al., 2010; Heinz & Chour, 2010; Holas & Hrnčířová, 2010). V návaznosti na tuto diskusi pak byla podepsána dvě memoranda o ochraně jakosti vody<sup>14</sup>, byl zřízen mezirezortní Výbor pro koordinaci činností na zlepšování stavu vodárenské nádrže Švihov v PVL a jmenován ministerský zmocněnce ve stejné oblasti působení (Kubala, 2012).

## **Rizikové faktory pro jakost vody VN Švihov**

Podle Lišky & Durase (2011) nebývají faktory ohrožující kvalitu surové vody nebo vodárenské využívání VN často hodnoceny zcela objektivně a nebývá jim přisuzována odpovídající váha. Novým a zatím velmi málo studovaným problémem je výskyt vysokých koncentrací pesticidů umocněný provozem nových bioplynových stanic (Jetřichovec, Pacov, Senožaty, Čechtice, Věžná, Plevnice) (Liška, et al., 2013; Liška et al., 2015). V případě dalšího rozvoje bioplynových stanic v povodí Želivky se digestát může stát dalším rizikovým faktorem pro jakost vody (Liška, Krátký, Goldbach, Soukupová, & Forejt, 2012). V této kapitole budou hlavní faktory podrobněji rozebrány a zasazeny do kontextu rizika eutrofizace.

### **Hydrologická situace**

Na kvalitu vody v nádrži má zásadní vliv celkový objem vody v nádrži a dynamika jejích přítoků. Podstatně významnější vliv na vývoj kvality vody má zaklesnutí hladiny v nádrži vlivem suchého období (Liška, Dobiáš, et al., 2013). Změní se proporce mezi nádrží a povodím, vstup fosforu vzhledem k nádrži vzroste a nádrž se pak chová eutrofněji s negativními dopady na kvalitu surové vody (Liška & Duras, 2011). V historii provozu nádrže bylo zaznamenáno suché období od konce 80. let do druhé poloviny 90. let. následované masivním rozmnožením rozsivek, které se objevily až u hráze nádrže (Forejt & Fuksa, 1993).

V tomto období byl přítok do nádrže dlouhodobě nižší než součet odtoku a odběru z nádrže a zásobní prostor nádrže se prázdnil. Zásoba vody v nádrži během této epizody poklesla až na cca 46 % objemu zásobního prostoru. K naplnění zásobního prostoru nádrže došlo až na počátku roku 1996 (Krátký et al., 2009). V současné době nádrž dosahuje maximálního naplnění zásobního prostoru. To je dáno zejména mírně klesajícím dlouhodobým trendem vodárenského odběru, který se snížil oproti začátku 90. let o cca

---

<sup>14</sup> První memorandum bylo podepsáno v roce 2008 (signatáři Kraj Vysočina, Středočeský kraj, Hlavní město Praha, Zemědělský výbor Poslanecké sněmovny ČR a Česká Želivka, o.p.s.)

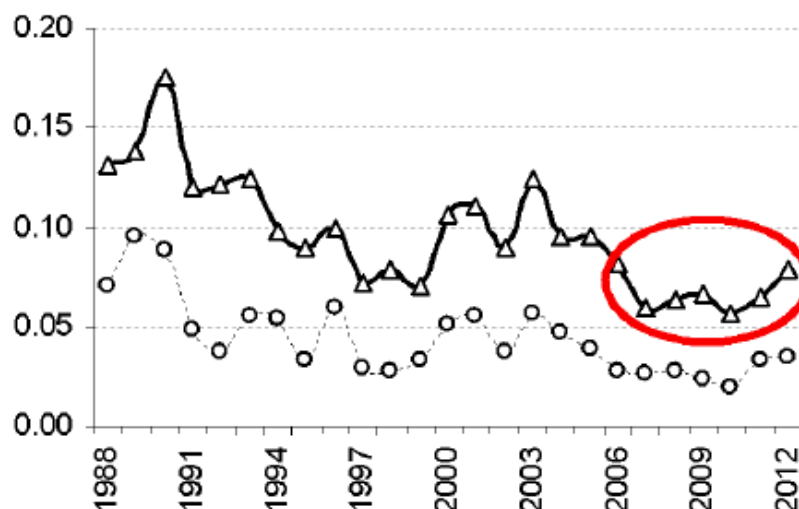
40% (Tlapáková, 2011). Do budoucna se neočekává jeho navýšení (Drbohlav & Jankovský, 2012).

Z hlediska kvality vody představují další významný, avšak krátkodobý problém povodňové stavy. V historii nádrže VN Švihov se odehrály 3 významné povodňové stavy: v letech 2002, 2006 a 2013, z toho dostatečně byli zdokumentovány poslední dvě. Oba povodňové stavy se od sebe výrazně odlišovaly ročním obdobím (jarní a letní), průběhem povodně a důsledky pro kvalitu vody v nádrži Švihov. V obou případech byla nádrž víceméně naplněna a dostatečná zásoba „čisté“ vody zajistila, i přes povodňový stav, bezproblémový provoz úpravní. Zkušenosti z obou výše zmíněných povodní, tak i zkušenost ze suchého období 1993 – 1995 ukazují na to, že je z pohledu kvality vody velmi riskantní zásadně snižovat objem vody v nádrži a to i v podmínkách „předpovodňových“ stavů. Povodňové stavy ale ovlivňují kvalitu vody přísunem velkého množství živin a erozních částic obohacených fosforem a výrazně tak ovlivňují fosforovou bilanci nádrže, kterou ale nelze vzhledem k charakteru monitoringu jakkoli kvantifikovat. Zvýšená je i dotace pesticidních látek. Naopak zpravidla nedochází k ovlivnění koncentrací dusičnanů, (Liška et al. 2013).

### **Fosfor**

Fosfor je hlavním rizikem pro rozvoj procesu eutrofizace VN. Hlavním zdrojem v povodí jsou komunální a průmyslové odpadní vody. V 90. letech byly u řady ČOV doplněny terciární stupně čištění (odstraňování fosforu) a proběhla výstavba ČOV i v některých menších obcích. V současné době řada dříve vybudovaných čistíren odpadních vod vyžaduje intenzifikaci a rekonstrukci (Liška & Duras, 2011). V současnosti jsou po rekonstrukci ČOV u dvou největších zdrojů, tedy ČOV Pelhřimov a ČOV Pacov. Obzvláště rekonstrukce ČOV Pelhřimov by měla výrazně snížit dlouhodobě podhodnocovaný odnos P. Produkce fosforu je proto dnes na výrazně nižší úrovni oproti konci 20. století, což je doloženo dlouhodobě sestupným trendem průměrných ročních koncentrací cTP a DRP hlavních přítoků nádrže. Nicméně tento sestupný trend se v posledních několika letech zastavil a je pravděpodobné, že bez dalších opatření k žádnému dalšímu snížení nedojde (Obr. 11.) (Duras et al., 2013).

Pořící: PO<sub>4</sub>-P a P celk.



Obr. 11 / Dlouhodobý trend koncentrací TP a DRP na hlavním přítoku nádrže (převzato z Duras et al., 2013)

Nezodpovězenou otázkou je, jaký podíl na znečištění představují malé bodové zdroje, kde je čištění odpadních vod řešeno zpravidla septiky s vyústěním do jednotné kanalizace bez ČOV nebo jímkami vyváženými na ČOV. Podle tabulky č. 5 produkují obce s méně než 500 obyvateli bez ČOV až 60% zátěží TP a na tyto zdroje byla měla být směřována další pozornost. Jejich velkou nevýhodou představuje nákladné a technicky složité vzorkování a dokazování.

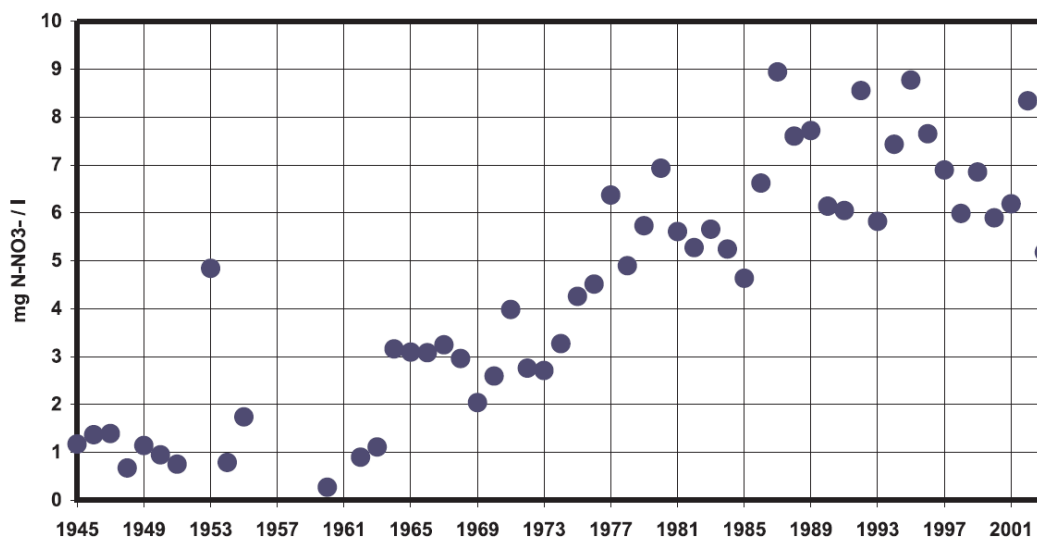
Tab. 5 / Odhad produkce znečištění komunálních zdrojů v povodí VN (převzato z Smělý, 2009)

Obec	Počet obcí	Počet obyvatel	%	BSK <sub>5</sub>	%	TP	%	TN	%
Pelhřimov	3	15 667	29,3	25	13,9	4	18,2	74	19,4
Pacov	1	4780	8,9	3	1,7	1,1	5,0	35	9,2
nad 500 s ČOV	10	7447	13,9	10,7	6,0	2,6	11,9	51	13,4
nad 500 bez ČOV	2	1287	2,4	7,5	4,2	0,73	3,3	11,5	3,0
200–500 s ČOV	3	1063	2,0	0,4	0,2	0,41	1,9	4,8	1,3
200–500 bez ČOV	21	5610	10,5	32,5	18,1	3,2	14,6	49,3	12,9
do 200 s ČOV	3	401	0,7	0,2	0,1	0,06	0,3	4,1	1,1
do 200 bez ČOV	265	17248	32,2	100	55,8	9,83	44,8	151,8	39,8
<b>Celkem</b>	308	53 503	100,0	179,3	100,0	21,93	100	381,5	100

Podíl plošných zdrojů na znečištění P nelze přesně kvantifikovat, protože není k dispozici dostatek údajů (Liška, Duras, & Forejt, 2010). Je možné pouze obecně konstatovat, že v povodí VN dochází k rozsáhlé vodní erozi díky vysoké svazitosti a pěstování širokořádkových plodin a tedy odnosu velkého množství PP. Liška & Duras (2011) ale P vázaný na erozním materiálu nepovažují za významný, protože se podle nich výrazně neuvolňuje, ale negativně působí jen při zanášení vodních nádrží a snižování retenční kapacity.

## Dusík

Hodnoty dusičnanů se v letech před výstavbou nádrže pohybovaly v hodnotách pod 5 mg.l<sup>-1</sup> (Bulíček, 1956). Spolu s intenzifikací zemědělství změnou jeho struktury a odvodňováním zemědělské půdy<sup>15</sup> dochází k postupnému nárůstu koncentrací dusičnanů (Obr. 12)(Lexa et al., 2006), které se od konce 80. let se dostávají i do popředí zájmu vodohospodářů. Od 90. let ale vykazují setrvalý stav a v posledních letech i mírný pokles s optimistickou předpovědí do budoucna.



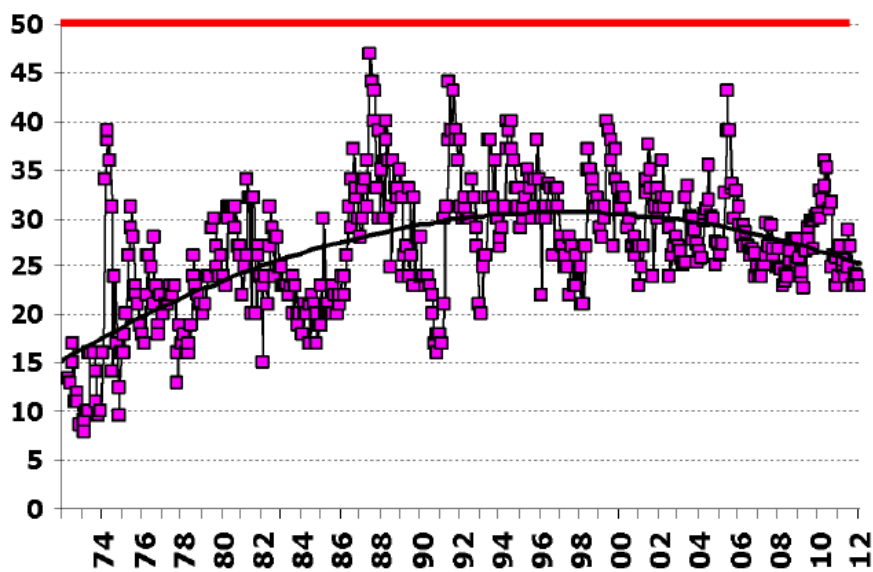
Obr. 12 / Historický vývoj cNO<sub>3</sub> v hlavních přítocích do nádrže Švihov (před jejím vybudováním se jedná o hodnoty z profilu Nesměřice, respektive Soutice) (převzato z Lexa et al. (2006), data z Bulíček (1956), Forejt (1996) a zpráv PVL o monitoringu VN Želivka)

V posledních 15 letech voda v tomto ukazateli splňuje s dostatečnou rezervou požadavky na pitnou vodu. Pohybuje se průměrně kolem 30 mg/l (Obr. 13). Navíc dusík není a nikdy nebyl pro nádrž ani její povodí eutrofizačním faktorem, což byl častý argument pro zdůvodnění potřeby jeho snižování. Nelze tedy jeho přítomnost jakkoli spojovat s rizikem eutrofizace (Liška & Duras, 2011). Naopak při jeho nízkých koncentracích, zejména v letních měsících, může docházet k uvolňování P z dnových sedimentů (Hemond & Lin, 2010; Schauser et al., 2006; Schindler, 2012). Tento jev byl v povodí VN již pozorován například na předzdrži Němčice (Liška et al., 2010). Dominantním zdrojem dusíku v povodí VN je zemědělská půda (Lexa et al., 2006), bodové zdroje mají na tento parametr okrajový význam. Proto úsilí zaměřené na odstraňování

<sup>15</sup> V povodí VN Švihov bylo postaveno celkem 153 km<sup>2</sup> odvodňovacích staveb, což představuje 12,8 % rozlohy povodí. Drtivá většina odvodnění, konkrétně 97%, byla vybudována mezi lety 1960-1990 (více o vývoji odvodňovacích staveb v povodí v Lexa et al., 2006).

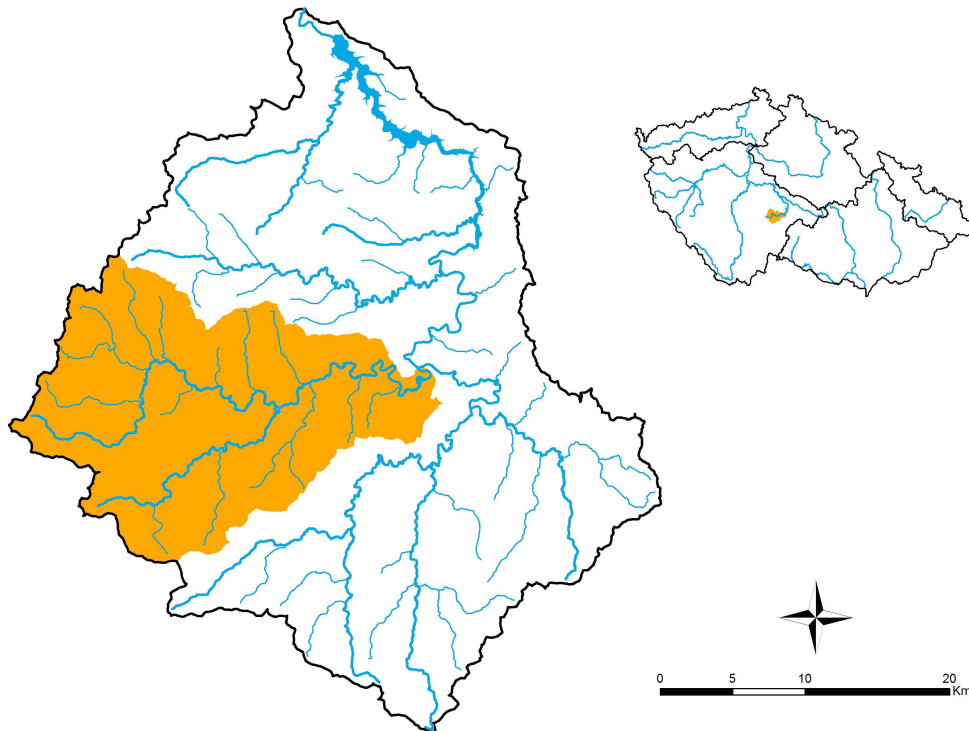


dusíku z bodových zdrojů znečištění lze považovat za neefektivní vynakládání finančních prostředků (Duras, 2006, 2012; Liška & Duras, 2011).



Obr. 13 / Dlouhodobý trend vývoje koncentrace dusičnanů u hráze nádrže (převzato z Duras et al., 2013)

Studovaná povodí jsou přítoky řeky Trnavy, která je významným subpovodím vodárenské nádrže Švihov (Obr. 14)(dále VN Švihov). Tato nádrž je nejvýznamnějším vodárenským zdrojem v České republice. Hlavním účelem díla je zásobování hlavního města Prahy, středočeské oblasti a části jihočeské a východočeské oblasti pitnou vodou. Vybrané zájmové území zahrnuje správní obvod ORP Pacov, Pelhřimov, Tábor a Vlašim.

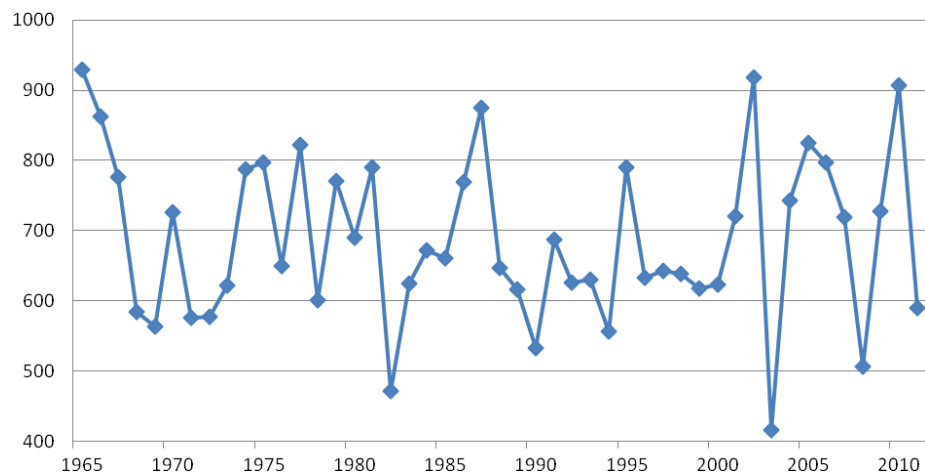


Obr. 14/ Povodí řeky Trnavy v rámci povodí VN Švihov a dílčích povodí ČR

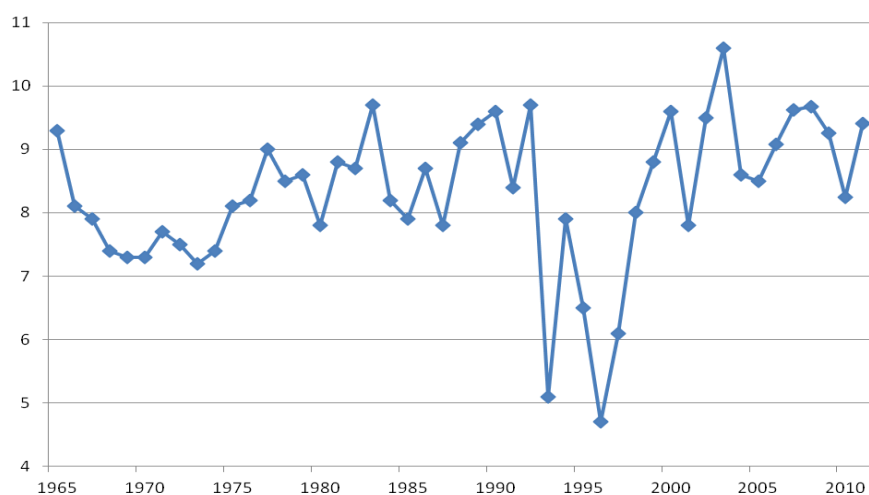
## 4.1 CHARAKTERISTIKA PŘÍRODNÍCH PODMÍNEK

### Klimatické podmínky

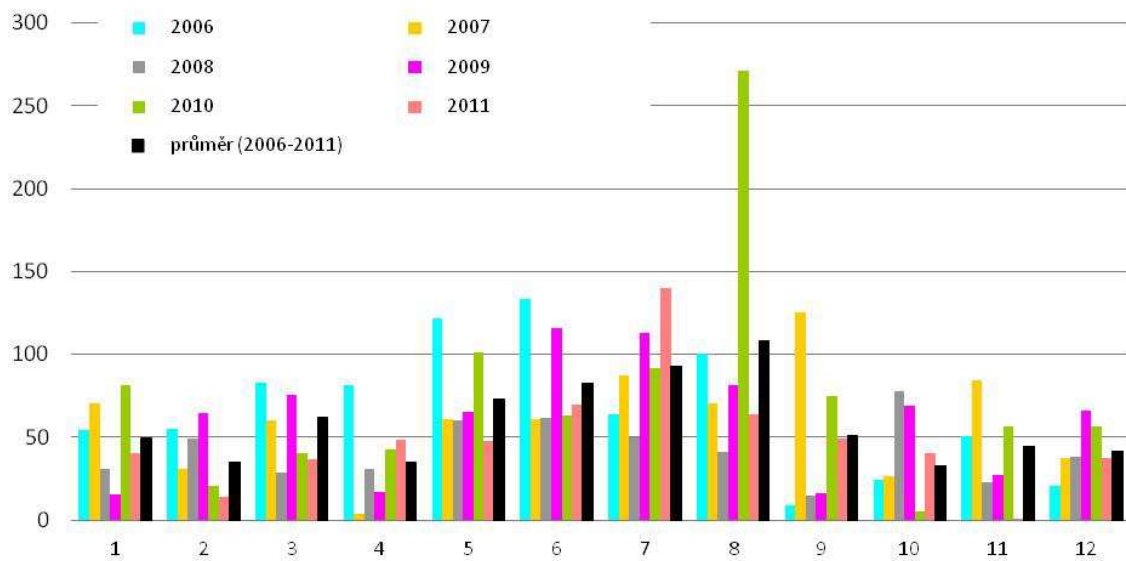
Podle Quitta (1971) spadá území do mírně teplé oblasti MT5, pro které je charakteristické normální až krátké léto mírné až mírně chladné, suché až mírně suché. Zima je středně dlouhá, mírně chladná, suchá až mírně suchá s normální až krátkou sněhovou pokrývkou. Území je větrné s převládajícími jihozápadními až západními směry větrů. Dlouhodobý průměrný roční úhrn srážek je 687 mm/rok a průměrná roční teplota je 8,3 °C (viz Obr. 15 - 17).



Obr. 15 / Roční úhrny srážek (mm) v letech 1965 – 2011 (data ze srážkoměrné stanice Pacov)



Obr. 16/ Průměrné roční teploty (°C) v letech 1965 – 2011 (data ze srážkoměrné stanice Pacov)



Obr. 17 / Měsíční úhrny srážek z období 2006-2011 (data ze srážkoměrné stanice Pacov)

## **Pedologické a geologické podmínky**

Řešené území se nachází k jednotvárné skupině České moldanubika, která je tvořena biotitickými plagioklasovými pararulami. Pro horniny skupiny je typický různý stupeň zvětrání hornin. Nivy jsou tvořeny holocéními údolními nivami, ojediněle pak deluviálními písčítými hlínami a hlinitými písky. Většinou jsou tvořeny produkty zvětrávání pararul a ortorul sekundárně přemístěnými. Podle stupně navětrání mají odlišný zrnitostní charakter od úlomkovitého po hlinitopísčítý. Pro celé území jsou typické hnědé půdy kyselé, které zde dominují, zejména ve vyšších polohách, které vznikly navětráním na rulovém podkladu. Mají většinou slabě kyselou až kyselou reakci a nízkou kationtovou výměnnou kapacitu. V údolích a údolnicích převažují oglejené formy hnědých půd, pseudogleje a gleje.

## **Způsob zemědělského hospodaření**

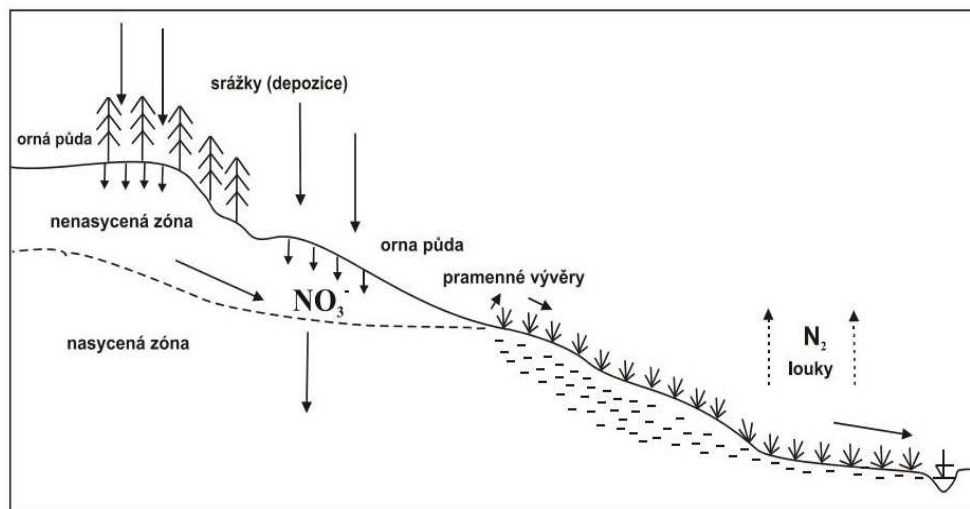
Pro studovaná povodí je typické konvenční hospodaření s vysokým podílem zornění. Základem zemědělské výroby je tržní pěstování brambor, řepky a obilovin. Na píci je pěstována kukuřice, méně jetelotrávy a trvalé travní porosty na lokalitách s nízkou bonitou půdy. Druhým pilířem je chov skotu, který je v oblasti dominantní. Většina provozů provedla modernizaci a jsou provozovány s kejdovým hospodářstvím. Pastva skotu je zastoupena maloplošně. Většinu zemědělské půdy obhospodařují podniky s výměrou zpravidla 500-4000 ha. Půdní bloky dosahují velkých výměr, průměrná velikost půdního bloku orné půdy je 13,8 ha.

## **Vodní režim krystalinika**

Vodní režim krystalinika (obr. 18) je diferencovaný podle třech geomorfologických oblastí a je vysvětlován konceptem 3 zón (infiltrační, transportní, akumulací) podle Doležala & Kvítka (2004).

Infiltrační zóna (*angl. recharge zone*) leží v horních částech svahů a je současně oblastí napájení zvodněného systému. Hladina podzemní vody zde obvykle leží několik metrů pod povrchem a po svahu dolů se přibližuje k povrchu. Půdy v této oblasti jsou mělké až středně hluboké, písčité až hlinito-písčité a kamenité a tedy velmi propustné. Většinou jsou zorněny a intenzivně obhospodařovány. Transportní zónou (*angl. transit zone*) jsou střední a spodní části svahu, kde hladina podzemní vody leží blízko terénu, obvykle 2 až 3 metry. Ve vlhkých obdobích je toto území zamokřeno místně nebo i plošně. V této oblasti často k lokálním pramenným vývěrům vody, které nemají stabilní místo. Půdy jsou již středně hluboké až hluboké, hlinité až jílovito-hlinité s doboru retencí vody. Na pozemcích s vyšším sklonem dochází k častým erozním jevům. Za akumulací oblast

(*angl. discharge zone*) jsou považovány jen údolní nivy a jejich okolí s trvale vysokou hladinou podzemní vody. Půdní profil je málo propustný nebo nepropustný.



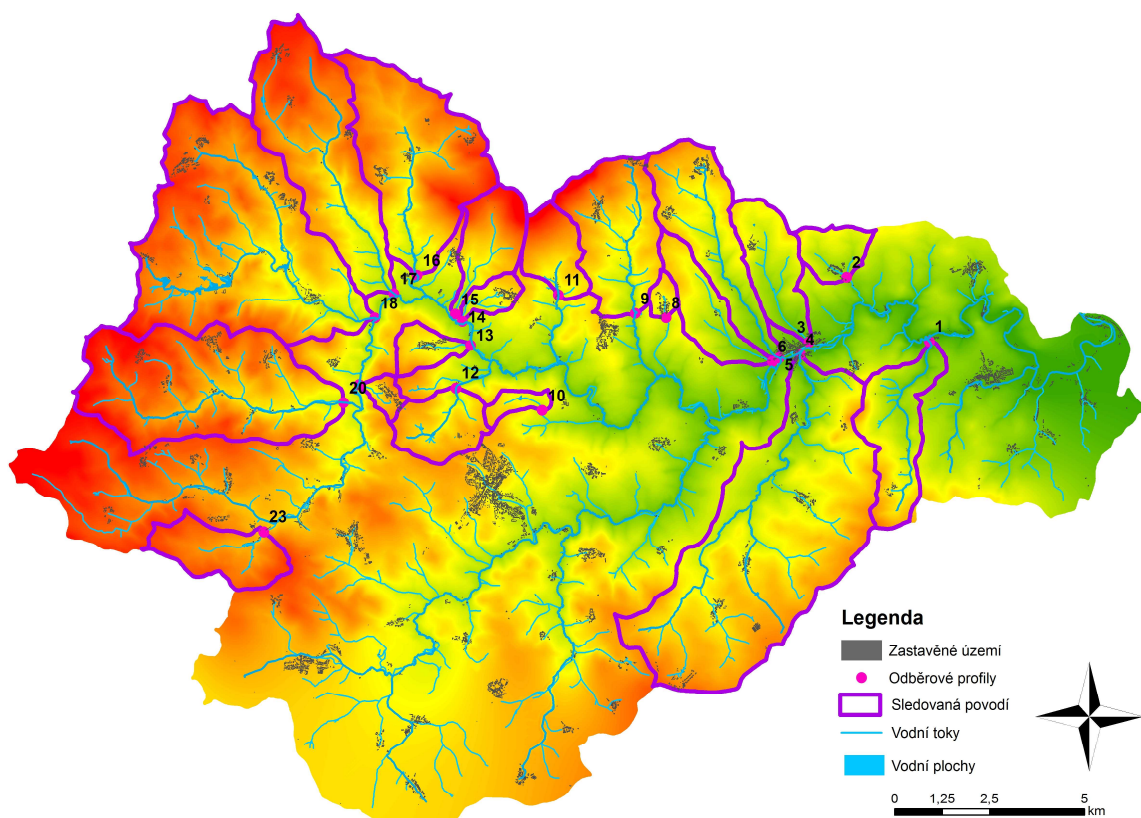
Obr. 18 / Vodní a živinný režim krystalinika před vybudováním odvodnění (převzato z Lexa et al., 2006)

## 4.2 ODBĚR A ZPRACOVÁNÍ VZORKŮ

Od listopadu 2006 do května 2011 na přítocích Trnavy (25 profilů) a od dubna 2008 do května 2011 na přítocích Bělé (26 profilů) probíhal pod vedením VŠCHT Praha plošný monitoring drobných vodních toků se zaměřením na zhodnocení zátěže nádrže živinami (Pečenka et al., 2011). Z této sady dat bylo vybráno 20 profilů v povodí Trnavy (Tab. 6, Obr. 19). K povodí Bělé se nepodařilo sehnat potřebné datové GIS sady. V povodí Trnavy byly vyřazeny 4 profily (7 - nepodařilo se sehnat GIS data; 21, 22 a 24 - nesprávně vymezený měrný profil, významná část drenážních vod vyústovala pod měrným profilem, 25 - v průběhu vzorkování došlo k výstavbě většího rybníka 200 metrů nad měrným profilem na páteřním toku). Vzorky vody byly odebírány na měrných profilech povodí s frekvencí jednou měsíčně do plastových vzorkovnic, které byly po uzavření uchovávány v chladícím boxu do dalšího dne nebo byly zamrazeny, pokud nebylo možno provést rozbor do 24 hodin. Odebrané vzorky vody byly analyzovány v laboratořích Vysoké školy chemicko-technologické v Praze, Ústavu technologie vody a prostředí. Podle standardizované metodiky byla zjišťována koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  a DRP. Vzorkování probíhalo ze břehu, ale odběr byl prováděn z volného proudícího toku, tedy nikoliv z hladiny, nikoliv od kraje nebo ode dna.

Tab. 6 / Umístění měrných profilů

Číslo profilu	Název toku příp. profilu	Souřadnice závěrového profilu	Rozloha povodí	Umístění profilu
1	Bělský potok	49°31'5.5737"N 15°9'18.5718"E	608,5	pod hrází rybníčku u letního tábora
2	od Arnešovic	49°31'51.132"N 15°7'20.237"E	217,0	15 m nad propustkem pod silnicí Hořepník - Jiříčky
3	od Radějova	49°30'51.945"N 15°6'42.341"E	452,1	50 proti proudu nad silnicí - Hořepník - Arnešovice
4	Bořetický potok	49°30'40.5787"N 15°6'33.1245"E	2928,4	nad propustkem pod silnicí Hořepník - Rovná
5	Přední Žlab	49°30'35.5732"N 15°6'6.1717"E	777,7	nad propustkem pod silnicí Hořepník - Březina
6	Zadní Žlab	49°30'31.877"N 15°5'57.392"E	385,2	nad propustkem pod silnicí Hořepník - Březina
8	Pod Lesnou	49°30'57.3874"N 15°3'32.1848"E	68,3	20 pod hrází rybníka v jižní části Lesné
9	Smrčinský potok	49°30'57.285"N 15°2'51.336"E	814,4	nad propustkem komunikace Velká Chyška - Lesná
10	Trubární potok	49°29'26.129"N 15°1'6.759"E	90,5	výtok z propustku pod silnicí Hrádek - Pacov
11	Sádecký potok	49°31'4.989"N 15°1'8.537"E	303,4	nad propustkem pod silnicí Velká Chyška - Bratřice
12	Panský potok	49°29'35.101"N 14°59'10.984"E	364,8	200 m proti proudu nad hájovnou
13	PBP od Jetřichovce	49°30'12.438"N 14°59'22.559"E	160,0	nad propustkem silnice Pacov - Hladov
14	LBP od Bratřic	49°30'31.769"N 14°59'8.433"E	116,1	nad propustkem pod silnicí Salačova Lhota - Hladov
15	LBP od Salačovy Lhoty	49°30'37.207"N 14°58'57.938"E	383,8	nad propustkem pod silnicí Salačova Lhota - Hladov
16	Hut'ský potok	49°31'6.1682"N 14°58'1.4143"E	1350,6	nad propustkem pod silnicí Salačova Lhota - Velká Černá
17	Vočadlo	49°30'48.0384"N 14°57'34.3731"E	1371,5	nad propustkem pod silnicí Velká Černá - Lom Těchobuz
18	Barborka	49°30'24.8819"N 14°57'13.0259"E	2552,5	nad propustkem pod silnicí Zhoř - Lom Těchobuz
19	PBP od Zhořce	49°29'27.231"N 14°57'4.775"E	79,5	před vstupem do propustku pod silnicí Zhořec- Zhoř
20	Novomlýnský potok	49°29'0.863"N 14°56'43.827"E	1718,2	nad propustkem pod cestou Zhoř-Velká Rovná
23	od Kozlova	49°27'12.049"N 14°55'24.821"E	433,7	200 metrů pod hrází Kozlovského rybníka



Obr. 19 / Digitální model terénu povodí Trnavy s vyznačením sledovaných povodí

## Analýza vzorků

### Dusičnanový dusík

Reakce vzorku s kyselinou amidosírovou, směsí kyselin (sírová a koncentrovaná kyselina fosforečná) a dimethylfenolem v kyselině octové ledové (DMP). Po reakci vzorku s činidly se dusičnanové ionty ve vzorku vybarvují červeně, následně se provádí spektrofotometrické stanovení, měření A při 360 nm a přepočítání koncentrace podle kalibrační křivky.

### Rozpuštěný reaktivní fosfor

Směsné činidlo: koncentrovaná kyselina sírová, molybdenan amonný, vinná antimonylo-draselná, kyselina askorbová. Po reakci vzorku s připraveným směsným činidlem se fosforečnanové ionty ve vzorku vybarvují modře. Spektrofotometrické stanovení měření A se provádí při 690 nm a přepočítání koncentrace podle kalibrační křivky.

## Stanovení vybraných faktorů využití území

### Odvodnění

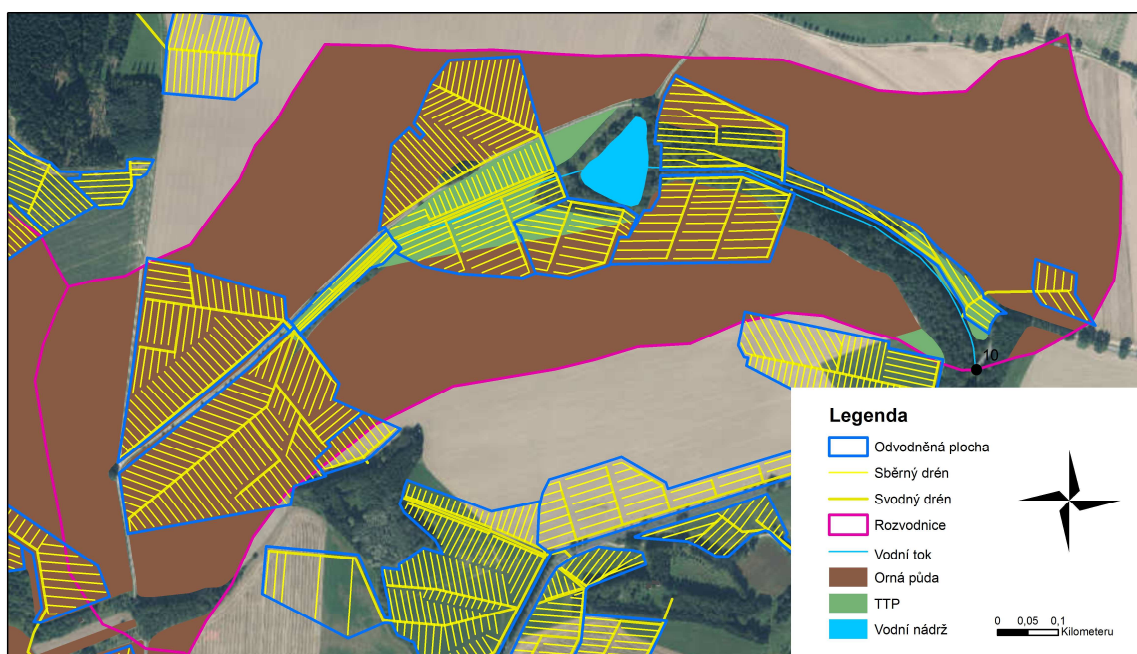
Jako podkladová vrstva byla použita vrstva z databáze LPIS přístupná v GIS, která sloužila jako základní informační zdroj o přítomnosti odvodňovacích staveb v daném povodí. Vzhledem k její značné nepřesnosti byla provedena digitalizace odvodnění podle



skutečných projektových dokumentací, které jsou v případě povodí Želivky uloženy v archivu PVL v areálu hráze vodního díla Orlík. Projektové dokumentace byly v archivu vyhledány a naskenovány v měřítku 1:1 pro potřeby následné digitalizace v ArcGIS. Zaznamenán byl vždy obvod stavby a její vyústění do recipientu a v případě potřeby pro terénní průzkum pak i umístění svodných drénů a drenážních šachtic. Na základě této vrstvy byla vypočítána rozloha odvodňovacích staveb v daném povodí a jejich procentuální zastoupení. Přítomnost a vyústění některých odvodňovacích staveb v malých povodích bylo ověřeno v terénu.

### Land use

Plocha vodních ploch byla vypočtena v ArcGIS z upravené vrstvy vodních ploch Hydrologického informačního systému VÚV TGM v Praze. Pro výpočet plochy orné půdy a TTP byl využit jako hlavní datový zdroj vrstva *Půdní bloky/díly půdních bloků – kultura* k roku 2012 Veřejného registru půdy LPIS spravovaná Ministerstvem zemědělství, která eviduje registrované půdní bloky. Drtivá většina zemědělsky obhospodařovaných ploch je v této vrstvě evidována. Neevidované plochy byly vyhledávány na ortofotomapách z různých let a po ověření v terénu během roku 2013 byly digitalizovány do vrstvy. Většinou se jedná o malé plochy do 1 hektaru v blízkosti sídel, které jsou obhospodařovány extenzivně, většinou s kulturou TTP. Po uzavření databáze (Obr. 20) byl proveden v ArcGIS výpočet pro jednotlivé kultury.



Obr. 20 / Výsledná mapa využití území na příkladu Trubárního potoka - profil č. 10



## **Počet obyvatel a nakládání s odpadními vodami**

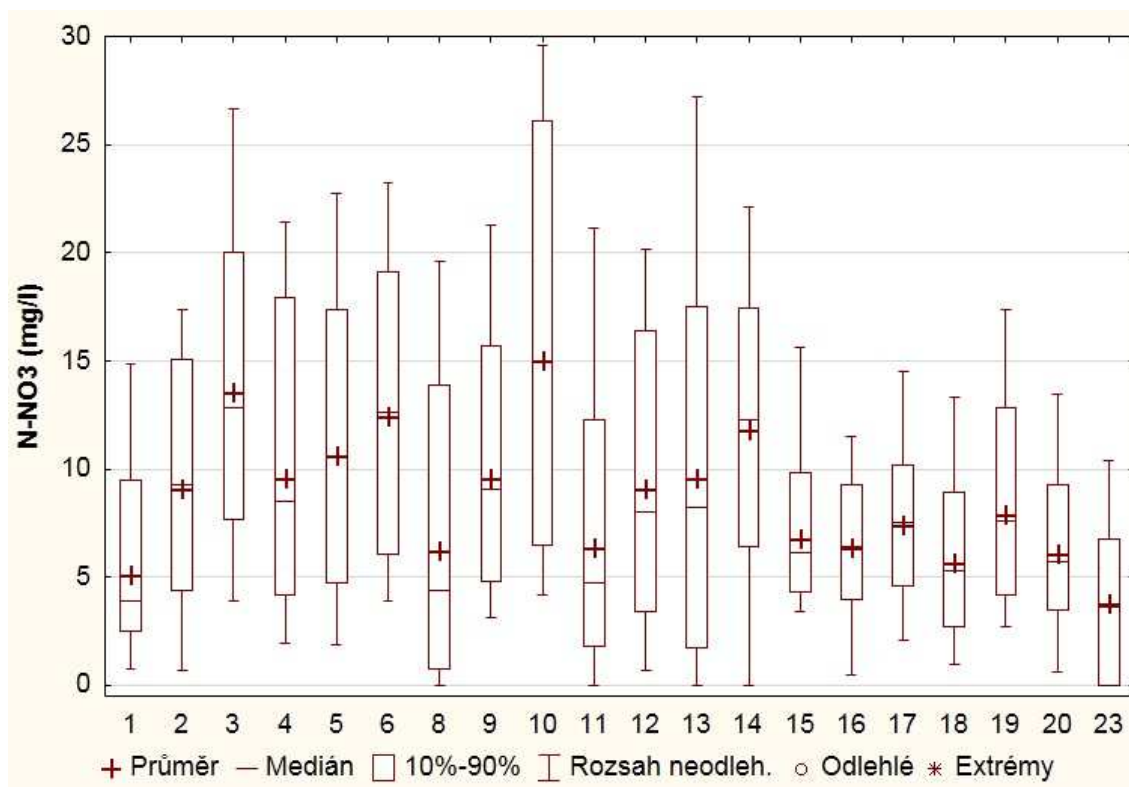
Pro zjištění způsobu nakládání s odpadními vodami byly jako podkladový materiál využity Plány rozvoje vodovodů a kanalizací území krajů (dále PRVKÚK), podle kterých byla provedena částečná digitalizace v ArcGIS se zaměřením na vyústění do recipientu, odlehčení a trasování hlavních částí kanalizační sítě. Tyto parametry byly v případě nejasností ověřeny starosty jednotlivých obcí telefonicky nebo osobní návštěvou. Informace o počtu obyvatel v jednotlivých obcích byly získány z Veřejné databáze Českého statistického úřadu. Informace o počtu obyvatel v místních částech byli opět získány z PRVKÚK nebo od starostů příslušných obcí, pod které místní části spadají. Počet rekreatantů byl získán z PRVKÚK. Počet obyvatel pak představuje aritmetický průměr z let 2006-2011 získaný z Veřejné databáze Českého statistického úřadu.

## 5 VÝSLEDKY

Období odběru vzorků bylo hydrologicky velmi variabilní, kdy se střídaly roky sušší (2008, 2011) a vlhké (2006, 2010). Srážkově nadprůměrný byl zejména rok 2010 s ročním úhrnem 906,6 mm, ve kterém proběhly 3 příválové srážky (2. srpna 69,3 mm, 6. srpna 42 mm a 7. srpna - 48,9 mm), které nebyly odběry hodnocenými v této práci zachyceny. Vzhledem k tomu, že nebyly měřeny průtoky při odběrech jsou pro vlastní vyhodnocení dat atmosférické srážky a teplota použity jen jako doplňková informace.

### Variabilita látkových koncentrací mezi hodnocenými profily

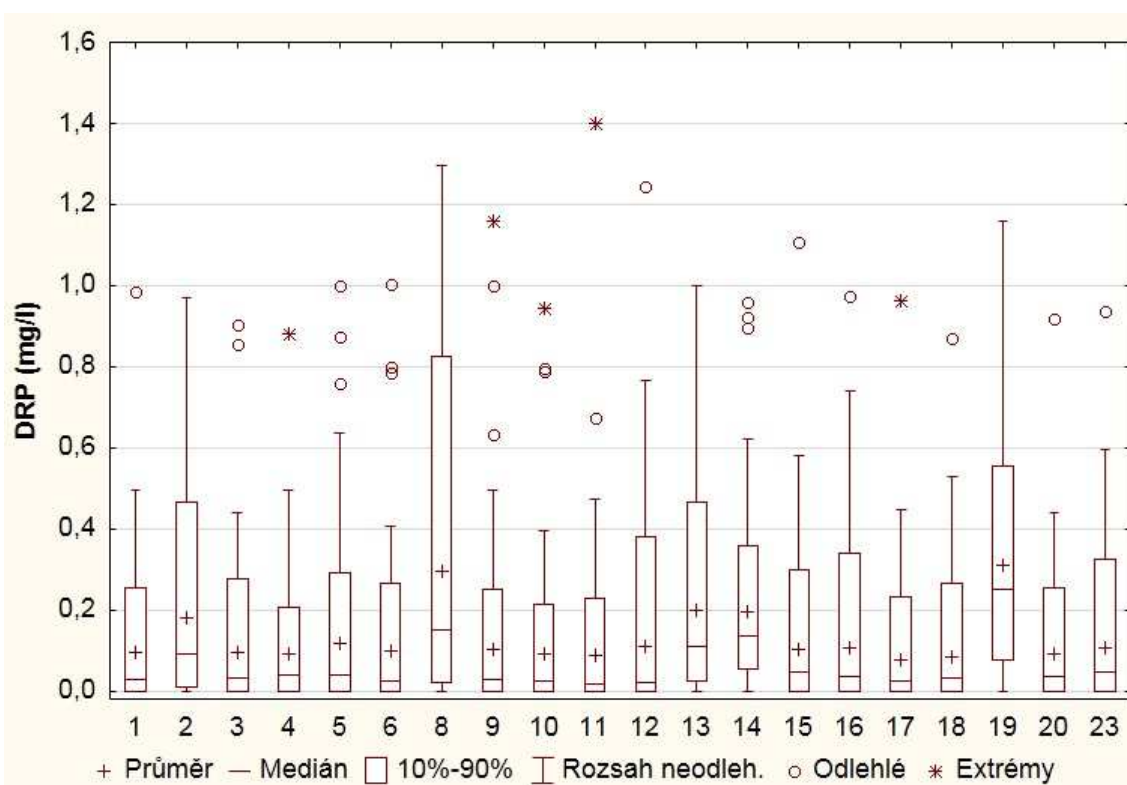
Koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  byly zjišťovány poměrně vysoké (Obr. 21), jelikož je povodí VN intenzivně zemědělsky využívané, ale jen 4 profily vykazovaly v průměru vyšší hodnoty než je limit pro pitnou vodu. Jedná se o 4 povodí (3, 6, 10, 14) s podílem orné půdy více jak 50%. Nejvyšší hodnoty byly dlouhodobě měřeny na profilu 10 Trubární potok s maximální hodnotou 29,6 mg/l  $\text{N-NO}_3^-$ . Toto povodí je velmi malé, má nejvyšší podíl orné půdy (82%) a bylo zde vybudováno plošné odvodnění jak orné půdy, tak zejména příbřežných zón, které je dodnes funkční. Příbřežní zóny, kde by jinak docházelo k částečnému odbourávání dusičnanů, jsou tedy snadno překonávány trubkovou drenáží a po dosažení drenáže jsou



Obr. 21 / Koncentrace dusičnanového dusíku ve sledovaných měrných profilech

vody bohaté na dusičnany rychle transportovány do recipientu. Toto povodí je navíc intenzivně zemědělsky obděláváno s vysokým zastoupením brambor v osevním postupu a vysokými dávkami hnojiv, které jsou indikovány vysokým obsahem P v půdách. Nejnižší hodnoty  $\text{N-NO}_3^-$  byly naměřeny na profilu 23, který je ovlivněn zejména rybníkem Kozlov a kaskádou dalších rybníků v jeho povodí. V letních obdobích zde byly měřeny pravidelné hodnoty koncentrací dusičnanového dusíku blížící se nule. V živinově bohatých rybnících je  $\text{N-NO}_3^-$  asimilován fytoplaktonem a navíc je spotřebován k denitrifikaci při rozkladu organických látek a může tak dojít i k jeho vyčerpání a dočasnému nedostatku.

Medián koncentrací DRP (Obr. 22) byl obecně průměrný s vysokými hodnotami v malých povodích s malými bodovými zdroji znečištění (2, 8, 13, 14, 19), který tato povodí odlišoval od ostatních, která se pohybovala v rozmezí 0,015-0,050 mg/l DRP, tedy těsně kolem hranice 0,035 mg/l BAP důležité pro management eutrofních nádrží.



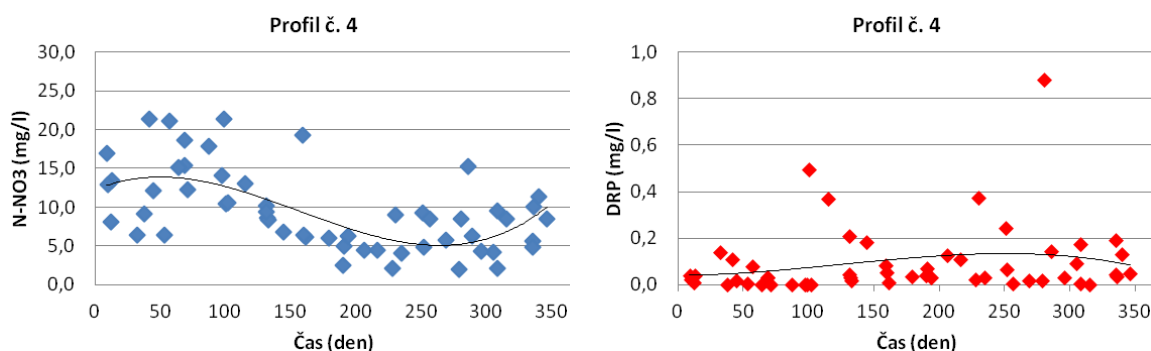
Obr. 22 / Koncentrace DRP ve sledovaných měrných profilech

### Sezónní průběh

Sezónní průběh chodu koncentrací  $\text{N-NO}_3^-$  (Obr. 23a) a DRP (Obr. 23b) na všech profilech je znázorněn v příloze č. 2. Dusičnanový dusík se choval tak, jak je obecně známo, tj. s výrazným sinusoidním ročním průběhem. Nejnižší hodnoty nastávaly v letním období, maxima v zimním a jarním období (listopad-květen). U většiny profilů je tento průběh jasně znázorněn, i když u profilů s nižšími průměrnými koncentracemi není tak výrazný.

Profil 6 ale vykazuje jiný průběh, kdy bylo pozorováno významné kolísání koncentrací a maximálních hodnot bylo dosahováno v letních měsících a minimálních v zimním období.

Naproti tomu u DRP nebyl pozorován obdobně výrazný průběh. Hodnoty v zimním období (leden-březen) byly zpravidla nižší, velmi často se blížily nule, ale s počátkem vegetační sezóny až do podzimu se vyskytovaly výrazné vrcholy koncentrací i vyšší rozptyl hodnot.



Obr. 23 / Trend chodu koncentrací a)  $N-NO_3^-$  a b) DRP během roku (profil 4, Bořetický potok)

## Mnohorozměrná regresní analýza

K určení vlivu nezávislých proměnných na závislé proměnné byla použita mnohorozměrná vícekroková regresní analýza. Jako nezávislé proměnné byly zvoleny hodnoty zastoupení land-use v povodí (orná, TTP, vodní plocha, v %), podíl odvodněných ploch v povodí (%) a parametr obydlivosti povodí (počet obyvatel, počet obyvatel na  $km^2$ ). Model byl vybrán na základě těsnosti popisu hodnocených dat pomocí koeficientu determinace ( $R^2$ ) a  $R^2_{adj}$ . (koeficient determinance upravený pro počet nezávislých proměnných; resp. příslušné stupně volnosti) a Mallow's-Cp statistiky. Dále byla u modelů ověřována statistická korektnost, tj. multikolinearita proměnných, heteroskedasticita, vlivné body (tzv. Leverage a DFFITS), rozdělení reziduí modelu a statistická významnost jednotlivých parametrů a celého modelu pro hladinu významnosti  $\alpha = 0,05$  (Helsel & Hirsch, 2002). Parametry zastoupení land use jednotlivých povodí a výsledky monitoringu jakosti vody jsou obsaženy v Příloze č. 3.

### Proměnná aritmetický průměr koncentrací $N-NO_3^-$

- vstupující nezávislé proměnné (A=procentuální zastoupení odvodnění, B=procentuální zastoupení orné půdy, C=procentuální zastoupení TTP, D=procentuální zastoupení vodních ploch; vše vůči ploše celého povodí,)

Tab. 7 / Modely s nejvyšším  $R^2_{adj}$ .

MSE	$R^2$	$R^2_{adj}$	Cp	Vysvětlující proměnné
2,2712	79,8621	74,492	5,0	ABCD
2,32831	77,9794	73,8506	4,40234	ABD

2,48738	76,4751	72,0642	5,52289	BCD
2,50678	74,8098	71,8463	4,76329	BD
4,15727	55,7669	53,3095	16,9477	B
4,32601	56,5286	51,4144	18,3803	BC
4,40179	55,7671	50,5633	18,9475	AB

Tabulka 7. ukazuje modely, které mají nejvyšší hodnoty  $R^2_{adj.}$ . Vyšší hodnoty  $R^2_{adj.}$  korespondují s nejnižšími hodnotami střední kvadratické chyby (angl. *mean square error*, MSE). Jelikož proměnné A a C byly buď statisticky neprůkazné nebo významně korelovaly s proměnnou B byly modely s těmito proměnnými vyřazeny. Výsledný tvar regresní rovnice pro predikci průměrné hodnoty koncentrací  $N-NO_3^-$  je:

$$N-NO_3^- = 2,82092 + 0,164804*B - 2,86099*D$$

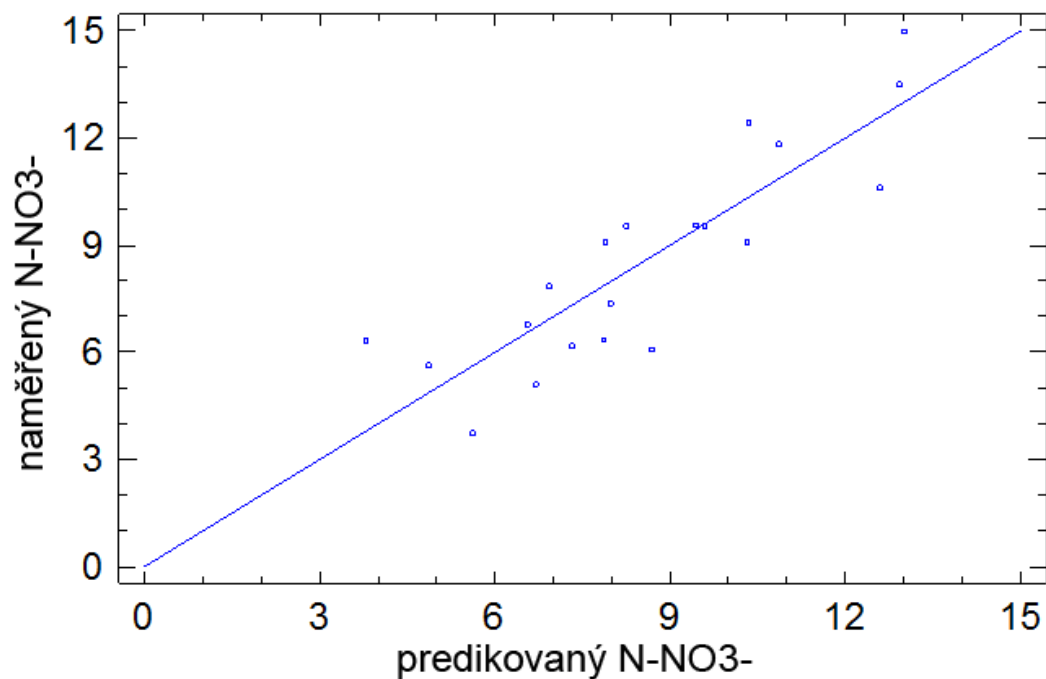
Celý model (Obr. 24) je statisticky signifikantní na hladině významnosti  $\alpha = 0,05$  ( $F_{2,17}=25,24$ , viz Tab. 8 a 9) s koeficientem determinace  $R^2=74,81$  ( $R^2_{adj.}=71,85$ ). Durbin-Watsonova statistika neprokázala výskyt autokorelace v modelu (1,52642). Z provedené regresní analýzy je zjevné, že nejvýznamnější proměnnou zvyšující znečištění vod dusičnany je procentuální zastoupení orné půdy (pozitivní korelace) a zastoupení vodních ploch (negativní korelace). Pro porovnání byla vytvořena predikce mediánu koncentrací  $N-NO_3^-$  podle obdobného modelu Kvítka et al. (2009) (Obr. 25).

Tab. 8 / Analýza rozptylu ANOVA

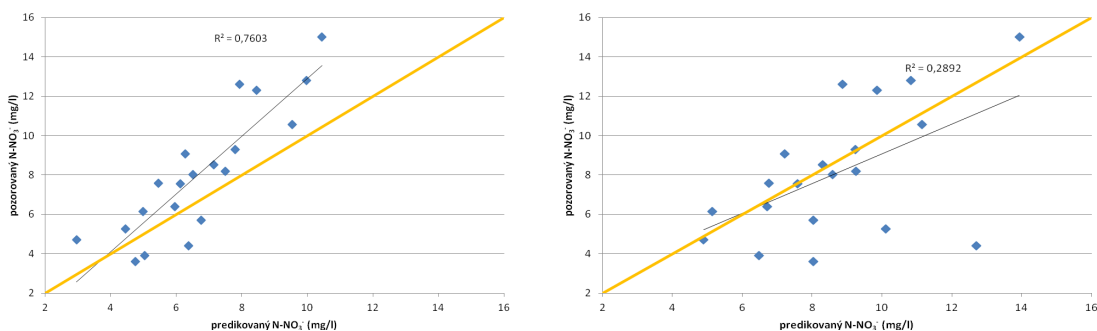
Znak	Součet čtverců	Stupně volnosti	Průměrný čtverec	F-hodnota	p-hodnota
Model	126,559	2	63,2793	25,24	0,0000
Rezidua	42,6152	17	2,50678		
Celkem	169,174	19			

Tab. 9 / Parametry výsledného regresního modelu

Parameter	Odhad	Směrodatná odchylka	T-statistika	p-hodnota
Konstanta	2,82092	1,07827	2,61615	0,0181
OP	0,164804	0,0236895	6,95682	0,0000
VP	-2,86099	0,798068	-3,58489	0,0023



Obr. 24 / Výsledný model pro predikci aritmetického průměru koncentrací  $N-NO_3^-$



Obr. 25 / Závislost predikovaných koncentrací mediánu dusičnanového dusíku podle vícerozměrného regresního modelu Kvitka et al. (2009) a naměřených hodnot. Vlevo trojrozměrný model (i s podílem odvođených ploch,  $R^2=0,76$ ), vpravo jednodušší dvourozměrný model ( $R^2=0,29$ ). Žlutá čára vyznačuje stav, kdy se naměřené hodnoty rovnají predikci

### Proměnná medián DRP

- vstupující nezávislé proměnné (A=procentuální zastoupení odvodnění, B=procentuální zastoupení orné půdy, C=počet obyvatel, D=počet obyvatel na km<sup>2</sup>, E=procentuální zastoupení TTP, F=procentuální zastoupení vodních ploch)

Tab. 10 / Modely s nejvyšším  $R^2_{adj.}$

MSE	$R^2$	$R^2_{adj.}$	Cp	Vysvětlující proměnné
0,000334357	93,1182	90,6604	5,29814	ACDEF
0,000334599	93,1132	90,6536	5,30778	BCDEF
0,000340935	91,4791	90,4766	2,46545	CD
0,000343247	91,9259	90,412	3,60198	CDE
0,000344593	92,4009	90,3744	4,68421	CDEF
0,000351939	91,7215	90,1692	3,99707	CDF
0,000354959	92,1723	90,0849	5,12595	BCDE
0,000356265	91,6197	90,0484	4,19371	BCD
0,000358848	92,0865	89,9762	5,29167	ACDF
0,00035905	91,5542	89,9706	4,32027	ACD
0,000360403	92,0522	89,9328	5,35792	BCDF
0,00036111	92,0366	89,9131	5,38804	ACDE
0,000371325	90,1736	89,6277	2,98802	D

Tabulka 10. ukazuje modely, které mají nejvyšší hodnoty  $R^2_{adj.}$ . Jelikož proměnné A, B, C, E, F byly v kombinacích modelů statisticky neprůkazné, modely s těmito proměnnými byly vyřazeny. Jako nejvhodnější byl z různých typů křivek vybrán vztah kvadratický, který nejlépe popisuje variabilitu hodnocené proměnné. Výsledný tvar regresní rovnice pro predikci mediánu koncentrací DRP je:

$$DRP = (0,160154 + 0,00184881 \cdot D)^2$$

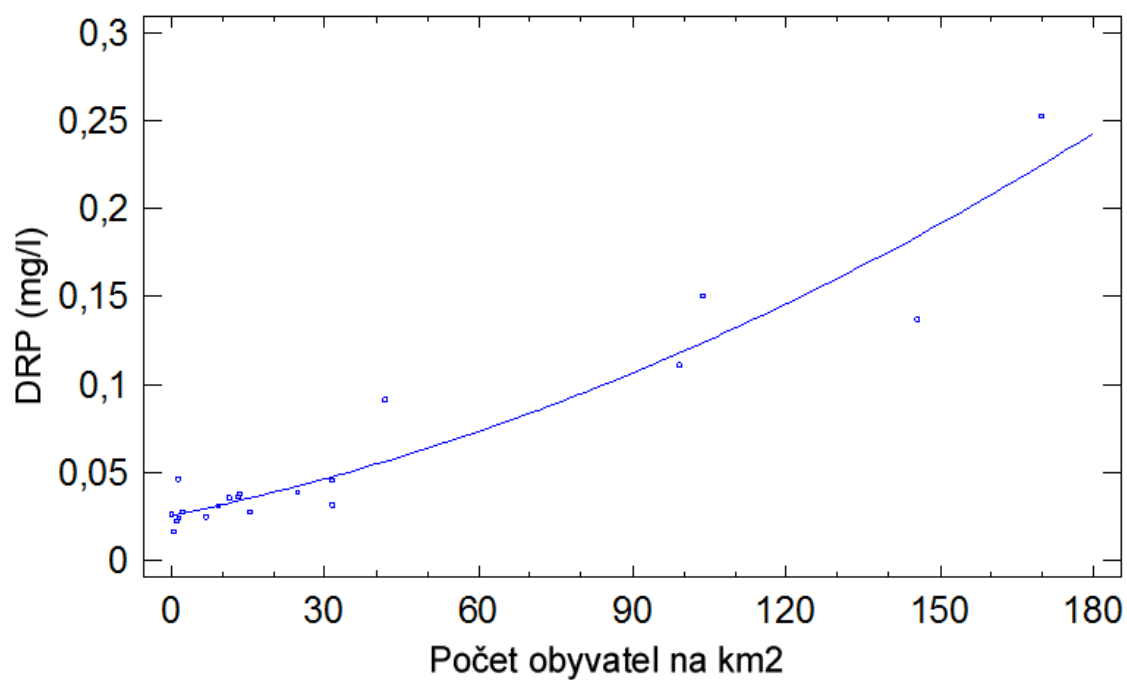
Celý model (Obr. 26) je statisticky signifikantní na hladině významnosti  $\alpha = 0,05$  ( $F_{1,18}=183,12$ , viz Tab. 11 a 12) s koeficientem determinace  $R^2=91,05$  ( $R^2_{adj.}=90,55$ ). Durbin-Watsonova statistika neprokázala výskyt autokorelace v modelu (1,85062). Z provedené regresní analýzy je zřejmé, že nejvýznamnější proměnnou zvyšující znečištění vod DRP je počet obyvatel na km<sup>2</sup>. U modelu byl zjištěn jeden významný vlivný bod (povodí 18). Jeho odstraněním by jednak vznikly další vlivné body a datová sada by přišla o významnou informaci, rozšiřující predikční schopnost modelu, která by byla po úpravě významně snížena.

Tab. 11 / Analýza rozptylu ANOVA

Znak	Součet čtverců	Stupně volnosti	Průměrný čtverec	F-hodnota	p-hodnota
Model	0,169655	1	0,169655	183,12	0,0000
Residua	0,0166768	18	0,00092649		
Celkem	0,186332	19			

Tab. 12 / Parametry výsledného regresního modelu

Parametr	Odhad	Směrodatná odchylka	T- statistika	p-hodnota
Intercept	0,160154	0,00841127	19,0404	0,0000
Slope	0,00184881	0,000136624	13,532	0,0000



Obr. 26 / Výsledný model pro predikci mediánu koncentrací DRP



## 6 DISKUSE

---

Metodika odběru vzorků vody v této práci byla koncipována jako standardní monitoring vybraných látek. Neměl za cíl pokrýt například srážko-odtokové události, které jsou některými autory považovány na hlavní zdroje fosforu plošného znečištění, pouze reprezentoval měsíčními odběry základní či podpovrchový odtok z daných povodí typický pro určité období. Výsledky je tedy nutné tímto způsobem i interpretovat. Vytvořit monitorovací program, který by zahrnoval různé hydrologické situace, širokou škálu chemických ukazatelů na dostatečně velkém území po dostatečně dlouhou dobu je totiž značně finančně, materiálně a logisticky náročné.

Jako velký nedostatek při sběru a vyhodnocení dat lze považovat absenci měření průtoků alespoň na některých povodích, které by poskytly přesnější náhled na současnou hydrologickou situaci v povodí Trnavy, protože dostupná data o srážkách mohou sloužit jen jako doplňková informace. Lze tak jen odhadovat či obecně konstatovat možné příčiny vrcholů koncentrací, zejména u DRP. Druhým nedostatkem je výběr stanovovaných analytů. V případě fosforu by měl být stanovován ještě TP, v ideálním případě dále nerozpuštěné látky, Fe a chlorofyl a, což by opět významně zvýšilo výpovědní hodnotu monitoringu, opět s ohledem na vysvětlení vrcholů DRP.

Koncentrace DRP byly v některých odběrech velmi vysoké. Například v povodí 10 Trubární potok, ve kterém neleží žádný komunální zdroj odpadních vod a veškerý DRP lze tedy považovat za primárně plošné znečištění, byly měřeny koncentrace během některých odběrů násobně vyšší, než které publikoval např. Fiala & Rosendorf (2011), kteří sledovali podobná, výhradně zemědělská povodí v jiné části povodí Trnavy. Naměřené vysoké vrcholy na všech DRP mohly mít řadu příčin, například lokální srážková epizoda, odběr při klesání povodňové vlny, tání sněhu, havarijný únik lokálního znečištění z bodových zdrojů, uvolnění ze sedimentů při rozvinuté anoxii, ale i chybný odběr či zpracování vzorků. Pravděpodobně ale byly způsobeny velmi nízkými průtoky, při kterých nedochází k naředění bodového komunálního znečištění, čímž se zvýší jeho relativní příspěvek, protože tyto vysoké hodnoty byli měřeny většinou při odběrech ve stejný den i na dalších profilech. Nicméně v případě porovnání mediánu vykazovaly vyšší hodnoty jen 4 povodí, které jsou ale zatíženy relativně velkým podílem komunálních odpadních vod.

V rámci této práce byly vytvořeny jednoduché modely pro predikci koncentrací  $\text{N-NO}_3^-$  a DRP, vyžadující poměrně dostupná vstupní data a jsou tak jednoduše použitelné. Nicméně je nutné dodat, že model DRP je silně závislý na stejném způsobu nakládání s odpadními vodami v sídlech, jako u modelových povodí, což může způsobovat komplikace,

protože dosud neexistují spolehlivé informace o způsobu čištění odpadních vod v jednotlivých obcích. Navíc v případě povodí s významnějším bodovým zdrojem znečištění s čistírnou odpadních vod či jiným způsobem nakládání s odpadními vodami, například důslednému vyvážení jímek a septiků na čistírny či aplikace na zemědělskou půdu, by měla být vypočtena efektivní hustota obyvatel (Foy, 2007; Hejzlar, 2010). Tato veličina představuje efektivitu odstraňování P z odpadních vod, případně export odpadních vod mimo dané povodí. Možným přístupem je i vypuštění takových povodí z datové sady, jak to provedl například Duras et al. (2014), kteří vyjmuli i profily pod většími vodními nádržemi.

Závislost mezi podílem orné půdy v ploše povodí a koncentracemi dusičnanů byla zjištěna řadou dalších autorů (například Schilling & Libra, 2000) i pro povodí VN Švihov (Fučík et al., 2008; Kvítek et al., 2009) a jsou předpokládaným výsledkem. Nicméně při porovnání predikčního dvourozměrného modelu podle Kvítka et al. (2009) pro medián koncentrací N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> nebyla zjištěna závislost s naměřenými hodnotami. Tuto odchylku lze vysvětlit geografickou odlišností povodí, různým měřítkem velikosti povodí nebo nespecifikovaným vlivem zemědělského odvodnění, protože data s trojrozměrným modelem fitovala poměrně dobře.

Jako další významný faktor mající vliv na koncentrace N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> byl zjištěn podíl vodních ploch v povodí. Vliv vodní nádrže na odstraňování N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> v povodí 10 byl podrobně publikován již dříve (Diviš, 2012). Důležité z pohledu odstraňování a retence N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup>, ale i fosforu, ve vodních nádržích je zejména poloha vodní nádrže v povodí, což platí zejména pro malá povodí, kde lze tento faktor pokládat za velmi významný. Například v povodí 18 leží kaskáda několika velkých rybníků, které by v případě vhodného rybářského hospodaření měly významně zachycovat živiny. Nicméně tato kaskáda leží v lesnatém území a v povodí nad ním se nachází jen jedna obec a toto subpovodí je málo zorněné. Povodí 18 má tedy díky této kaskádě druhý nejvyšší podíl vodních ploch, ale ústí do nich jen menší část povodí. Čistící účinek vodních nádrží je tedy nižší než předpokládá model. Pro zpřesnění modelu by bylo nutné doplnit parametr představující efektivní plochu povodí vodních nádrží. Při návrhu nádrží či mokřadů určených k záchytu živin, by tyto stavby měly být navrhovány na páteřních tocích, tak aby do nich ústila co největší část znečištění z povodí. Na druhou stranu by tyto nádrže měli být co nejbliže zdroji znečištění tak, aby nedocházelo k naředění znečištění a snížení účinnosti čištění. Druhým významným faktorem, který nebyl v práci analyzován, je procentuální zastoupení infiltračně ohrožených lokalit, jejichž vliv na koncentrace dusičnanů v drenážních vodách prokázal Fučík et al. (2009). Nicméně tento faktor se nemusí projevit ve větším měřítku, podobně jako v případě procentuálního zastoupení odvodnění.

Během 6-letého monitoringu povrchových vod malých vodních toků v zemědělsko-lesních povodích s malými bodovými zdroji byly získány informace o koncentracích DRP a  $\text{N-NO}_3^-$  během převažujícího základního odtoku. Pro tato povodí byly stanoveny relativní hodnoty vybraných parametrů využití území a způsobu nakládání s odpadními vodami v dotčených obcích. Koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  vykazovaly roční sinusoidní trend s minimem v letním období a maximem v období listopad-květen. Koncentrace DRP nevykazovaly žádný trend v závislosti na ročním období, ale byly typické velmi vysokými vrcholy, které se vyskytovaly převážně v druhé půli roku. Tyto vrcholy byly pravděpodobně zapříčiněny nízkými průtoky a tedy vyššími relativními příspěvky bodových zdrojů na celkovém znečištění. Byly vytvořeny rovnice pro jednoduchou predikci průměrné hodnoty koncentrací  $\text{N-NO}_3^-$  a mediánu DRP. Regresní analýza ukázala, že nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím průměrné koncentrace  $\text{N-NO}_3^-$  je podíl orné půdy v povodí spojený s vyšším podílem odvodněných ploch a podíl vodních ploch v povodí. Nejvýznamnějším faktorem ovlivňujícím medián koncentrací DRP je počet obyvatel na  $\text{km}^2$ , který reprezentuje komunální znečištění z malých obcí. V těchto obcích je zpravidla čištění odpadních vod realizováno septiky a jímkami s přímým vyústěním do vodoteče nebo jednotné kanalizace bez následného čištění. Při tomto způsobu nakládání s odpadními vodami by měl být kladen důraz na pravidelné vyvážení septiků a jímek na čistírny odpadních vod či zemědělskou půdu, případně výstavbu dočišťovacích systémů pod dotčenými obcemi.

Vodárenská nádrž Švihov sice není bezprostředně ohrožena eutrofizací, ale pro další zlepšení jakosti vod v jejím povodí je potřeba navrhnout a realizovat další ochranná opatření, která budou zohledňovat nové poznatky o biologické dostupnosti jednotlivých forem P, zejména erozního původu, z pohledu vlastností a aktuálních podmínek v recipientech. Tato opatření by měla být navržena s ohledem na jejich vedlejší efekty, zejména riziko uvolnění zděděného P.

## 8 SEZNAM POUŽITÉ LITERATURY

---

- Addiscott, T. M., & Thomas, D. (2000). Tillage, mineralization and leaching: phosphate. *Soil and Tillage Research*, 53(3-4), 255–273.
- Anderson, D. M., Glibert, P. M., & Burkholder, J. M. (2002). Nutrient sources, harmful algal blooms and eutrophication: composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4), 704–726.
- Andersson, H., Bergström, L., Djodjic, F., Ulén, B., & Kirchmann, H. (2013). Topsoil and subsoil properties influence phosphorus leaching from four agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 455–463.
- Andersson, H., Bergström, L., Ulén, B., Djodjic, F., & Kirchmann, H. (2015). The role of subsoil as a source or sink for phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 535–544.
- Armstrong, D. E., Perry, J. J., & Flatness, D. E. (1979). *Availability of pollutants associated with suspended or settled river sediments which gain access to the Great Lakes*. Chicago, Illinois, USA.
- Arnscheidt, J., Jordan, P., Li, S., McCormick, S., McFaul, R., McGrogan, H. J., ... Sims, J. T. (2007). Defining the sources of low-flow phosphorus transfers in complex catchments. *The Science of the Total Environment*, 382(1), 1–13.
- Auer, M. T., Tamoski, K. A., Babiera, M. J., Needham, M. L., Effler, S. W., Owens, E. M., & Hansen, J. M. (1998). Phosphorus bioavailability and P-cycling in Cannonsville Reservoir. *Journal of Lakes and Reservoir Management*, 14(2-3), 278–289.
- Bai, Z., Li, H., Yang, X., Zhou, B., Shi, X., Wang, B., Zhang, F. (2013). The critical soil P levels for crop yield, soil fertility and environmental safety in different soil types. *Plant and Soil*, 372(1-2), 27–37.
- Baker, D. B. (2011). *The sources and transport of bioavailable phosphorus to Lake Erie*. Tiffin, Ohio, USA.
- Baker, D. B. (2012). Effect of conservation tillage systems on dissolved phosphorus. In *Building Science Assessments workshop*, 13.-15. November 2012. Davenport, Iowa, USA.
- Beeson, W. M., Bolin, D. W., Hickman, C. W., & Johnson, R. F. (1941). *The phosphorus requirement for growing and fattening beef steers* (Bulletin 2., Vol. 240). University of Idaho, Agricultural Experiment Station.
- Bechmann, M., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., & Saporito, L. S. (2005). Freeze-thaw effects on phosphorus loss in runoff from manured and catch-cropped soils. *Journal of Environmental Quality*, 34(6), 2301–2309.
- Bengtson, R. L., Carter, C. E., Morris, H. F., & Bartkiewicz, S. A. (1988). Influence of subsurface drainage practices on nitrogen and phosphorus losses in a warm, humid climate. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 31(3), 729–733.
- Beránková, T. (2010). Přístup k hodnocení náchylnosti zemědělských povodí ke ztrátám fosforu z půdy do vody. *Vodní Hospodářství*, 60(7), 182–184.
- Bjelland, D. W., Weigel, K. A., Hoffman, P. C., Esser, N. M., & Coblenz, W. K. (2011). The effect of feeding dairy heifers diets with and without supplemental phosphorus on growth, reproductive efficiency, health, and lactation performance. *Journal of Dairy Science*, 94(12), 6233–6242.
- Bláha, L., & Maršálek, B. (2009). Toxiny sinic a jejich účinky na vodní ekosystémy. *Vodní Hospodářství*, 59(2), 50–54.
- Borovec, J., Jan, J., Hejzlar, J., Krása, J., & Rosendorf, P. (2012). Eutrofizační potenciál erozních částic v nádržích. In D. Kosour (Ed.), *Vodní nádrže 2012*, 26. - 27. září 2012 (pp. 57–61). Brno, Česká republika: Povodí Moravy, s.p.
- Boström, B., Persson, G., & Broberg, B. (1988). Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater systems. *Hydrobiologia*, 170(1), 133–155.

- Bottcher, A. B., Monke, E. J., & Huggins, L. F. (1981). Nutrient and sediment loading from a subsurface drainage system. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers*, 24(5), 1221–1226.
- Bowes, M. J., Smith, J. T., Jarvie, H. P., & Neal, C. (2008). Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *The Science of the Total Environment*, 395(2-3), 125–38.
- Bryhn, A. C. (2009). Sustainable phosphorus loadings from effective and cost-effective phosphorus management around the Baltic Sea. *PloS One*, 4(5), e5417.
- BrzÁková, M., Hejzlar, J., & Nedoma, J. (2003). Phosphorus uptake by suspended and settling seston in a stratified reservoir. *Hydrobiologia*, 504(1-3), 39–49.
- Buczko, U., & Kuchenbuch, R. O. (2007). Phosphorus indices as risk-assessment tools in the U.S.A. and Europe—a review. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 170(4), 445–460.
- Bulíček, J. (1956). *Zdravotně - vodohospodářský výzkum povodí Želivky, Text - I. a II. část.*
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(3), 559–568.
- Cerosaletti, P. E., Fox, D. G., & Chase, L. E. (2004). Phosphorus reduction through precision feeding of dairy cattle. *Journal of Dairy Science*, 87(7), 2314–2323.
- Clark, J. H., Beede, D. K., Erdman, R. A., Goff, J. P., Grummer, R. R., Linn, J. G., Weiss, W. P. (2001). *Nutrient requirements of dairy cattle*. (J. H. Clark, Ed.) (7th ed.). Washington, USA: National Academy Press.
- Coffman, C. G. (1997). A closer look at phosphorus stratification in soils. *Better Crops with Plant Food*, 81(2), 6–8.
- Correll, D. L. (1998). The role of phosphorus in the eutrophication of receiving waters: a review. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 261–266.
- Cowen, W. F., & Lee, G. F. (1976). Phosphorus availability materials transported in particulate by urban runoff. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 48(3), 580–591.
- Cowen, W. F., Sirisinha, K., & Lee, G. F. (1978). Nitrogen and phosphorus in Lake Ontario tributary waters. *Water, Air, & Soil Pollution*, 10(3), 343–350.
- Černá, L., Strnadová, N., & Pečenka, M. (2012a). Monitoring kvality vody významných přítoků řeky Želivky – řeka Trnava (1. část). *Vodní Hospodářství*, 62(10), 329–333.
- Černá, L., Strnadová, N., & Pečenka, M. (2012b). Monitoring kvality vody významných přítoků řeky Želivky – řeky Hejlovka a Bělá – 2. část. *Vodní Hospodářství*, 62(11), 369–373.
- Deasy, C., Brazier, R. E., Heathwaite, A. L., & Hodgkinson, R. A. (2009). Pathways of runoff and sediment transfer in small agricultural catchments. *Hydrological Processes*, 23, 1349–1358.
- Defew, L. H., May, L., & Heal, K. V. (2013). Uncertainties in estimated phosphorus loads as a function of different sampling frequencies and common calculation methods. *Marine and Freshwater Research*, 64(5), 373–386.
- DePinto, J. V., Young, T. C., & Martin, S. C. (1981). Algal-available phosphorus in suspended sediments from lower Great Lakes tributaries. *Journal of Great Lakes Research*, 7(3), 311–325.
- Dierberg, F. E., & DeBusk, T. A. (2008). Particulate phosphorus transformations in south Florida stormwater treatment areas used for Everglades protection. *Ecological Engineering*, 34(2), 100–115.
- Diviš, P. (2012). *Analýza vztahů zemědělského hospodaření na půdě a difúzního znečištění povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov*. Česká zemědělská Univerzita.
- Dobiáš, J., Forejt, K., Duras, J., Marcel, M., & Liška, M. (2013). Předzdrže v povodí VN Švihov - látková bilance, účinnost retence fosforu. In D. Kosour (Ed.), *Vodní nádrže 2013, 25. - 26. září 2013* (pp. 64–69). Brno, Česká republika: Povodí Moravy, s.p.
- Doležal, F., & Kvítek, T. (2004). The role of recharge zones, discharge zones, springs and tile drainage systems in peneplains of Central European highlands with regard to water quality generation processes. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 29(11-12), 775–785.

- Dorich, R. A., Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1980). Algal availability of sediment phosphorus in drainage water of the Black Creek watershed. *Journal of Environmental Quality*, 9(4), 557–563.
- Dorich, R. A., Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1984). Algal availability of phosphorus in suspended stream sediments of varying particle size. *Journal of Environmental Quality*, 13(1), 82–86.
- Dorich, R. A., Nelson, D. W., & Sommers, L. E. (1985). Estimating algal available phosphorus in suspended sediments by chemical extraction. *Journal of Environmental Quality*, 14(3), 400–405.
- Dorioz, J. M., Wang, D., Poulenard, J., & Trévisan, D. (2006). The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 117(1), 4–21.
- Dou, Z., Galligan, D. T., Ramberg, C. F., Meadows, C., & Ferguson, J. D. (2001). A survey of dairy farming in Pennsylvania: nutrient management practices and implications. *Journal of Dairy Science*, 84(4), 966–973.
- Dou, Z., Knowlton, K. F., Kohn, R. A., Wu, Z. G., Satter, L. D., Zhang, G., Ferguson, J. D. (2002). Phosphorus characteristics of dairy feces affected by diets. *Journal of Environmental Quality*, 31(6), 2058–2065.
- Dou, Z., Ramberg, C. F., Chapuis-Lardy, L., Toth, J. D., Wang, Y., Munson, R. J., Ferguson, J. D. (2007). A novel test for measuring and managing potential phosphorus loss from dairy cattle feces. *Environmental Science & Technology*, 41(12), 4361–4366.
- Dou, Z., Ramberg, C. F., Chapuis-Lardy, L., Toth, J. D., Wu, Z. G., Chase, L. E., Ferguson, J. D. (2010). A fecal test for assessing phosphorus overfeeding on dairy farms: evaluation using extensive farm data. *Journal of Dairy Science*, 93(2), 830–839.
- Drbohlav, J., & Jankovský, J. (2012). Vývoj potřeby vody v Praze. In *Voda Zlín 2002* (p. 9). Zlín: Moravská Vodárenská, a.s., Voding Hranice.
- Duras, J. (2006). Nitráty komplikují management povodí vodních nádrží. In *Magdeburský seminář 10. – 13. října 2006* (pp. 131–132). Magdeburg.
- Duras, J. (2012). Nutrienty, kvalita povrchových vod a potřeba redukce v bodových a plošných zdrojích. In *VODA FÓRUM* (pp. 29–33). Praha.
- Duras, J., Liška, M., Koželuh, M., & Forejt, K. (2011). VN Švihov (Želivka) - zajímavosti z monitoringu živin a organických mikrokontaminant. In J. Ř. Ambrožová & J. Veselá (Eds.), *Vodárenská Biologie, 2.-3. února 2011*. EKOMONITOR.
- Duras, J., Marcel, M., & Jelínková, K. (2014). Zdroje fosforu v povodí vodárenské nádrže Žlutice. In *Vodárenská biologie*.
- Duras, J., Marcel, M., Kučera, T., & Liška, M. (2013). Limnologie VN Švihov a vazby na povodí. In *Voda v krajině 2013*. Praha.
- Ebeling, A. M., Bundy, L. G., Powell, J. M., & Andraski, T. W. (2002). Dairy diet phosphorus effects on phosphorus losses in runoff from land-applied manure. *Soil Science Society of America Journal*, 66(1), 284–291.
- Eckles, C. H., Gullickson, T. W., & Palmer, L. S. (1932). *Phosphorus deficiency in the rations of cattle*. Technical Bulletin: University of Minnesota, Agricultural Experiment Station.
- Edwards, A. C., Kay, D., McDonald, A. T., Francis, C., Watkins, J., Wilkinson, J. R., & Wyer, M. D. (2008). Farmyards, an overlooked source for highly contaminated runoff. *Journal of Environmental Management*, 87(4), 551–9.
- Edwards, A. C., & Withers, P. J. A. (2007). Linking phosphorus sources to impacts in different types of water body. *Soil Use and Management*, 23(Supplement 1), 133–143.
- Edwards, A. C., & Withers, P. J. A. (2008). Transport and delivery of suspended solids, nitrogen and phosphorus from various sources to freshwaters in the UK. *Journal of Hydrology*, 350(3-4), 144–153.
- Egemose, S., & Jensen, H. S. (2009). Phosphorus forms in urban and agricultural runoff: Implications for management of Danish Lake Nordborg. *Lake and Reservoir Management*, 25(4), 410–418.

- Eghball, B., Ginting, D., & Gilley, J. E. (2004). Residual effects of manure and compost applications on corn production and soil properties. *Agronomy Journal*, 96(2), 442–447.
- Eghball, B., & Power, J. F. (1999). Phosphorus- and nitrogen-based manure and compost applications: corn production and soil phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, 63(4), 895–901.
- Eghball, B., Power, J. F., Gilley, J. E., & Doran, J. W. (1997). Nutrient, carbon, and mass loss during composting of beef cattle feedlot manure. *Journal of Environmental Quality*, 26(1), 189–193.
- Ekholm, P. (1994). Bioavailability of phosphorus in agriculturally loaded rivers in Southern Finland. *Hydrobiologia*, 287(2), 179–194.
- Ekholm, P. (1998). Algal-available phosphorus originating from agriculture and municipalities. *Monographs of the Boreal Environment Research*, (11), 64.
- Ekholm, P., & Krogerus, K. (1998). Bioavailability of phosphorus in purified municipal wastewaters. *Water Research*, 32(2), 343–351.
- Ekholm, P., & Krogerus, K. (2003). Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia*, 492(1-3), 29–42.
- Ekholm, P., & Lehtoranta, J. (2012). Does control of soil erosion inhibit aquatic eutrophication? *Journal of Environmental Management*, 93(1), 140–6.
- Ekholm, P., Malve, O., & Kirkkala, T. (1997). Internal and external loading as regulators of nutrient concentrations in the agriculturally loaded Lake Pyhäjärvi (southwest Finland). *Hydrobiologia*, 345(1), 3–14.
- Ekholm, P., Rita, H., Pitkänen, H., Rantanen, P., Pekkarinen, J., & Münster, U. (2009). Algal-available phosphorus entering the Gulf of Finland as estimated by algal assays and chemical analyses. *Journal of Environmental Quality*, 38(6), 2322–2333.
- Ellison, M. E., & Brett, M. T. (2006). Particulate phosphorus bioavailability as a function of stream flow and land cover. *Water Research*, 40(6), 1258–1268.
- Fabre, A., Qotbi, A., Dauta, A., & Baldy, V. (1996). Relation between algal available phosphate in the sediments of the River Garonne and chemically-determined phosphate fractions. *Hydrobiologia*, 335(1), 43–48.
- Ferguson, R. B., Nienaber, J. A., Eigenberg, R. A., & Woodbury, B. L. (2005). Long-term effects of sustained beef feedlot manure application on soil nutrients, corn silage yield, and nutrient uptake. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1672–1681.
- Ferris, C. P., McCoy, M. A., Patterson, D. C., & Kilpatrick, D. J. (2010). Effect of offering dairy cows diets differing in phosphorus concentration over four successive lactations: 2 Health, fertility, bone phosphorus reserves and nutrient utilisation. *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 4(4), 560–571.
- Ferris, C. P., Patterson, D. C., McCoy, M. A., & Kilpatrick, D. J. (2010). Effect of offering dairy cows diets differing in phosphorus concentration over four successive lactations: 1. Food intake, milk production, tissue changes and blood metabolites. *Animal: An International Journal of Animal Bioscience*, 4(4), 545–559.
- Fiala, D. (2012). Současné možnosti predikce koncentrace fosforu v našich tocích a jejich důsledky pro vodní hospodářství. In J. Ř. Ambrožová & J. Veselá (Eds.), *Vodárenská Biologie 2012* (pp. 72–75). Praha: EKOMONITOR.
- Fiala, D., Fučík, P., Hruška, J., Rosendorf, P., & Simon, O. (2013). Fosfor v centru pozornosti. *Vodní Hospodářství*, 63(8), 247–250.
- Fiala, D., & Rosendorf, P. (2011). Variabilita odnotu fosforu ze zemědělské půdy v měřítku mikropovodí. *Vodohospodářské Technicko-Ekonomické Informace*, 53(6), 27–31.
- Forejt, K. (1996). Historický přehled jakosti vody do nádrže. In *Želivka, problémy jakosti vody vodárenské nádrže, Praha, 31. října 1996* (pp. 43–50). Praha: Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost.
- Forejt, K., & Fuksa, J. K. (1993). Problémy s kvalitou vody nádrže Želivka v roce 1992. *Vodní Hospodářství a Ochrana Ovzduší*, 43(3), 5–8.

- Foster, I. D. L., Chapman, a. S., Hodgkinson, R. M., Jones, a. R., Lees, J. a., Turner, S. E., & Scott, M. (2003). Changing suspended sediment and particulate phosphorus loads and pathways in underdrained lowland agricultural catchments; Herefordshire and Worcestershire, U.K. *Hydrobiologia*, 494(1-3), 119–126.
- Foy, R. H. (2007). Variation in the reactive phosphorus concentrations in rivers of northwest Europe with respect to their potential to cause eutrophication. *Soil Use and Management*, 23(s1), 195–204.
- Froelich, P. N. (1988). Kinetics control of dissolved phosphate in natural rivers and estuaries: A primer on the phosphate buffer mechanism. *Limnology and Oceanography*, 33(4, part 2), 649–668.
- Fu, W., Tunney, H., & Zhang, C. (2010). Spatial variation of soil test phosphorus in a long-term grazed experimental grassland field. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 173(3), 323–331.
- Fučík, P., Bystřický, V., Doležal, F., Lechner, P., Kvítek, T., Váchal, J., & Žlábek, P. (2009). *Posuzování vlivu odvodňovacích systémů a ochranných opatření na jakost vody v zemědělsky obhospodařovaných povodích drobných vodních toků*. Praha: VÚMOP Praha,v.v.i.
- Fučík, P., Kaplická, M., Kvítek, T., Novák, P., Novotný, I., & Žížala, D. (2008). *Identifikace potenciálních zdrojových lokalit plošného zemědělského znečištění - standardizovaný podklad pro projektování komplexních pozemkových úprav*. (T. Kvítek, Ed.). Praha: VÚMOP Praha,v.v.i.
- Fučík, P., Kaplická, M., Kvítek, T., & Peterková, J. (2012). Dynamics of stream water quality during snowmelt and rainfall - runoff events in a small agricultural catchment. *CLEAN - Soil, Air, Water*, 40(2), 154–163.
- Fučík, P., Kaplická, M., Zajíček, A., & Kvítek, T. (2010). Vyhodnocení monitoringu jakosti vod v malém zemědělsko – lesním povodí: diskrétní a kontinuální přístup. *Vodní Hospodářství*, 60(8), 213–217.
- Fučík, P., Kvítek, T., Hejduk, T., & Peterková, J. (2012). Příspěvek k vyčíslení podílů zdrojů znečištění vod ze sledovaných profilů v malém odvodněném zemědělsko-lesním povodí. *Vodní Hospodářství*, 62(8), 257–264.
- Fučík, P., Kvítek, T., Lexa, M., & Novák, P. (2008). Assessing the stream water quality dynamics in connection with land use in agricultural catchments of different scales. *Soil and Water Research*, 2008(3), 98–112.
- Gächter, R., & Mares, A. (1985). Does settling seston release soluble reactive phosphorus in the hypolimnion of lakes? *Limnology and Oceanography*, 30(2), 364–371.
- Gächter, R., Ngatiah, J. M., & Stamm, C. (1998). Transport of phosphate from soil to surface waters by preferential flow. *Environmental Science & Technology*, 32(13), 1865–1869.
- Gasser, G., Rona, M., Voloshenko, A., Shelkov, R., Tal, N., Pankratov, I., Lev, O. (2010). Quantitative evaluation of tracers for quantification of wastewater contamination of potable water sources. *Environmental Science & Technology*, 44(10), 3919–25.
- Gelbrecht, J., Lengsfeld, H., Pöthig, R., & Opitz, D. (2005). Temporal and spatial variation of phosphorus input, retention and loss in a small catchment of NE Germany. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 151–165.
- Gentry, L. E., David, M. B., Royer, T. V, Mitchell, C. a, & Starks, K. M. (2007). Phosphorus transport pathways to streams in tile-drained agricultural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 36(2), 408–15.
- Grazhdani, S., Jacquin, F., & Sulce, S. (1996). Effect of subsurface drainage on nutrient pollution of surface waters in south eastern Albania. *The Science of the Total Environment*, 191(1-2), 15–21.
- Haggard, B. E., Stanley, E. H., & Storm, D. E. (2005). Nutrient retention in a point-source-enriched stream. *Journal of the North American Benthological Society*, 24(1), 29–47.
- Hanrahan, L. P., Jokela, W. E., & Knapp, J. R. (2009). Dairy diet phosphorus and rainfall timing effects on runoff phosphorus from land-applied manure. *Journal of Environmental Quality*, 38(1), 212–217.



- Hawkins, J. M. B., & Scholefield, D. (1996). Molybdate-reactive phosphorus losses in surface and drainage waters from permanent grassland. *Journal of Environmental Quality*, 25(4), 727–732.
- Haygarth, P. M., Condon, L. M., Heathwaite, A. L., Turner, B. L., & Harris, G. P. (2005). The phosphorus transfer continuum: linking source to impact with an interdisciplinary and multi-scaled approach. *The Science of the Total Environment*, 344(1-3), 5–14.
- Haygarth, P. M., Hepworth, L., & Jarvis, S. C. (1998). Forms of phosphorus transfer in hydrological pathways from soil under grazed grassland. *European Journal of Soil Science*, 49(1), 65–72.
- Haygarth, P. M., & Sharpley, A. N. (2000). Terminology of Phosphorus transfer. *Journal of Environmental Quality*, 29, 10–15.
- Heathwaite, A. L., Haygarth, P. M., Matthews, R., Preedy, N., & Butler, P. (2005). Evaluating colloidal phosphorus delivery to surface waters from diffuse agricultural sources. *Journal of Environmental Quality*, 34(1), 287–298.
- Heathwaite, A. L., Sharpley, A. N., & Gburek, W. J. (2000). A conceptual approach for integrating phosphorus and nitrogen management at watershed scales. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 158–166.
- Heinz, I., & Chour, V. (2010). Porovnání terminologie a metodických přístupů při ochraně vodních zdrojů v EU a v Plánu oblasti povodí Dolní Vltavy se zvláštním zřetelem na povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce, 1–10.
- Heinz, I., Chour, V., & Hrnčířová, M. (2010). *Integrovaný vodohospodářský management vodního zdroje Želivka*.
- Hejzlar, J. (2006). *Vodárenská nádrž Švihov na Želivce výsledky monitoringu v období 2001 – 2005 Vodárenská nádrž Švihov na Želivce*.
- Hejzlar, J. (2010). *Metodika bilanční analýzy zdrojů živin v povodí*. České Budějovice: Biologické centrum Akademie věd ČR, v.v.i. Hydrobiologický ústav.
- Helsel, D. R., & Hirsch, R. M. (2002). Statistical methods in water resources. In *Techniques of water-resources investigations of the United States Geological Survey, Book 4, Hydrologic analysis and interpretation* (p. 522). U.S. Geological Survey.
- Hemond, H. F., & Lin, K. (2010). Nitrate suppresses internal phosphorus loading in an eutrophic lake. *Water Research*, 44(12), 3645–3650.
- Hens, M., & Merckx, R. (2002). The role of colloidal particles in the speciation and analysis of “dissolved” phosphorus. *Water Research*, 36(6), 1483–92.
- Hesketh, N., & Brookes, P. C. (2000). Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 105–110.
- Hoffman, A. R., Armstrong, D. E., Lathrop, R. C., & Penn, M. R. (2009). Characteristics and influence of phosphorus accumulated in the bed sediments of a stream located in an agricultural watershed. *Aquatic Geochemistry*, 15(3), 371–389.
- Hoffmann, C. C., Kjaergaard, C., Uusi-Kämpä, J., Hansen, H. C. B., & Kronvang, B. (2009). Phosphorus retention in riparian buffers: review of their efficiency. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1942–1955.
- Holas, J., & Hrnčířová, M. (2010). Management vodárenské nádrže Wahnbachtalsperre zaměřený na omezování difuzních zdrojů znečištění. *Vodní Hospodářství*, 60(2), 22–24.
- Howarth, R. W., & Marino, R. (2006). Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51(1, part 2), 364–376.
- Hrušková, R. (2011). Opatření ke zlepšení kvality vody dodávané z ÚV Želivka. In *Voda v krajině 2011 - Management kvality a udržitelného využívání vodních zdrojů*. Praha.
- Huettl, P. J. R., Wendt, C., & Corey, R. B. (1979). Prediction of algal-available phosphorus in runoff suspensions. *Journal of Environmental Quality*, 8(1), 130–132.
- Chlum, A. (1974). *Vodní dílo Želivka*. Praha: Ministerstvo lesního a vodního hospodářství.

- James, E., Kleinman, P. J. A., Veith, T. L., Stedman, R., & Sharpley, A. N. (2007). Phosphorus contributions from pastured dairy cattle to streams of the Cannonsville Watershed, New York. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(1), 40–47.
- James, W. F., Barko, J. W., & Eakin, H. L. (2002). Labile and refractory forms of phosphorus in runoff of the Redwood River basin, Minnesota. *Journal of Freshwater Ecology*, 17(2), 297–304.
- Jarvie, H. P., Jürgens, M. D., Williams, R. J., Neal, C., Davies, J. J. L., Barrett, C., & White, J. (2005). Role of river bed sediments as sources and sinks of phosphorus across two major eutrophic UK river basins: the Hampshire Avon and Herefordshire Wye. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 51–74.
- Jarvie, H. P., Neal, C., Williams, R. J., Neal, M., Wickham, H. D., Hill, L. K., White, J. (2002). Phosphorus sources, speciation and dynamics in the lowland eutrophic River Kennet, UK. *The Science of the Total Environment*, 282-283, 175–203.
- Jarvie, H. P., Neal, C., Withers, P. J. A., Baker, D. B., Richards, R. P., & Sharpley, A. N. (2011). Quantifying phosphorus retention and release in rivers and watersheds using extended end-member mixing analysis (E-EMMA). *Journal of Environmental Quality*, 40(2), 492–504.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Scott, J. T., Haggard, B. E., Bowes, M. J., & Massey, L. B. (2012). Within-river phosphorus retention: accounting for a missing piece in the watershed phosphorus puzzle. *Environmental Science & Technology*, 46, 13284–13292.
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Spears, B., Buda, A. R., May, L., & Kleinman, P. J. A. (2013). Water quality remediation faces unprecedented challenges from „Legacy Phosphorus“. *Environmental Science & Technology*, 47(16), 8997–8998. doi:10.2134/jeq2013.03.0098.(3)
- Jarvie, H. P., Sharpley, A. N., Withers, P. J. A., Scott, J. T., Haggard, B. E., & Neal, C. (2013). Phosphorus mitigation to control river eutrophication: murky waters, inconvenient truths, and “postnormal” science. *Journal of Environmental Quality*, 42(2), 295–304.
- Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., Bowes, M. J., Palmer-Felgate, E. J., Harper, D. M., Wasiak, K., Armstrong, L. K. (2010). Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 135(4), 238–252.
- Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., & Neal, C. (2002). Review of robust measurement of phosphorus in river water: sampling, storage, fractionation and sensitivity. *Hydrology and Earth System Sciences*, 6(1), 113–132.
- Jensen, H. S., Bendixen, T., & Andersen, F. Ø. (2006). Transformation of particle-bound phosphorus at the land–sea interface in a danish estuary. *Water, Air, & Soil Pollution: Focus*, 6(6), 547–555.
- Jobbágy, E. G., & Jackson, R. B. (2001). The distribution of soil nutrients with depth: Global patterns and the imprint of plants. *Biogeochemistry*, 53(1), 51–77.
- Johnson, K. N., Kleinman, P. J. a., Beegle, D. B., Elliott, H. a., & Saporito, L. S. (2011). Effect of dairy manure slurry application in a no-till system on phosphorus runoff. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 90(2), 201–212.
- Jokela, W. E., Coblenz, W. K., & Hoffman, P. C. (2012). Dairy heifer manure management, dietary phosphorus, and soil test P effects on runoff phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1600–1611.
- Källqvist, T., & Berge, D. (1990). Biological availability of phosphorus in agricultural runoff compared to other phosphorus sources. *Verhandlungen Des Internationalen Verein Limnologie*, 24, 214–217.
- Karásek, P., Konečná, J., & Nováková, E. (2013). Identifikace zdrojů potenciálního plošného zemědělského znečištění v povodí Jihlavy. In D. Kosour (Ed.), *Vodní nádrže 2013, 25. - 26. září 2013* (pp. 79–81). Brno, Česká republika: Povodí Moravy, s.p.
- Kayhanian, M., Suverkropp, C., Ruby, A., & Tsay, K. (2007). Characterization and prediction of highway runoff constituent event mean concentration. *Journal of Environmental Management*, 85(2), 279–295.
- Kieckbusch, J. J., & Schrautzer, J. (2007). Nitrogen and phosphorus dynamics of a re-wetted shallow-flooded peatland. *The Science of the Total Environment*, 380(1-3), 3–12.

- King, K. W., Williams, M. R., & Fausey, N. R. (2015). Contributions of systematic tile drainage to watershed-scale phosphorus transport. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 486–494.
- Kinley, R. D., Gordon, R. J., & Stratton, G. W. (2010). Soil test phosphorus as an indicator of nitrate-nitrogen leaching risk in tile drainage water. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 84(4), 413–417.
- Kleinman, P. J. A., Bryant, R. B., Reid, W. S., Sharpley, A. N., & Pimentel, D. (2000). Using soil phosphorus behavior to identify environmental thresholds. *Soil Science*, 165(12), 943–950.
- Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., Buda, A. R., McDowell, R. W., & Allen, A. L. (2011). Soil controls of phosphorus in runoff: Management barriers and opportunities. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(3), 329–338.
- Klement, V. (2012). Význam agrochemického zkoušení zemědělských půd pro zemědělskou praxi. In I. Kršková (Ed.), *Seminář k výročí 50 let AZPP v České republice a 40 let Dlouhodobých výživářských pokusů v ÚKZÚZ 14.11.2012*. Praha, Těšnov: Ministerstvo zemědělství.
- Klement, V., & Sušil, A. (2010). *Výsledky agrochemického zkoušení zemědělských půd za období 2004 - 2009*.
- Knowlton, K. F., & Herbein, J. H. (2002). Phosphorus partitioning during early lactation in dairy cows fed diets varying in phosphorus content. *Journal of Dairy Science*, 85(5), 1227–1236.
- Krátký, M., Beneš, J., Goldbach, J., Forejt, K., Kendík, T., Soukupová, K., & Šeborová, M. (2009). Činnost státního podniku Povodí Vltavy v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce. *Vodní Hospodářství*, 59(9), 319–329.
- Kronvang, B., Audet, J., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, H. S., & Larsen, S. E. (2012). Phosphorus load to surface water from bank erosion in a Danish lowland river basin. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 304–313.
- Kubala, P. (2012). Naše největší vodárenská nádrž Švihov na Želivce má svého ministerského zmocněnce. *Vodní Hospodářství*, 62(7), 272.
- Kunzová, E. (2009). *Výživa rostlin a hnojení fosforem*. Praha, Ruzyně: Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., Praha.
- Kvítek, T., & Doležal, F. (2003). Vodní a živinný režim povodí Kopaninského toku na Českomoravské Vysočině. *Acta Hydrologica Slovaca*, 4(2), 255–264.
- Kvítek, T., Žlábek, P., Bystřický, V., Fučík, P., Lexa, M., Gergel, J., Ondr, P. (2009). Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic. *Physics and Chemistry of the Earth*, 34(8-9), 541–551.
- Lambert, R. S. (2012). *Great Lakes tributary phosphorus bioavailability*.
- Lee, G. F., Jones, R. A., & Rast, W. (1980). Availability of phosphorus to phytoplankton and its implications for phosphorus management strategies. In R. C. Loehr (Ed.), *Phosphorus management strategies for lakes* (pp. 259–308). Ann Arbor, Michigan, USA: Ann Arbor Science.
- Lemunyon, J. L., & Gilbert, R. G. (1993). The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of Production Agriculture*, 6(4), 483–496.
- Lewis, W. M., & Wurtsbaugh, W. A. (2008). Control of lacustrine phytoplankton by nutrients: erosion of the phosphorus paradigm. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5), 446–465.
- Lexa, M., Kvítek, T., Hejzlar, J., & Fučík, P. (2006). Vliv drenážních systémů na koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v povodí VN Švihov. *Vodní Hospodářství*, 56(8), 246–250.
- Liikanen, A., Puustinen, M., Koskiahio, J., Väisänen, T., Martikainen, P., & Hartikainen, H. (2004). Phosphorus removal in a wetland constructed on former arable land. *Journal of Environmental Quality*, 33(3), 1124–1132.
- Liška, M., Dobiáš, J., Duras, J., Soukupová, K., & Válek, J. (2013). Vnos látek do VN Švihov povodňovou vlnou v roce 2013. In D. Kosour (Ed.), *Vodní nádrže 2013, 25. - 26. září 2013* (pp. 90–95). Brno, Česká republika: Povodí Moravy, s.p.

- Liška, M., & Duras, J. (2011). VN Švihov – monitoring kvality vody v povodí a jeho výsledky. *Vodní Hospodářství*, 61(3), 93–98.
- Liška, M., Duras, J., & Forejt, K. (2010). VN Švihov - vývoj kvality vody v povodí. In J. Ř. Ambrožová (Ed.), *Vodárenská biologie 2010, 3.-4.2. 2010* (pp. 137–144). Praha.
- Liška, M., Forejt, K., Koželuh, M., Soukupová, K., & Tajč, V. (2013). Problematika výskytu pesticidů v povodích vodárenských zdrojů. In D. Kosour (Ed.), *Vodní nádrže 2013, 25. - 26. září 2013* (pp. 84–89). Brno: Povodí Moravy, s.p.
- Liška, M., Fučík, P., Dobiáš, J., Wildová, P., Koželuh, M., Válek, J., Zajíček, A. (2015). Problematika výskytu pesticidních látek v povrchových vodách v povodí vybraných vodárenských zdrojů. *Vodní Hospodářství*, 65(1), 1–6.
- Liška, M., Krátký, M., Goldbach, J., Soukupová, K., & Forejt, K. (2012). Největší zdroj pitné vody v České republice – vodárenská nádrž Švihov na Želivce. *Vodní Hospodářství*, 62(3), 78–82.
- Liu, J., Khalaf, R., Ulén, B., & Bergkvist, G. (2013). Potential phosphorus release from catch crop shoots and roots after freezing-thawing. *Plant and Soil*, 371(1-2), 543–557.
- Liu, X., Zhang, X., & Zhang, M. (2008). Major factors influencing the efficacy of vegetated buffers on sediment trapping: a review and analysis. *Journal of Environmental Quality*, 37(5), 1667–1674.
- Liu, Y., Fu, Q., & Yin, C. (2009). Phosphorus sorption and sedimentation in a multipond system within a headstream agricultural watershed. *Water Quality Research Journal of Canada*, 44(3), 243–252.
- Loeb, R., Lamers, L. P. M., & Roelofs, J. G. M. (2008). Prediction of phosphorus mobilisation in inundated floodplain soils. *Environmental Pollution*, 156(2), 325–331.
- Lopez, H., Kanitz, F. D., Moreira, V. R., Satter, L. D., & Wiltbank, M. C. (2004). Reproductive performance of dairy cows fed two concentrations of phosphorus. *Journal of Dairy Science*, 87(1), 146–157.
- Macintosh, K. A., Jordan, P., Cassidy, R., Arnscheidt, J., & Ward, C. (2011). Low flow water quality in rivers; septic tank systems and high-resolution phosphorus signals. *The Science of the Total Environment*, 412-413, 58–65.
- Maguire, R. O., Mullins, G. L., & Brosius, M. (2008). Evaluating long-term nitrogen- versus phosphorus-based nutrient management of poultry litter. *Journal of Environmental Quality*, 37(5), 1810–1816.
- Maguire, R. O., & Sims, J. T. (2002). Soil testing to predict phosphorus leaching. *Journal of Environmental Quality*, 31(5), 1601–1609.
- Matula, J. (2009). Possible phosphorus losses from the top layer of agricultural soils by rainfall simulations in relation to multi-nutrient soil tests. *Plant, Soil and Environment*, 55(12), 511–518.
- May, L., Place, C., OMalley, M., & Spears, B. M. (2011). *The impact of phosphorus inputs from small discharges on designated freshwater sites*. Edinburgh.
- Mayer, P. M., Reynolds, S. K., McCutchen, M. D., & Canfield, T. J. (2007). Meta-analysis of nitrogen removal in riparian buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 1172–1180.
- Mayer, T., Kunt, K. W., & Moller, A. (1991). Total and bioavailable particulate phosphorus loads from the Niagara River in 1987 and 1988. *Journal of Great Lakes Research*, 17(4), 446–453.
- Maynard, J. J., O'Geen, A. T., & Dahlgren, R. A. (2009). Bioavailability and fate of phosphorus in constructed wetlands receiving agricultural runoff in the San Joaquin Valley, California. *Journal of Environmental Quality*, 38(1), 360–372.
- McCormick, S., Jordan, C., & Bailey, J. S. (2009). Within and between-field spatial variation in soil phosphorus in permanent grassland. *Precision Agriculture*, 10(3), 262–276.
- McDowell, L. L., & McGregor, K. C. (1984). Plant nutrient losses in runoff from conservation tillage corn. *Soil & Tillage Research*, 4, 79–91.
- McDowell, R. W. (2009). The use of safe wallows to improve water quality in deer farmed catchments. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 52(1), 81–90.

- McDowell, R. W. (2012). Minimising phosphorus losses from the soil matrix. *Current Opinion in Biotechnology*, 23(6), 860–865.
- McDowell, R. W., & Condron, L. M. (2012). Phosphorus and the Winchmore trials: review and lessons learnt. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 55(2), 119–132.
- McDowell, R. W., & Sharpley, A. N. (2001a). Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 508–520.
- McDowell, R. W., & Sharpley, A. N. (2001b). Phosphorus losses in subsurface flow before and after manure application to intensively farmed land. *The Science of the Total Environment*, 278(1-3), 113–125.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., Condron, L. M., Haygarth, P. M., & Brookes, P. (2001). Processes controlling soil phosphorus release to runoff and implications for agricultural management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 59(3), 269–284.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., & Folmar, G. (2001). Phosphorus export from an agricultural watershed: linking source and transport mechanisms. *Journal of Environmental Quality*, 30(5), 1587–95.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., & Folmar, G. J. (2003). Modification of phosphorus export from an eastern USA catchment by fluvial sediment and phosphorus inputs. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 99(1-3), 187–199.
- McDowell, R. W., Sharpley, A. N., & Kleinman, P. J. A. (2002). Integrating phosphorus and nitrogen decision management at watershed scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 38(2), 479–491.
- Meals, D. W., Dressing, S. A., & Davenport, T. E. (2010). Lag time in water quality response to best management practices: a review. *Journal of Environmental Quality*, 39(1), 85–96.
- Messiga, A. J., Ziadi, N., Morel, C., & Parent, L.-E. (2010). Soil phosphorus availability in no-till versus conventional tillage following freezing and thawing cycles. *Canadian Journal of Soil Science*, 90(3), 419–428.
- Michaud, A. R., & Laverdière, M. R. (2004). Cropping, soil type and manure application effects on phosphorus export and bioavailability. *Canadian Journal of Soil Science*, 84(3), 295–305.
- Miller, J. J., Chanasyk, D. S., Curtis, T. W., & Olson, B. M. (2011). Phosphorus and nitrogen in runoff after phosphorus- or nitrogen-based manure applications. *Journal of Environmental Quality*, 40(3), 949–958.
- Morse, D., Head, H. H., Wilcox, C. J., van Horn, H. H., Hissem, C. D., & Harris, B. (1992). Effects of concentration of dietary phosphorus on amount and route of excretion. *Journal of Dairy Science*, 75(11), 3039–3049.
- Murphy, J., & Riley, J. P. (1962). A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*, 27, 31–36.
- Neal, C., Jarvie, H. P., Neal, M., Love, A. J., Hill, L., & Wickham, H. D. (2005). Water quality of treated sewage effluent in a rural area of the upper Thames Basin, southern England, and the impacts of such effluents on riverine phosphorus concentrations. *Journal of Hydrology*, 304(1-4), 103–117.
- Neal, C., Jarvie, H. P., Withers, P. J. A., Whitton, B. A., & Neal, M. (2010). The strategic significance of wastewater sources to pollutant phosphorus levels in English rivers and to environmental management for rural, agricultural and urban catchments. *The Science of the Total Environment*, 408(7), 1485–500.
- Neal, C., Williams, R. J., Bowes, M. J., Harrass, M. C., Neal, M., Rowland, P., Jarvie, H. P. (2010). Decreasing boron concentrations in UK rivers: insights into reductions in detergent formulations since the 1990s and within-catchment storage issues. *The Science of the Total Environment*, 408(6), 1374–1385.
- Nelson, N. O., & Shober, A. L. (2012). Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. *Journal of Environmental Quality*, 41(6), 1703–1710.

- Novák, P., Fučík, P., Novotný, I., Hejduk, T., & Žížala, D. (2012). An integrated approach for management of agricultural non-point pollution sources in the Czech Republic. *Acta Universitatis Carolinae Geographica*, 47(2), 33–43.
- Novotny, V. (2009). Cyanobacteria blooms and hypertrophy in reservoirs with a focus on the Želivka River. *Vodní Hospodářství*, 59(5), 151–160.
- Novotny, V. (2011). The danger of hypertrophic status of water supply impoundments resulting from excessive nutrient loads from agricultural and other sources. *Journal of Water Sustainability*, 1(1), 1–22.
- O'Rourke, S. M., Foy, R. H., Watson, C. J., Ferris, C. P., & Gordon, A. (2010). Effect of varying the phosphorus content of dairy cow diets on losses of phosphorus in overland flow following surface applications of manure. *Journal of Environmental Quality*, 39(6), 2138–2146.
- Odongo, N. E., McKnight, D., KoekKoek, A., Fisher, J. W., Sharpe, P., Kebreab, E., McBride, B. W. (2007). Long-term effects of feeding diets without mineral phosphorus supplementation on the performance and phosphorus excretion in high-yielding dairy cows. *Canadian Journal of Animal Science*, 87(4), 639–646.
- Olson, B. M., Mckenzie, R. H., Larney, F. J., & Bremer, E. (2010). Nitrogen- and phosphorus-based applications of cattle manure and compost for irrigated cereal silage. *Canadian Journal of Soil Science*, 90(4), 619–635.
- Osborne, L. L., & Kovacic, D. a. (1993). Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29(2), 243–258.
- Pacini, N., & Gächter, R. (1999). Speciation of riverine particulate phosphorus during rain events. *Biogeochemistry*, 47(1), 87–109.
- Páleníček, L. (2009). Zakládání porostů kukuřice technologií P & L. Retrieved from <http://www.pal.cz/article/4752.seti-kukurice/>
- Pečenka, M., Holas, J., Martínek, F., Markéta Hrnčířová, Hrušková, P., & Wanner, J. (2011). *Komplexní řešení znečištění ve vybraném dílčím povodí vodárenské nádrže švihov*.
- Pečenka, M., Holas, J., Wanner, J., & Vojtěchovský, R. (2007). *Zhodnocení zátěže povodí vodárenské nádrže švihov nutrienty*. Praha.
- Persson, G. (1990). Utilization of phosphorus in suspended particulate matter as tested by algal bioassays. *Verhandlungen Des Internationalen Verein Limnologie*, 24, 242–246.
- Persson, G. (2001). Phosphorus in tributaries to Lake Mälaren, Sweden: analytical fractions, anthropogenic contribution and bioavailability. *Ambio*, 30(8), 486–495.
- Peters, R. H. (1981). Phosphorus availability and its tributaries in Lake Memphremagog. *Limnology and Oceanography*, 26(6), 1150–1161.
- Petticrew, E. L., & Gregor, D. J. (1982). *The bioavailability of phosphorus in the Avon River*.
- Pionke, H. B., Gburek, W. J., & Sharpley, A. N. (2000). Critical source area controls on water quality in an agricultural watershed located in the Chesapeake Basin. *Ecological Engineering*, 14(4), 325–335.
- Pionke, H. B., & Kunishi, H. M. (1992). Phosphorus status and content of suspended sediment in a Pennsylvania watershed. *Soil Science*, 153(6), 452–462.
- Poirier, S.-C., Whalen, J. K., & Michaud, A. R. (2012). Bioavailable phosphorus in fine-sized sediments transported from agricultural fields. *Soil Science Society of America Journal*, 76(1), 258–267.
- Polyakov, V., Fares, A., & Ryder, M. H. (2005). Precision riparian buffers for the control of nonpoint source pollutant loading into surface water: A review. *Environmental Reviews*, 13(3), 129–144.
- Powell, J. M., Jackson-Smith, D. B., & Satter, L. D. (2002). Phosphorus feeding and manure nutrient recycling on Wisconsin dairy farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 62(3), 277–286.
- Powell, J. M., Li, Y., Wu, Z., Broderick, G. a., & Holmes, B. J. (2008). Rapid assessment of feed and manure nutrient management on confinement dairy farms. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 82(2), 107–115.

- Quitt, E. (1971). *Klimatické oblasti Československa*. Brno: Geografický ústav ČSAV.
- Reynolds, C. S., & Davies, P. S. (2001). Sources and bioavailability of phosphorus fractions in freshwaters: a British perspective. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society*, 76(1), 27–64.
- Riddle, M. U., & Bergström, L. F. (2013). Phosphorus leaching from two soils with catch crops exposed to freeze–thaw cycles. *Agronomy Journal*, 105(3), 803–811.
- Richards, R. P., & Baker, D. B. (2002). Trends in water quality in LEASEQ rivers and streams (Northwestern Ohio), 1975–1995. *Journal of Environmental Quality*, 31(1), 90.
- Richards, R. P., Baker, D. B., & Eckert, D. J. (2002). Trends in agriculture in the LEASEQ watersheds, 1975–1995. *Journal of Environmental Quality*, 31(1), 17.
- Roberts, W. M., Stutter, M. I., & Haygarth, P. M. (2012). Phosphorus retention and remobilization in vegetated buffer strips: a review. *Journal of Environmental Quality*, 41(2), 389–399.
- Rosendorf, P. (1996). Soupis publikací a zpráv zabývajících se výzkumem nádrže. In J. Fuksa (Ed.), *Želivka 1996 - problémy jakosti vody vodárenské nádrže* (pp. 63–65). Praha: Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost.
- Rosendorf, P., Fiala, D., Baudišová, D., Ansorgová, A., Benáková, A., Benáková, I., Zámečnicková, H. (2011). Plošné a difúzní zdroje znečištění. In P. Rosendorf (Ed.), *Výzkum a ochrana hydrosféry – výzkum vztahů a procesů ve vodní složce životního prostředí, orientovaný na vliv antropogenních tlaků, její trvalé užívání a ochranu, včetně legislativních nástrojů* (pp. 204–216). Praha: Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.M.
- Rosendorf, P., Zahrádka, V., Dostál, T., Ansorge, L., Beránek, J., & Krása, J. (2013). Metodika hodnocení eutrofizačního potenciálu zdrojů fosforu v povodí vodních nádrží – podklad k výběru efektivních opatření k omezení eutrofizace. In D. Kosour (Ed.), *Vodní nádrže 2013, 25. - 26. září 2013* (pp. 44–50). Brno, Česká republika: Povodí Moravy, s.p.
- Satter, L. D., Klopfenstein, T. J., Erickson, G. E., & Powell, J. M. (2005). Phosphorus and dairy/beef nutrition. In A. N. Sharpley & J. T. Sims (Eds.), *Phosphorus in Agriculture and the Environment* (Agronomy M., pp. 587–606). Madison, Wisconsin, USA.
- Scalenghe, R., Edwards, A. C., Marsan, F. A., & Barberis, E. (2002). The effect of reducing conditions on the solubility of phosphorus in a diverse range of European agricultural soils. *European Journal of Soil Science*, 53(3), 439–447.
- Sharpley, A. N. (1985). The selective erosion of plant nutrients in runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 49, 1527–1534.
- Sharpley, A. N. (2003). Soil mixing to decrease surface stratification of phosphorus in manured soils. *Journal of Environmental Quality*, 32(4), 1375–1384.
- Sharpley, A. N., & Beegle, D. B. (2001). *Managing phosphorus for agriculture and the environment*.
- Sharpley, A. N., Daniel, T. C., Gibson, G., Bundy, L. G., Cabrera, M., Sims, J. T., Parry, R. (2006). *Best management practices to minimize agricultural phosphorus impacts on water quality*.
- Sharpley, A. N., Herron, S., & Daniel, T. C. (2007). Overcoming the challenges of phosphorus-based management in poultry farming. *Journal of Soil and Water Conservation*, 62(6), 375–389.
- Sharpley, A. N., Jarvie, H. P., Buda, A. R., May, L., Spears, B. M., & Kleinman, P. J. A. (2013). Phosphorus legacy: overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*, 42(5), 1308–1325.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. a, Heathwaite, a L., Gburek, W. J., Folmar, G. J., & Schmidt, J. P. (2008). Phosphorus loss from an agricultural watershed as a function of storm size. *Journal of Environmental Quality*, 37(2), 362–8.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J. A., McDowell, R. W., Gitau, M., & Bryant, R. B. (2002). Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), 425–439.

- Sharpley, A. N., Richards, R. P., Herron, S., & Baker, D. B. (2012). Case study comparison between litigated and voluntary nutrient management strategies. *Journal of Soil and Water Conservation*, 67(5), 442–450.
- Sharpley, A. N., & Smith, S. J. (1994). Wheat tillage and water quality in the Southern plains. *Soil and Tillage Research*, 30(1), 33–48.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., Jones, O. R., Berg, W. A., & Coleman, G. A. (1992). The transport of bioavailable phosphorus in agricultural runoff. *Journal of Environmental Quality*, 21(1), 30–35.
- Sharpley, A. N., Smith, S. J., & Stewart, B. A. (1984). Forms of phosphorus in soil receiving cattle feedlot waste. *Journal of Environmental Quality*, 13(2), 211–215.
- Shepard, R. (2005). Nutrient management planning: Is it the answer to better management? *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(4), 171–176.
- Schärer, M., Stamm, C., Vollmer, T., Frossard, E., Oberson, A., H., F., & Sinaj, S. (2007). Reducing phosphorus losses from over-fertilized grassland soils proves difficult in the short term. *Soil Use and Management*, 23(Supplement 1), 154–164.
- Schauser, I., Chorus, I., & Lewandowski, J. (2006). Effects of nitrate on phosphorus release: comparison of two Berlin lakes. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34(4), 325–332.
- Scheffer, M., Portielje, R., & Zambrano, L. (2003). Fish facilitate wave resuspension of sediment. *Limnology and Oceanography*, 48(5), 1920–1926.
- Schilling, K. E., & Libra, R. D. (2000). The relationship of nitrate concentrations in streams to row crop land use in Iowa. *Journal of Environmental Quality*, 29(6), 1846–1851. doi:10.2134/jeq2000.00472425002900060016x
- Schindler, D. W. (1974). Eutrophication and recovery in experimental lakes: implications for lake management. *Science*, 184(4139), 897–899.
- Schindler, D. W. (2006). Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51(1\_part\_2), 356–363.
- Schindler, D. W. (2012). The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1746), 4322–4333.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., Findlay, D. L., Stainton, M. P., Parker, B. R., Paterson, M. J., Kasian, S. E. M. (2008). Eutrophication of lakes cannot be controlled by reducing nitrogen input: results of a 37-year whole-ecosystem experiment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 105(32), 11254–11258.
- Schindler, D. W., Hecky, R. E., & McCullough, G. K. (2012). The rapid eutrophication of Lake Winnipeg: Greening under global change. *Journal of Great Lakes Research*, 3(3), 6–13.
- Schönbrunner, I. M., Preiner, S., & Hein, T. (2012). Impact of drying and re-flooding of sediment on phosphorus dynamics of river-floodplain systems. *The Science of the Total Environment*, 432, 329–337.
- Schoumans, O., Chardon, W. J., Bechmann, M., Gascuel-Oudou, C., Hofman, G., Kronvang, B., Dorioz, J. M. (2014). Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: A review. *The Science of the Total Environment*.
- Schreiber, J. D. (1999). Nutrient leaching from corn residues under simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 28(6), 1864–1870. Retrieved from 64
- Simard, R. R., Beauchemin, S., & Haygarth, P. M. (2000). Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *Journal of Environment Quality*, 29(1), 97–105.
- Sims, J. T., Simard, R. R., & Joern, B. C. (1998). Phosphorus loss in agricultural drainage: historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*, 27(2), 277–293.
- Smělý, O. (2009). Management projektů vodohospodářské infrastruktury a možnosti jejich financování. In *Voda v krajině 2009*. Praha: Ekosystém s.r.o.
- Smith, D. R., King, K. W., Johnson, L., Francesconi, W., Richards, P., Baker, D., & Sharpley, A. N. (2015). Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 495–502.



- Smith, D. R., Warnemuende, E. A., Huang, C., & Heathman, G. C. (2007). How does the first year tilling a long-term no-tillage field impact soluble nutrient losses in runoff? *Soil and Tillage Research*, 95(1-2), 11–18.
- Søndergaard, M., Kristensen, P., & Jeppesen, E. (1992). Phosphorus release from resuspended sediment in the shallow and wind exposed Lake Arresø, Denmark. *Hydrobiologia*, 228(1), 91–99.
- Sonzogni, W. C., Chapra, S. C., Armstrong, D. E., & Logan, T. J. (1982). Bioavailability of phosphorus inputs to lakes. *Journal of Environmental Quality*, 11(4), 555–563.
- Stamm, C., Flühler, H., Gächter, R., Leuenberger, J., & Wunderli, H. (1998). Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *Journal of Environmental Quality*, 27(3), 515–522.
- Sterner, R. W. (2008). On the phosphorus limitation paradigm for lakes. *International Review of Hydrobiology*, 93(4-5), 433–445.
- Stevens, C. J., & Quinton, J. N. (2009). Diffuse pollution swapping in arable agricultural systems. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 39(6), 478–520.
- Stone, M., & English, M. C. (1993). Geochemical composition, phosphorus speciation, and mass transport of fine-grained sediment in two Lake Erie tributaries. *Hydrobiologia*, 253(1-3), 17–29.
- Surridge, B. W. J., Heathwaite, A. L., & Baird, A. J. (2007). The release of phosphorus to porewater and surface water from river riparian sediments. *Journal of Environmental Quality*, 36(5), 1534–1544.
- Surridge, B. W. J., Heathwaite, A. L., & Baird, A. J. (2012). Phosphorus mobilisation and transport within a long-restored floodplain wetland. *Ecological Engineering*, 44, 348–359.
- Szogi, A. A., Bauer, P. J., & Vanotti, M. B. (2012). Vertical distribution of phosphorus in a sandy soil fertilized with recovered manure phosphates. *Journal of Soils and Sediments*, 12(3), 334–340.
- Tiemeyer, B., Kahle, P., & Lennartz, B. (2009). Phosphorus losses from an artificially drained rural lowland catchment in North-Eastern Germany. *Agricultural Water Management*, 96(4), 677–690.
- Tiessen, K. H. D., Elliott, J. A., Yarotski, J., Lobb, D. A., Flaten, D. N., & Glozier, N. E. (2010). Conventional and conservation tillage: influence on seasonal runoff, sediment, and nutrient losses in the Canadian Prairies. *Journal of Environmental Quality*, 39(3), 964–980.
- Tlapáková, M. (2011). *Zpráva o výsledcích monitoringu jakosti a množství povrchových vod v povodí vodárenské nádrže Švihov na Želivce v období 2006-2010*. Praha.
- Toth, J. D., Dou, Z., Ferguson, J. D., Galligan, D. T., & Ramberg, C. F. (2006). Nitrogen- vs. phosphorus-based dairy manure applications to field crops: nitrate and phosphorus leaching and soil phosphorus accumulation. *Journal of Environmental Quality*, 35(6), 2302–2312.
- Turner, B. L., Driessen, J. P., Haygarth, P. M., & Mckelvie, I. D. (2003). Potential contribution of lysed bacterial cells to phosphorus solubilisation in two rewetted Australian pasture soils. *Soil Biology & Biochemistry*, 35, 187–189.
- Turner, B. L., & Haygarth, P. M. (2001). Phosphorus solubilization in rewetted soils. *Nature*, 411, 258.
- Ulén, B., Aronsson, H., Bechmann, M., Krogstad, T., Øygarden, L., & Stenberg, M. (2010). Soil tillage methods to control phosphorus loss and potential side-effects: a Scandinavian review. *Soil Use and Management*, 26(2), 94–107.
- Ulén, B., Bechmann, M., Folster, J., Jarvie, H. P., & Tunney, H. (2007). Agriculture as a phosphorus source for eutrophication in the north-west European countries, Norway, Sweden, United Kingdom and Ireland: a review. *Soil Use and Management*, 23(Supplement 1), 5–15.
- Uusitalo, R. (2004). *Potential bioavailability of particulate phosphorus in runoff from arable clayey soils*.

- Uusitalo, R., Turtola, E., Kauppila, T., & Lilja, T. (2001). Particulate phosphorus and sediment in surface runoff and drainflow from clayey soils. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 589–595.
- Uusitalo, R., Turtola, E., Puustinen, M., Paasonen-Kivekäs, M., & Uusi-Kämppä, J. (2003). Contribution of particulate phosphorus to runoff phosphorus bioavailability. *Journal of Environmental Quality*, 32(6), 2007–2016.
- Uusitalo, R., Yli-halla, M., & Turtola, E. (2000). Suspended soil as a source of potentially bioavailable phosphorus in surface runoff waters from clay soils. *Water Research*, 34(9), 2477–2482.
- Vadas, P. A., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., & Turner, B. L. (2005). Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. *Journal of Environmental Quality*, 34(2), 572–580.
- Vitousek, P. M., Aber, J. B., Howarth, R. W., Likens, G. E., Matson, P. A., Schindler, D. W., Tilman, D. G. (1997). Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7(3), 737–750.
- Withers, P. J. A., & Jarvie, H. P. (2008). Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *The Science of the Total Environment*, 400(1-3), 379–95.
- Withers, P. J. A., Jarvie, H. P., Hodgkinson, R. A., Palmer-Felgate, E. J., Bates, A., Neal, M., Wickham, H. D. (2009). Characterization of phosphorus sources in rural watersheds. *Journal of Environmental Quality*, 38(5), 1998–2011.
- Withers, P. J. A., Jarvie, H. P., & Stoate, C. (2011). Quantifying the impact of septic tank systems on eutrophication risk in rural headwaters. *Environment International*, 37(3), 644–653.
- Withers, P. J. A., Jordan, P., May, L., Jarvie, H. P., & Deal, N. E. (2013). Do septic tank systems pose a hidden threat to water quality? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 12, 123–130.
- Withers, P. J. A., May, L., Jarvie, H. P., Jordan, P., Doody, D. G., Foy, R. H., Deal, N. (2012). Nutrient emissions to water from septic tank systems in rural catchments: Uncertainties and implications for policy. *Environmental Science & Policy*, 24, 71–82.
- Wu, Z. G., & Satter, L. D. (2000). Milk production and reproductive performance of dairy cows fed two concentrations of phosphorus for two years. *Journal of Dairy Science*, 83(5), 1052–1063.
- Wu, Z. G., Satter, L. D., Blohowiak, A. J., Stauffacher, R. H., & Wilson, J. H. (2001). Milk production, estimated phosphorus excretion, and bone characteristics of dairy cows fed different amounts of phosphorus for two or three years. *Journal of Dairy Science*, 84(7), 1738–1748.
- Wu, Z. G., Satter, L. D., & Sojo, R. (2000). Milk production, reproductive performance, and fecal excretion of phosphorus by dairy cows fed three amounts of phosphorus. *Journal of Dairy Science*, 83(5), 1028–1041.
- Yan, W., Yin, C., & Tang, H. (1998). Nutrient retention by multipond systems: mechanisms for the control of nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality*, 27(5), 1009–1017.
- Young, T. C., DePinto, J. V., Martin, S. C., & Bonner, J. S. (1985). Algal-available particulate phosphorus in the Great Lakes basin. *Journal of Great Lakes Research*, 11(4), 434–446.
- Young, T. C., & DePinto, J. V. (1982). Algal-availability of particulate phosphorus from diffuse and point sources in the lower Great Lakes basin. *Hydrobiologia*, 91-92(1), 111–119.
- Young, T. C., DePinto, J. V., Flint, S. E., & Switzenbaum, M. S. (1982). Algal availability of phosphorus in municipal wastewater. *Journal (Water Pollution Control Federation)*, 54(11), 1505–1516.
- Zajíček, A., Kvítek, T., Kaplická, M., Doležal, F., Kulhavý, Z., Bystřický, V., & Žlábek, P. (2011). Drainage water temperature as a basis for verifying drainage runoff composition on slopes. *Hydrological Processes*, 25(20), 3204–3215.

- Zhang, X., Liu, X., Zhang, M., Dahlgren, R. A., & Eitzel, M. (2010). A review of vegetated buffers and a meta-analysis of their mitigation efficacy in reducing nonpoint source pollution. *Journal of Environmental Quality*, 39(1), 76–84.
- Znachor, P., Jurczak, T., Komárková, J., Jezberová, J., Mankiewicz, J., Kaštovská, K., & Zapomnělová, E. (2006). Summer changes in cyanobacterial bloom composition and microcystin concentration in eutrophic czech reservoirs. *Environmental Toxicology*, 21, 236–243.

**Příloha č. 1 / Biologická dostupnost partikulovaného P při použití různých metod**

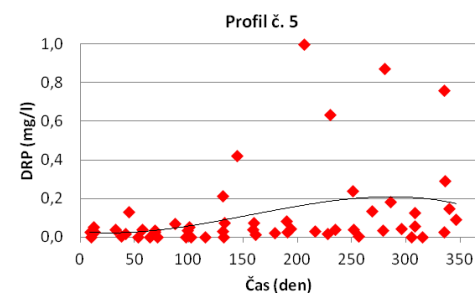
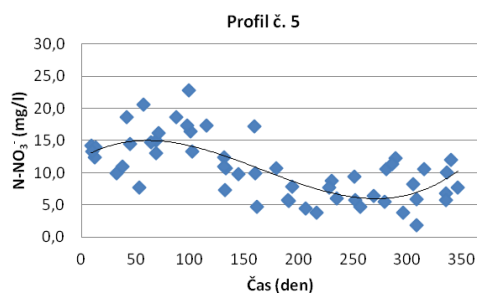
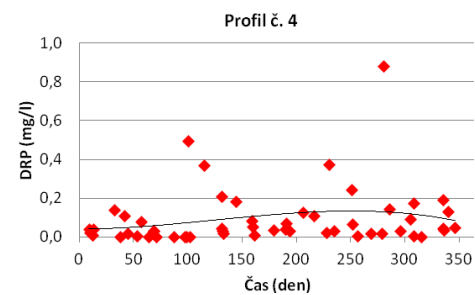
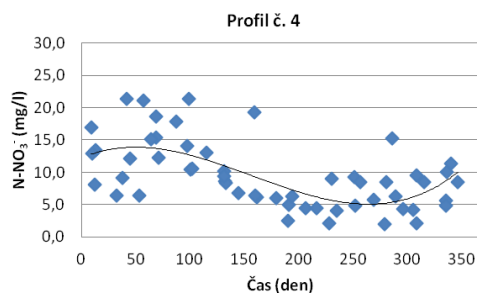
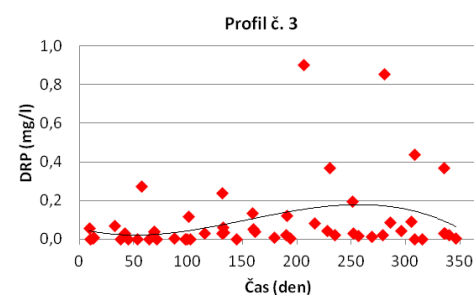
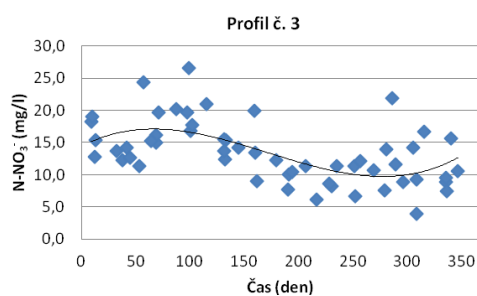
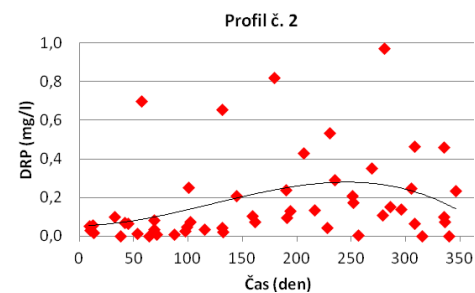
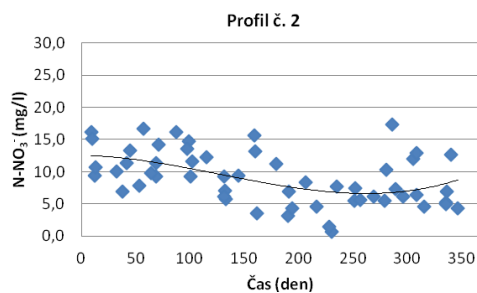
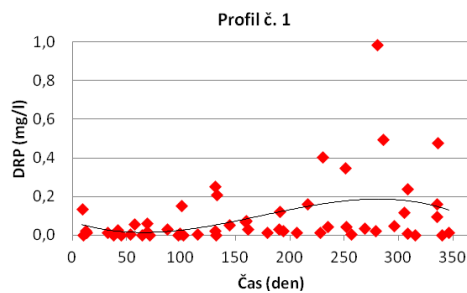
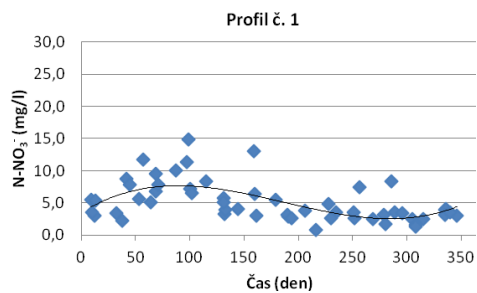
<b>Autor</b>	<b>%PBAPP</b>	<b>Typ vzorku</b>	<b>Počet vzorků</b>	<b>Použitá metoda / Frakcionační schéma</b>	<b>Lokalita</b>	<b>Měřítka, vzorkování, poznámky</b>
<b>Armstrong et al. 1979</b>	<b>14-37</b>	říční	39	AER, ChE (NaOH, HCl)	<i>přítoky Velkých jezer, USA</i>	
<b>Auer et al. 1998</b>	<b>25</b>	říční	b(1)	DCDA**, ChE (NaOH, HCl)	<i>přítoky nádrže Cannonsville, New York, USA</i>	
	<b>48</b>		s(1)			
<b>Baker 2011</b>	<b>21-31</b>	říční	s(231)	FOS, ChE (NaOH)	<i>přítoky Velkých jezer, USA</i>	
<b>Borovec et al. 2012</b>	<b>4</b>	zemědělská půda	56	ChE(H <sub>2</sub> O, BD, NaOH, HCl, HNO <sub>3</sub> )	<i>Česká republika</i>	<i>vzorky půd bazálního monitoringu</i>
<b>Cowen, Lee 1976</b>	<b>30</b>	urbánní	s(12)	19 až 22-denní BT**	<i>Madison, Wisconsin, USA</i>	
	<b>33-46</b>		s(12)	ChE (HCl, H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> )		
	<b>22-27</b>		s(12)	ChE (NaOH, NaCl)		
	<b>13-17</b>		s(12)	Cl-AER		
<b>Cowen et al. 1978</b>	<b>&lt;5</b>	říční	25	18-denní řasový test**	<i>přítoky a potoky jezera Ontario</i>	
	<b>38</b>		12	18-denní řasový test** (autokláv)		
	<b>6-50</b>		25	HCl-H <sub>2</sub> SO <sub>4</sub> , NaOH-NaCl, Cl-AER		
<b>DePinto et al. 1981</b>	<b>22</b>	smíšený	s	DCDA**, ChE (NaOH, CBD, HCl)	<i>přítoky jezera Ontario a Erijského, USA</i>	
<b>Dierberg, DeBusk 2008</b>	<b>30</b>	říční	s	odhad (vstup/výstup z mokřadu)	<i>Florida, USA</i>	
<b>Dorich et al. 1980</b>	<b>20,7</b>	smíšené	s	14-denní řasový test**, ChE (NH <sub>4</sub> F, NaOH, HCl)	<i>Black Creek, povodí řeky Maumee, Indiana, USA</i>	
<b>Dorich et al. 1984</b>	<b>40,2</b>	zemědělské	s	14-denní řasový test**, ChE (NaOH, HCl)	<i>Black Creek, povodí řeky Maumee, Indiana, USA</i>	<i>vzorkování v zimě</i>
	<b>45,1</b>	smíšené				
<b>Dorich et al. 1985</b>	<b>21,0</b>	zemědělské, smíšené	s(28)	2denní**	<i>Black Creek, povodí řeky Maumee, Indiana, USA</i>	
	<b>25,3</b>			14-denní řasový test**		
	<b>36</b>			ChE (NaOH, HCl)		
	<b>22</b>			ChE (NH <sub>4</sub> F, NaOH, HCl)		
	<b>31</b>			ChE (NTA)		
	<b>45</b>			Al-AER		
<b>Egemose, Jensen 2009</b>	<b>62</b>	urbánní	s(24)	ChE (H <sub>2</sub> O, BD, NaOH, HCl)	<i>přítoky jezera Nordborg, Dánsko</i>	<i>6 povodí (1-40 ha)</i>
	<b>76</b>	zemědělské	s(32)			<i>8 povodí (4-375 ha)</i>
<b>Ekholm 1994</b>	<b>5,1 (0-13)</b>			DCDA	<i>jižní Finsko</i>	

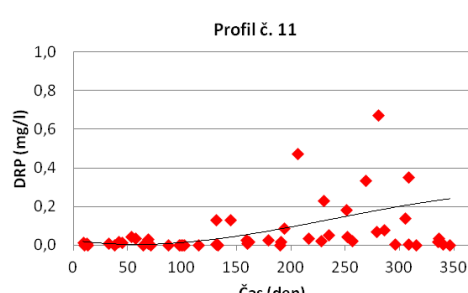
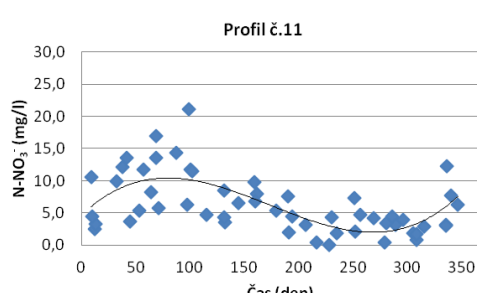
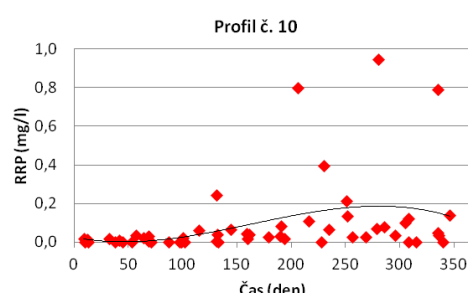
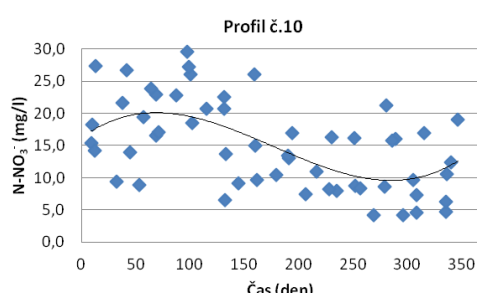
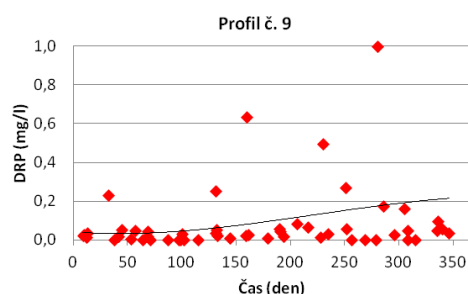
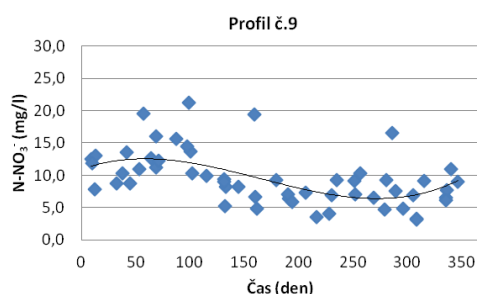
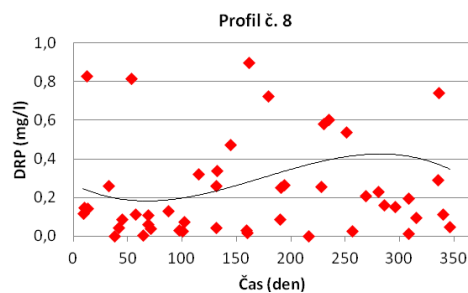
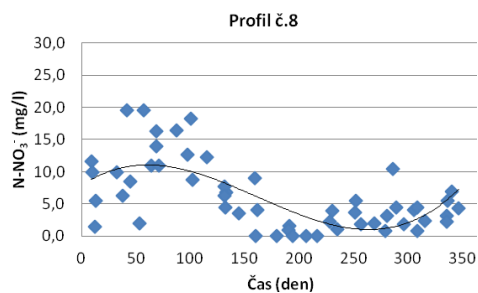
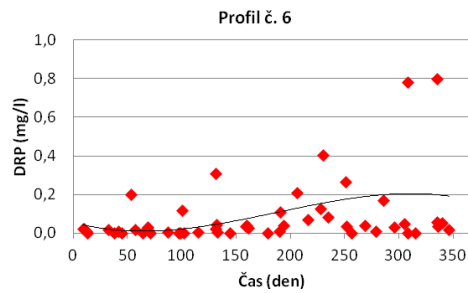
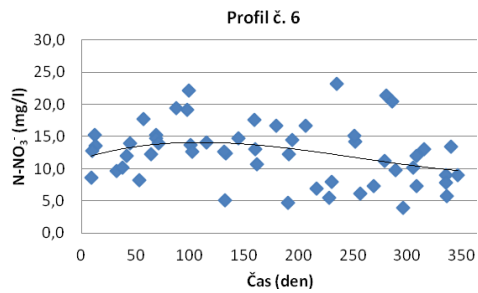
<b>Ekholm 1998</b>	4 (0-13)	zemědělské řeky		DCDA**, BA**, ChE	jižní Finsko	
	20 (17-24)	zemědělská půda				
	25 (0-54)	ČOV				
<b>Ekholm, Krogerus 1998</b>	25 (0-54)	komunální		DCDA**		
<b>Ekholm, Krogerus 2003</b>	17 ±5	zemědělské	b(11)	DCDA**	jižní Finsko	
	4,5 ±8,8	lesní	b(19)			
	3,5 ±2,1	malé řeky	b(14)			
	3,8 ±6,1	velké řeky	b(12)			
<b>Ellison, Brett 2006</b>	20 (13)	lesní	b(s)	14-denní řasový test**	povodí řek Duwamish a Snohomish,	
	29 (22)	smíšené	b(s)			
	22 (26)	zemědělské	b(s)		Washington, USA	
	73 (19)	urbánní	b(s)			
<b>Fabre et al. 1996</b>	3,9	říční dnový sediment	47	AER	řeka Garonne, Francie	odběr vzorků po zvýšeném průtoku a sedimentaci částic
	11,5			ChE (NaOH)		
	14,8			ChE (Ca-NTA)		
	19,5			ChE (Na-EDTA)		
	16,9			řasový test <i>Scenedesmus crassus</i>		
<b>Huetl et al. 1979.</b>	20-40			Al-AER		extrakce ze zem. půd
				1-denní a 2-denní řasový test**		
<b>James et al. 2002</b>	44	říční	s	ChE (NH <sub>4</sub> Cl, BD, NaOH, HCl)	řeka Redwood, Minnesota, USA	jen 25% TP reziduální
<b>Jensen et al. 2006</b>	49-86	říční - zemědělské	36	ChE (NaCl, NaBD, NaOH, HCl, HCl)	řeky Odense, Vindinge, Brede, Skjern, Varde, Vidå, Dánsko	PP vázaný na Fe (38-78%)
<b>Kronvang et al. 2012</b>	71	říční		ChE (BD, NaOH, HCl)	řeka Odense, Dánsko	
<b>Lambert 2012</b>	36 ±19	smíšené	b,s	DCDA**, CHE (NaOH, HCl)	přítoky Velkých jezer, USA	BA DOP - 67±19%
<b>Lee et al. 1979</b>	20					
<b>Logan et al. 1979</b>	43-89			ChE (NaOH, CDB)		
<b>Mayer et al. 1991</b>	45				řeka Niagára	
<b>Maynard et al. 2009</b>	17-31	zemědělské	8+8	ChE (NH <sub>4</sub> Cl, BD, NaOH, HCl, residual)	povodí řeky San Joaquin, Kalifornie, USA	2 povodí (450 a 2300 ha)
<b>Michaud, Laverdière 2004</b>	51-86	povrchový odtok - orná, TTP		ChE (NaOH)	Castor Brook, jihozápadní Québec, Kanada	simulovaný povrchový odtok

<b>Pacini, Gachter 1999</b>	<b>25-70</b>	smíšené	s	ChE (NH <sub>4</sub> Cl, BD, NaOH, HCl)	řeka Kleine Aa, povodí jezera Sempach, Švýcarsko	7 km <sup>2</sup>
<b>Persson et al. 2001</b>	<b>45</b>	lesní			přítoky jezera Mälaren, jižní Švédsko	
	<b>45</b>	zemědělské				
<b>Peters 1981</b>	<b>17-66</b>	říční	b	ChE (chloroform)	přítoky jezera Memphremagog	
<b>Petticrew, Gregor 1982</b>	<b>17-73</b>	smíšené	b,s (81)	ChE (CDB, NaOH, HCl), DCDA**	řeka Avon, Stratford n. Avonou, Anglie	
<b>Pionke, Kunishi 1992</b>	<b>42</b>	povrch. odtok - orná	s (56)	ChE (HClO <sub>4</sub> , NaOH, Cl-AER)	Pennsylvánie, USA	2 povodí (7,4 km <sup>2</sup> )
<b>Poirier et al. 2012</b>	33 (23-47)	zemědělské,	s(9)	ChE (NaOH)	Missisquoi Bay, Quebec, Canada	8 polí, ploché povodí
		drenážní	s(19)			
<b>Sharpley et al. 1992</b>	<b>9-69</b>	zemědělské	s	ChE (NaOH)		20 povodí (1,6-5,6 ha)
<b>Uusitalo et al. 2000</b>	<b>5-10</b>	povrchový odtok - orná, TTP	s(183)	AER	jižní Finsko	0,046-3 ha
<b>Uusitalo et al. 2003</b>	<b>6-10</b>	zemědělské	s(71)	AER	jižní Finsko	0,063-3,14 ha
	<b>34-58</b>	drenážní		ChE (BD)		
<b>Young et al. 1982</b>	<b>63</b>	komunální		DCDA ( <i>Scenedesmus sp.</i> ), ChE (NaOH)	jezera Ontario, Shagawa, Erijské, USA	4 ČOV
<b>Young et al. 1985</b>	<b>63</b>	odpadní vody	b,s (16)	DCDA**, <i>Scenedesmus sp.</i>	přítoky Velkých jezer, USA	
	<b>24</b>	říční	s(42)	ChE (CDB, NaOH, HCl)		
	<b>10,5-54</b>	jezerní sediment				
	<b>0</b>	břehový substrát				
<b>Citované v člancích</b>						
<b>Persson 1990</b>	<b>41</b>	říční	6	řasový test	Sävjaån and Fyrisån, j. Mälaren	Persson 2001
	<b>41</b>	zemědělské		<i>Chlamydomonas sp.</i>		
	<b>55</b>	lesní		<i>Aphanizomenon flos aquae</i>		
<b>Young, DePinto 1982</b>	<b>40-50</b>					Persson 2001
<b>Källqvist, Berge 1990</b>	<b>40</b>				Norsko	Persson 2001

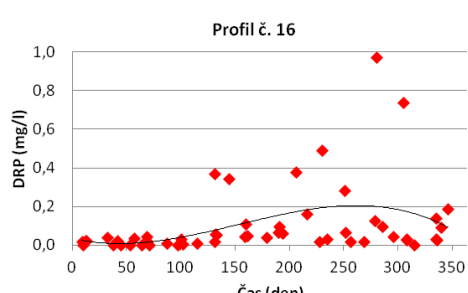
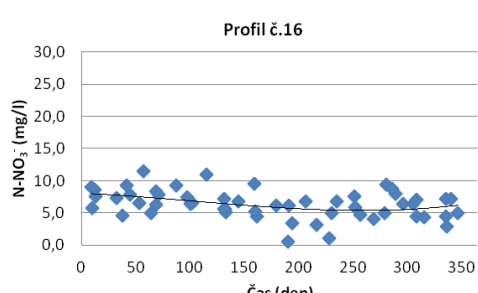
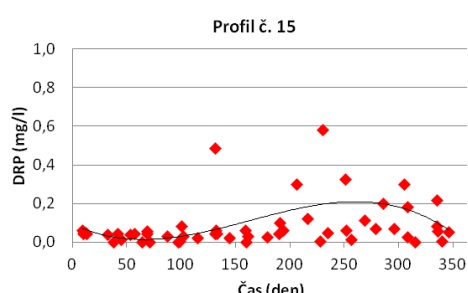
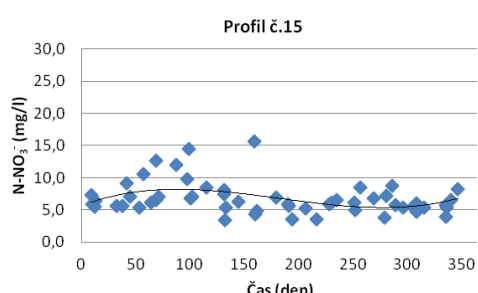
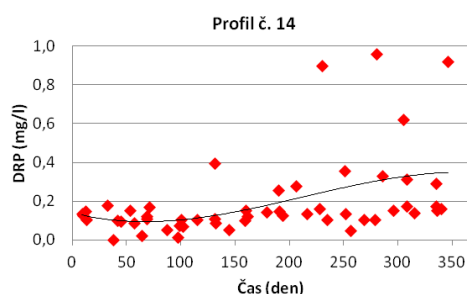
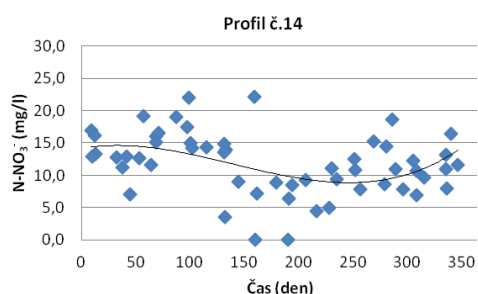
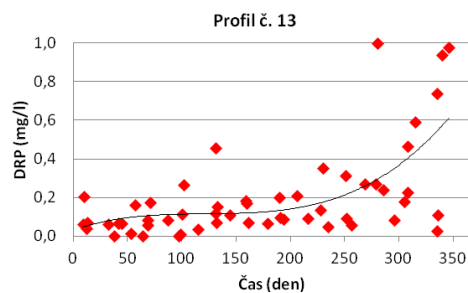
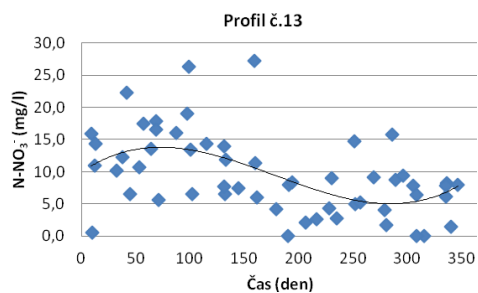
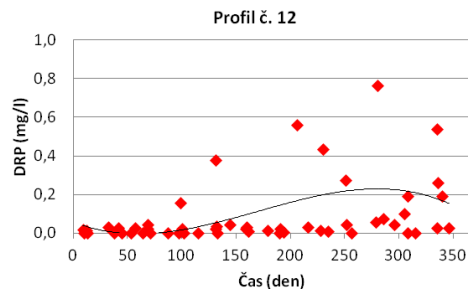
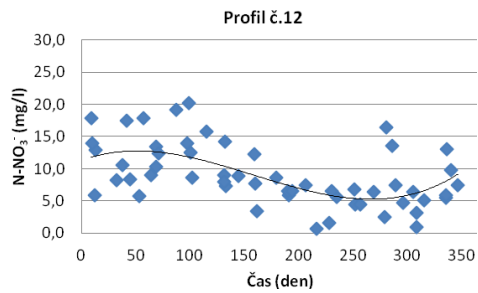
Seznam použitých zkratk: \*\*Při řasovém testu použita *Pseudokirchneriella subcapitata* Korschikov (dříve *Selenastrum capricornutum* Printz); FOS – proužky impregnované amorfními oxidy železa (angl. *ferric oxide coated strips*); BA - batch assay, AER – extrakce pomocí aniontové výměny (angl. *anion exchange resin*); ChE – chemická extrakce (angl. *chemical extraction*); BT – lahvový test (angl. *bottle test*); DCDA – (angl. *dual culture diffusion apparatus*); NTA – kyselina nitrilotrioctová (angl. *nitrilotriacetic acid*); EDTA – kyselina ethylendiamintetraoctová (Chelaton 2, angl. *ethylenediaminetetraacetic acid*); CDB – extrakce kyselinou citrónovou (C<sub>6</sub>H<sub>8</sub>O<sub>7</sub>), dithioničtanem sodným (Na<sub>2</sub>S<sub>2</sub>O<sub>4</sub>) a hydrogenuhličitanem sodným (angl. *citrate-bicarbonate-dithionite*); BD – extrakce dithioničtanem sodným a uhličitanem sodným (angl. *bicarbonate-dithionite*); s – maximální průtok, srážko-odtoková událost, průtoková vlna (angl. *stormflow*); b – základní odtok (angl. *baseflow*)

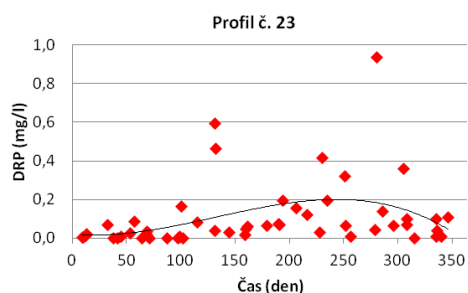
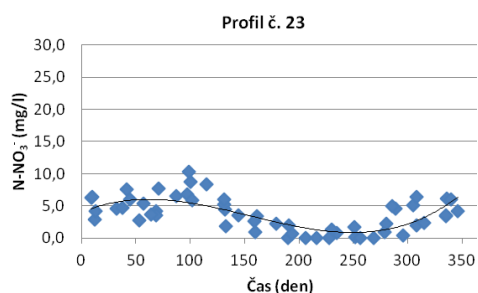
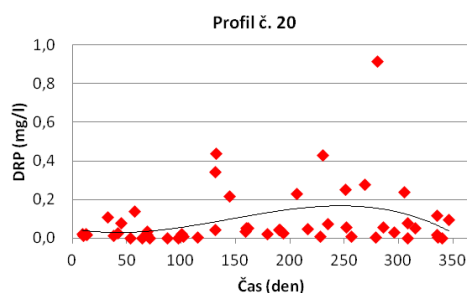
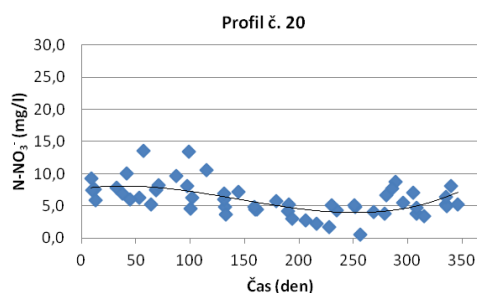
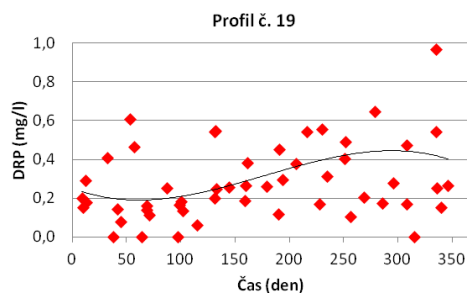
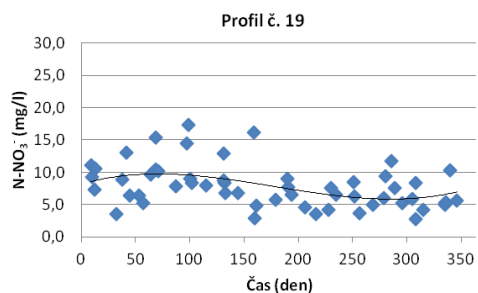
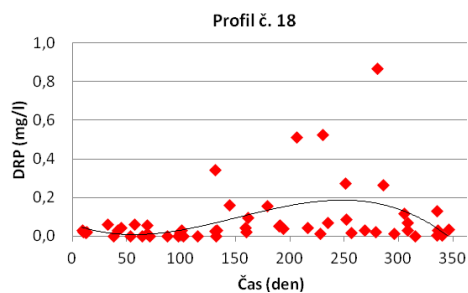
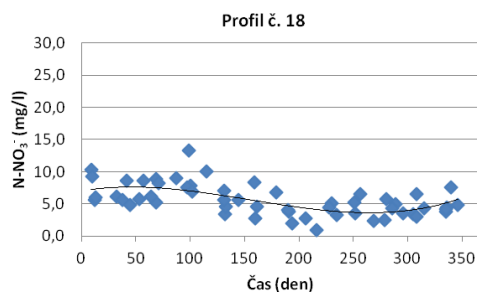
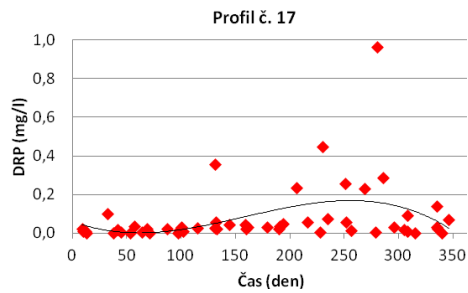
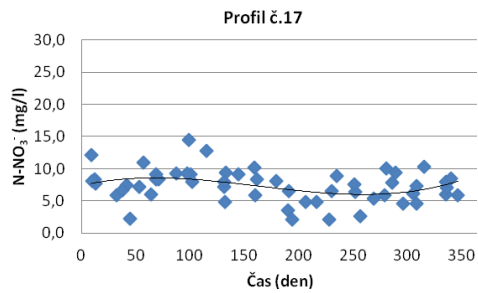
## Příloha č. 2 / Trendy koncentrací N-NO<sub>3</sub><sup>-</sup> a DRP v průběhu roku











**Příloha č. 3 / Hodnoty faktorů land use jednotlivých povodí a výsledky monitoringu jakosti vody**

	Počet obyv. na km <sup>2</sup>	Počet obyv.	Rekreanti	Rozloha (ha)	Vodní plochy (ha)	Vodní plochy (%)	Odvodnění (ha)	Odvodnění (%)	Orná půda (ha)	Orná půda (%)	TTP (ha)	TTP (%)	Zeměd. půda	průměr N-NO <sub>3</sub> <sup>-</sup>	medián DRP
<b>1 Bělský potok</b>	2,30	14	10	608,54	2,17	0,36	12,95	2,13	181,1	29,8	37,4	6,1	35,9	5,11	0,028
<b>2 Od Arnešovic</b>	41,70	90,5	20	217,01	0,85	0,39	20,08	9,25	113,5	52,3	50,1	23,1	75,4	9,09	0,091
<b>3 Od Radějova</b>	9,25	41,8	18	452,08	1,44	0,32	111,56	24,68	302,2	66,9	37,4	8,3	75,1	13,51	0,031
<b>4 Bořetický potok</b>	13,38	391,9	139	2928,38	9,17	0,31	283,98	9,70	1335,2	45,6	288,9	9,9	55,5	9,55	0,038
<b>5 Přední Žlab</b>	24,61	191,4	144	777,73	3,60	0,46	99,27	12,76	523,6	67,3	67,0	8,6	75,9	10,61	0,039
<b>6 Zadní Žlab</b>	1,61	6,2	2	385,18	1,13	0,29	65,12	16,91	195,4	50,7	23,4	6,1	56,8	12,42	0,024
<b>8 Pod Lesnou</b>	103,80	70,9	39	68,30	1,29	1,89	14,98	21,94	41,0	60,0	5,2	7,6	67,7	6,18	0,151
<b>9 Smrčinský potok</b>	15,52	126,4	34	814,43	2,06	0,25	80,51	9,89	303,9	37,3	90,0	11,0	48,4	9,54	0,028
<b>10 Od Trubárního r.</b>	0,00	0	0	90,54	1,02	1,12	29,32	32,38	73,6	81,3	5,3	5,8	87,2	14,98	0,027
<b>11 Sádecký potok</b>	0,66	2	20	303,41	1,49	0,49	2,92	0,96	43,8	14,5	1,4	0,5	14,9	6,33	0,016
<b>12 Panský potok</b>	1,10	4	0	364,80	2,51	0,69	102,67	28,14	155,7	42,7	40,4	11,1	53,8	9,07	0,023
<b>13 Od Jetřichovce</b>	99,10	158,6	16	160,05	0,86	0,54	28,31	17,69	80,8	50,5	17,5	10,9	61,4	9,53	0,111
<b>14 Od Bratřic</b>	145,52	169	50	116,13	0,53	0,46	24,84	21,39	65,9	56,7	19,9	17,1	73,9	11,82	0,137
<b>15 Kurážský potok</b>	31,34	120,3	3	383,83	0,09	0,02	38,15	9,94	88,9	23,2	16,1	4,2	27,4	6,78	0,046
<b>16 Huťský potok</b>	11,21	151,4	24	1350,63	2,67	0,20	125,44	9,29	459,5	34,0	138,9	10,3	44,3	6,36	0,036
<b>17 Vočadlo</b>	6,84	93,8	8	1371,51	5,52	0,40	132,28	9,64	526,0	38,4	102,9	7,5	45,9	7,38	0,025
<b>18 Barborka</b>	31,42	802	50	2552,49	42,66	1,67	468,74	18,36	1055,8	41,4	381,3	14,9	56,3	5,64	0,032
<b>19 Od Zhořce</b>	169,89	135	10	79,46	0,31	0,39	11,36	14,30	25,1	31,6	14,1	17,8	49,4	7,85	0,253
<b>20 Novomlýnský p.</b>	12,95	222,5	25	1718,17	6,66	0,39	277,87	16,17	726,9	42,3	332,3	19,3	61,6	6,08	0,036
<b>23 Od Kozlova</b>	1,27	5,5	5	433,70	4,22	0,97	74,10	17,09	147,0	33,9	21,8	5,0	38,9	3,74	0,046

