

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH

ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA

Katedra krajinného managementu

Studijní program: N4106 Zemědělská specializace
Studijní obor: Pozemkové úpravy a převody nemovitostí
Katedra: Katedra krajinného managementu
Vedoucí katedry: doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.

DIPLOMOVÁ PRÁCE

**Analýza koncentrací živin ve vodách a jejich odnosů z vybraného
povodí**

Autor diplomové práce: Bc. Veronika Jirkovská

Vedoucí diplomové práce: Ing. Václav Bystřický, Ph.D.

České Budějovice, duben 2014

JIHOČESKÁ UNIVERZITA V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
Fakulta zemědělská
Akademický rok: 2012/2013

ZADÁNÍ DIPLOMOVÉ PRÁCE

(PROJEKTU, UMĚLECKÉHO DÍLA, UMĚLECKÉHO VÝKONU)

Jméno a příjmení: **Bc. Veronika JIRKOVSKÁ**
Osobní číslo: **Z12693**
Studijní program: **N4106 Zemědělská specializace**
Studijní obor: **Pozemkové úpravy a převody nemovitostí**
Název tématu: **Analýza koncentrací živin ve vodách a jejich odnosů z vybraného povodí**
Zadávací katedra: **Katedra krajinného managementu**

Z á s a d y p r o v y p r a c o v á n í :


Rešerše na dané téma.
Výběr vhodného povodí pro analýzu koncentrací a odnosů živin a jeho popis.
Explorační analýza dat.
Analýza časových řad koncentrací a odnosů živin - trendy, sezónnosti.
Vliv celkového odtoku na koncentrace živin v toku.

Rozsah grafických prací: **dle potřeby**
Rozsah pracovní zprávy: **55 stran textu**
Forma zpracování diplomové práce: **tištěná/elektronická**
Seznam odborné literatury:

Maidment, D.R. (ed.). Handbook of hydrology. McGraw-Hill, New York, 1993, 1424 s.
Novotny, V. Water quality - Diffuse pollution and watershed management. Northeastern University Boston, 2003, John Wiley and Sons, New York, 864 s.
Pitter, P. Hydrochemie. vydavatelství VŠCHT, Praha, 2009, 592 s.
Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (ed.) Nitrate: processes, patterns and management. John Wiley and Sons Ltd., 1993, 456 s.
časopisy: Science of the total environment, Journal of hydrology, Physics and chemistry of the earth, Journal of environmental management, atd.

Vedoucí diplomové práce: **Ing. Václav Bystřický, Ph.D.**
Katedra krajinného managementu

Datum zadání diplomové práce: **4. března 2013**
Termín odevzdání diplomové práce: **30. dubna 2014**


prof. Ing. Miloslav Šoch, CSc.
děkan

JIHOČESKÁ UNIVERZITA
V ČESKÝCH BUDĚJOVICÍCH
ZEMĚDĚLSKÁ FAKULTA
studijní oddělení
Studentská 13
370 05 České Budějovice


doc. Ing. Pavel Ondr, CSc.
vedoucí katedry

V Českých Budějovicích dne 20. března 2013

Prohlášení

Prohlašuji, že svoji diplomovou práci jsem vypracovala samostatně pouze s použitím pramenů a literatury uvedených v seznamu citované literatury.

Prohlašuji, že v souladu s § 47b zákona č. 111/1998 Sb. v platném znění souhlasím se zveřejněním své diplomové práce, a to v nezkrácené podobě (v úpravě vzniklé vypuštěním vyznačených částí archivovaných Zemědělskou fakultou JU) elektronickou cestou ve veřejně přístupné části databáze STAG provozované Jihočeskou univerzitou v Českých Budějovicích na jejích internetových stránkách.

V Českých Budějovicích dne 21.4.2014

.....

Bc. Veronika Jirkovská

Poděkování

Ráda bych na tomto místě poděkovala svému vedoucímu práce Ing. Václavu Bystřickému, Ph.D. za odborné vedení, cenné rady, ochotu a trpělivost při zpracování této práce. Dále bych chtěla poděkovat za podporu a pomoc své rodině a přátelům.

Abstrakt

Cílem práce byla analýza přítomnosti trendu dlouhodobých časových řad koncentrací a odnosů živin, a jejich popis. Hodnoceny byly koncentrace sloučenin dusíku a fosforu. Analýza byla provedena na vybraných subpovodích velkých, středních a malých ploch. Všechna sledovaná subpovodí se nacházejí v povodí VN Švihov. Trendy byly testovány pomocí neparametrických metod – Mann-Kendallův test, Sezónní Mann-Kendallův test a Kendallův korelační koeficient τ .

V rámci práce jsou obecně popsány koloběhy sledovaných živin, dusíku a fosforu. Dále jsou zde charakterizovány faktory ovlivňující vyplavování těchto živin do vod (z povodí). V práci je také nastíněn vývoj jakosti vody v ČR, který byl ovlivněn politicko-ekonomickými změnami v Evropě v 2. polovině 20. století.

Klíčová slova: jakost vody, dusík, fosfor, Mann-Kendallův test, trendy časových řad

Abstract

The aim of this study was to analyze the presence of the trend of long-term time series of concentrations and losses of nutrients and their descriptions. The concentrations of nitrogen and phosphorus compounds were evaluated. The analysis was performed on selected catchment of large, medium and small areas. All observed catchment are located in the basin of dam Švihov. Trends were tested using non parametric methods - Mann-Kendall test, Seasonal Mann-Kendall test and Kendall's correlation coefficient τ .

In this study there are generally described monitored cycles of nutrients, nitrogen and phosphorous. There are also characterized the factors, which effect leaching of these nutrients to water (from the catchment). The paper also outlines the progression of water quality in the Czech Republic, which was influenced by political and economic changes in Europe in the second half of the 20th century.

Keywords: water quality, nitrogen, phosphorus, Mann-Kendall test, the trends of the time series

OBSAH

1. ÚVOD	7
2. REŠERŠE	8
2.1 Koloběh dusíku v přírodě	8
2.2 Koloběh fosforu v přírodě	11
2.3 Faktory ovlivňující vyplavování N a P.....	14
2.3.1 Land use	14
2.3.1.1 Orná půda.....	14
2.3.1.2 Louky	14
2.3.1.3 Lesy.....	15
2.3.2 Atmosférická depozice.....	15
2.3.3 Hnojení.....	15
2.3.4 Půda a její vlastnosti	16
2.3.5 Odpadní vody	16
2.4 Vývoj jakosti vody v ČR a Evropě.....	17
2.4.1 Jakost vody povodí VN Švihov.....	23
2.4.1.1 Bodové zdroje znečištění v povodí.....	23
2.4.1.2 Plošné zdroje znečištění v povodí.....	24
2.4.1.3 Problém eutrofizace vody	24
3. MATERIÁL	25
3.1 Povodí Želivky – popis území.....	27
3.2 Subpovodí Želivky	31
3.3 Povodí Kopaninského toku	32
3.4 Subpovodí Kopaninského toku	33
4. METODY	34
4.1 Sběr dat.....	35
4.2 Použité metody vyhodnocení dat	37
4.2.1 Mann–Kendallův test	37
4.2.2 Sezónní Mann–Kendallův test	38
4.2.3 Kendallův koeficient pořadové korelace.....	38
4.2.4 Kvantitativní vyjádření ztrát živin z povodí (výpočet odnosů).....	39
4.2.5 Bod zvratu	40
5. VÝSLEDKY A DISKUSE	41
5.1 Analýza časových řad koncentrací živin	41
5.1.1 Analýza trendů časových řad koncentrací živin.....	41
5.1.2 Analýza trendů časových řad odnosů živin.....	52
5.1.3 Hodnocení statistických ukazatelů koncentrací a odnosů vybraných subpovodí	57
6. ZÁVĚR	60
7. LITERATURA	61
8. SEZNAM OBRÁZKŮ	68
9. SEZNAM TABULEK	69
10. PŘÍLOHY	71

1. ÚVOD

Voda, půda a vzduch jsou základními kameny umožňujícími život na Zemi. Lidská existence je odedávna spojena s vodními zdroji. Voda nás doprovází prakticky při všech našich činnostech. Avšak stejně tak dlouho, jak dlouho žije člověk na této planetě, tak ovlivňuje všechny přírodní zdroje, a to včetně vody. S rostoucí vyspělostí lidské společnosti a technickým pokrokem jsou zásahy do vodního prostředí stále častější a mají negativnější účinky. Dochází ke změnám vlastností vody, z nichž některé jsou tak zásadní, že se pro nás tento tak drahocenný zdroj stává naprosto nepoužitelný.

Problémy v oblasti vody a vodních zdrojů se vyskytují na národní, mezinárodní i celosvětové úrovni a řeší se jak množství dostupné vody, tak její kvalita. Nejhorší stav z hlediska nedostatku vody se týká hlavně států Afriky, Jižní Ameriky, Indie, Austrálie a některých dalších, kde je situace tak vážná, že na jednoho obyvatele na den připadá jen několik litrů vody, která není valné kvality.

Česká republika zatím problémy takového rozsahu nemá, ale tento stav nemusí dlouho trvat. Významně je u nás ovlivněna jakost povrchových vod bodovými a plošnými zdroji znečištění. Navíc když vezmeme v potaz, že jsme „střechou Evropy“, kde pramení několik významných vodních toků, tak neovlivňujeme vodní zdroje jen u nás, ale námi vyprodukované znečištění posíláme po vodě dál do dalších zemí.

Pro naše samotné přežití by mělo být jednou z hlavních priorit chránit vodu a vodní zdroje, zlepšovat jejich kvalitu, sledovat již stávající znečištění a pokusit se zmírnit jak jeho následky, tak i příčiny jeho vzniku.

Cílem této práce je analýza trendů koncentrací a odnosů živin a jejich popis na vybraných povodích v povodí VN Švihov na Želivce. Součástí práce je také popis sledovaných nutrietů, které mají vliv na jakost vody, a popis vývoje jakosti vody v České republice.

2. REŠERŠE

2.1 Koloběh dusíku v přírodě

Dusík je jedním ze základních biogenních prvků. Je čtvrtou nejhojnější složkou živé hmoty, po uhlíku, kyslíku a vodíku (Šafaříková and Kouřil 2006). V ekosystémech se vyskytuje dusík v plynné, tekuté i pevné fázi a to i jak v anorganických, tak i organických formách (Rychnovská et al. 1985).

Velmi důležitým činitelem v cyklu dusíku je činnost živých organismů. Některé bakterie, sinice a houby dokážou vázat atmosférický dusík přímo ze vzduchu a jejich činností přechází tento dusík do půdy a do vody. Tento proces se nazývá fixace dusíku. Touto tzv. biologickou cestou se fixuje až 96 % aktivního dusíku (Šafaříková and Kouřil, 2006). Syntéza N_2 na amoniak je zajišťována enzymem nitrogenázou, která se sestává z bílkovinných složek (feroproteinu a azoferedoxinu) a molybdoferedoxinu, poskytující vysokou redukční sílu a elektrony k redukci N_2 na NH_4^+ (Richter and Hlušek, 2006). Velká koncentrace dusičnanů, eventuelně i dusitanů bývá charakteristická pro podzemní vody v oblastech s borovými lesy, kde je písčítá, dobře provzdušněná půda obsahující ve svrchních vrstvách jednak kmeny bakterií schopných fixovat elementární N, jednak kmeny bakterií nitrifikačních (Pitter, 2009). Podle Šimka (2003) patří asi k nejznámějším a hodně rozšířeným typům symbiózy diazotrofů s rostlinami symbióza bakterií rodu *Rhizobium* (a několika dalších příbuzných rodů) a rostlin čeledi Fabaceae, tzv. leguminóz.

Nejvíce dusíku se nachází v zemské atmosféře. Její nejnižší vrstva, troposféra, obsahuje 78 % dusíku. Prvek se zde vyskytuje převážně v molekulární formě N_2 (Šafaříková and Kouřil, 2006). Molekulární forma dusíku se chová jako inertní (nečinný) plyn. Tato vlastnost je dána spojením atomů dusíku v molekule trojnou vazbou, která je velice pevná. Ale i tato inertní forma dusíku může dál v malém množství reagovat. Ultrafialové záření a elektrický výboj, tedy blesk, jsou schopny oksylovat atmosférický dusík na směs oxidů dusíku, které reagují se srážkovou vodou na kyseliny, dál se v půdním pokryvu neutralizují za vzniku dusitanů a dusičnanů, a poté jsou zpracovány mikroorganismy na další látky, zejména dusičnany (Cílek, 2007). Kromě nečinné formy dusíku jsou v atmosféře přítomny také velmi reaktivní formy N, jako oxidy dusíku, amoniak a dusičnanové ionty.

V zemské kůře a ve vodách je dusíku na rozdíl od ovzduší převážně málo, celkem jen 0,002 % (Šafaříková and Kouřil, 2006). Ve vodách se vyskytuje dusík v mnoha formách - N_2 (elementární forma), anorganická forma (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) a organická forma (aminokyseliny, močovina). V zemské kůře je dusík součástí ledků, dalších vzácnějších nerostů, některých živců a uhlí ve formě dusičnanů (Šimek, 2008).

V biosféře se dusík nachází jako součást organických látek v tělech organismů, hlavně v bílkovinách a nukleových kyselinách. Půda hraje zcela zásadní a nezastupitelnou roli ve stabilitě ekosystémů a v ovlivňování bilancí látek a energií, půdní organická hmota je hlavní suchozemskou zásobárnou uhlíku, dusíku, fosforu a síry (Sáňka and Materna, 2004). Cca 90 % forem organického dusíku je vázáno v půdě. Formy půdního N jsou většinou stabilní, jen asi třetina z těchto 90 % organicky vázaného N se může uvolnit mineralizací ve formě NH_4^+ . Přírodní pozemský cyklus dusíku je založen zejména na koloběhu mezi půdou, rostlinou, býložravcem, býložravcovým trusem a opět půdou (Cílek, 2007). V těchto případech rozdělení obsahu dusíku v jednotlivých zemských sférách mluvíme o dusíku a jeho sloučeninách, které se aktivně podílejí na jeho globálním koloběhu. V litosféře je totiž obsaženo 98 % veškerého dusíku na Zemi (Šimek and Cooper, 2004). Tento N se ale koloběhu neúčastní.

V aktivním koloběhu dusíku figurují hlavně tyto anorganické formy N: N_2 , N_xO , NO_x , NH_3 (respektive NH_4^+) (Pitter, 2009).

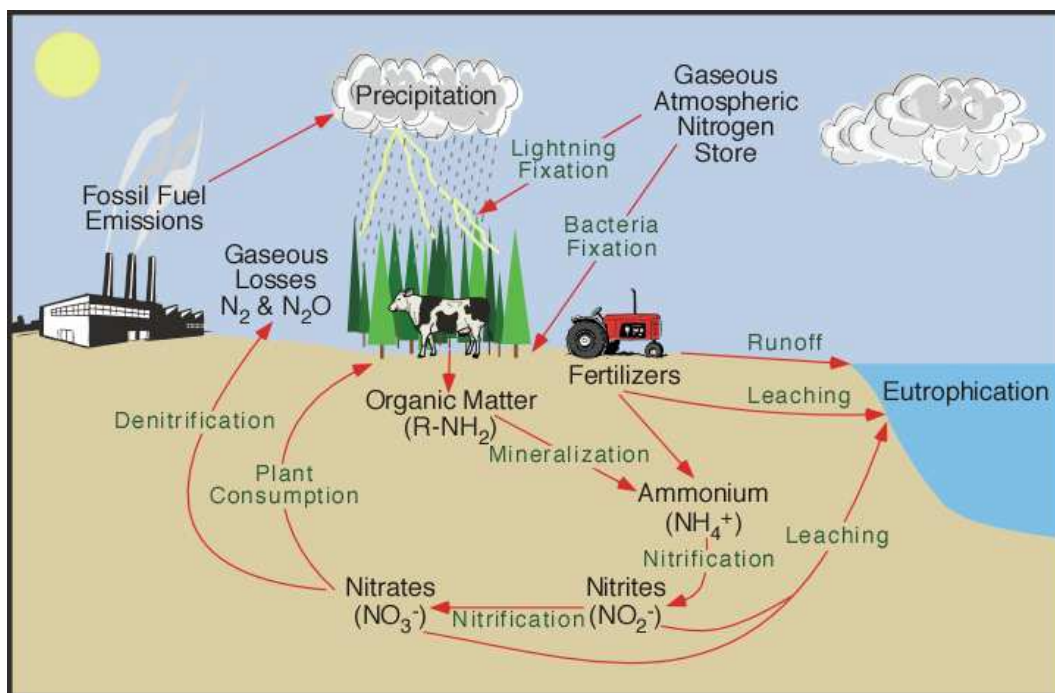
Velká většina rostlin je schopná teprve z půdy nebo z vody přijímat dusík, ale pouze v amonné nebo dusičnanové formě. Anorganický dusík přijatý v takových formách je pak rostlinami zabudován do organických látek. Hlavní způsob, kterým je anorganický dusík přeměňován na organický, je právě příjem nitrátů kořeny rostlin a jejich následná redukce a asimilace (Zehnálek et al. 2006).

Přírodní koloběh dusíku je narušován také lidskými činnostmi. Obrat dusíku v biosféře urychluje silně moderní intenzivní zemědělská výroba. Na jedné straně jsou vyplavovány z půdy lehce pohyblivé nitráty do spodních vod a odtud do vodních toků a dochází k eutrofizaci povrchových vod. Na straně druhé se zvyšuje rychlost emisí plyných sloučenin dusíku, především NO, N_2O a N_2 , do vzduchu díky rozvoji průmyslu a zemědělství (Rychnovská et al. 1985).

Moderní začátek cesty dusíku ekosystémy se váže na emise amoniaku při chovu dobytka, na hnojiva (v dusičnanové i amonné formě), a především na

spalování fosilních paliv, ať už v motorech automobilů, nebo při průmyslové výrobě (Hruška and Oulehle, 2008). Také zintenzivnění průmyslové výroby v předešlých desetiletích vedlo k dramatickému zvyšování produkce reaktivního dusíku z letecké dopravy (Asner et al. 2001).

Oběh dusíku je rychlý (např. průměrně zůstává v půdách dusíkatá molekula jen 50 let). Podle Cílka (2007) se pohybuje roční přirozený tok reaktivního dusíku kolem 140 milionů tun a z činností člověka vzniká ročně 210 milionů tun N.



Obr. 1: Koloběh dusíku (převzato z

<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/images/nitrogencycle.jpg> (staženo 24.2.2014))

2.2 Koloběh fosforu v přírodě

Fosfor (P) řadíme mezi základní biogenní prvky stejně jako dusík (Šafaříková and Kouřil, 2006). V biosféře je obsažen v každé buňce (Rajchard et al. 2002). Fosfor se především podílí na tvorbě nukleových kyselin a sloučeniny ATP, která v tělech všech organismů konzervuje chemickou energii (Šafaříková and Kouřil, 2006). Také se vyskytuje ve fosfolipidech, kde je základním stavební jednotkou biomembrán, a je obsažen v biosféře v anorganické podobě ve fosforečnanech, podílejících se významnou měrou na stavbě kostí, zubů i krunýřů (Rajchard et al. 2002).

P je po dusíku druhou hlavní živinou. Je prvkem, na jehož množství a dostupnosti v půdě podstatně závisí růst rostlin a jejich produktivita (Šimek, 2003). Voda a půda jsou také zdrojem fosforu pro rostliny (Rajchard et al. 2002). Fosfor je ze všech základních biogenních prvků nejméně hojný (Šafaříková and Kouřil, 2006). P běžně limituje biologickou produkci ve vodních ekosystémech (Hejzlar, 2003). Většinou je ve vodách obsažený v takových formách, které nejsou pro organismy dostupné (Šimek, 2003). V litosféře je fosfor zastoupen asi 0,1 %, v hydrosféře je jeho přirozený obsah velmi nízký vzhledem k nízké rozpustnosti jeho sloučenin ve vodě (Rajchard et al. 2002). V atmosféře je obsaženo velmi málo P, přenos fosforu do atmosféry a z atmosféry je relativně malý a to pouze ve formě pevných částic (Šimek, 2003).

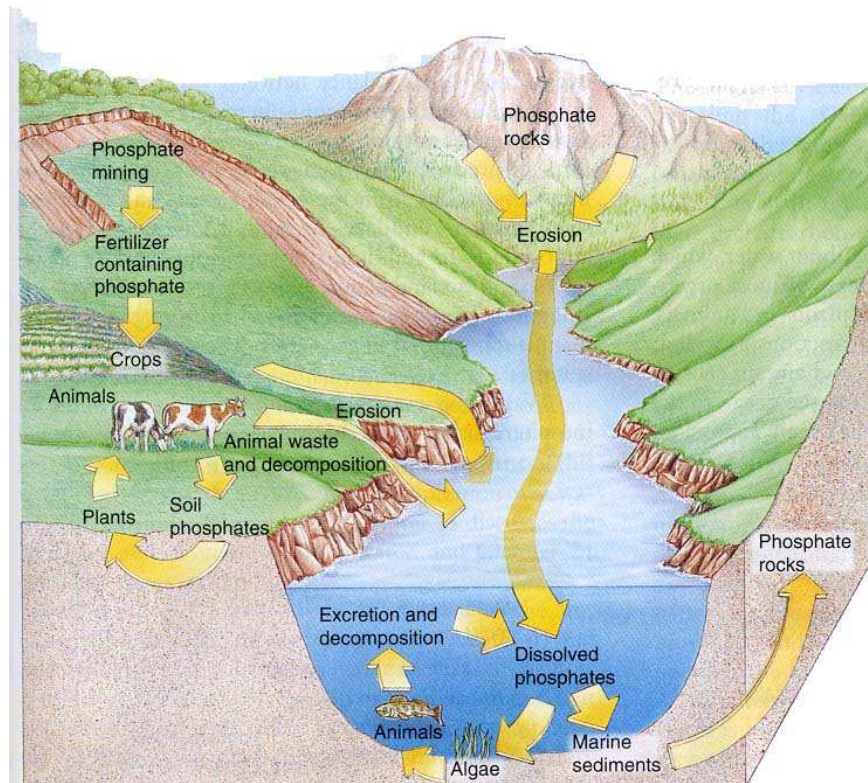
V půdě se pohybuje obsah celkového fosforu v rozmezí 0,03 - 0,1 % (Kalinová et al. 2007). Celkový půdní fosfor lze rozdělit na organicky vázaný a minerální. Obě tyto frakce jsou významným zdrojem mobilních fosforečnanů přijatelných pro rostliny, a proto je důležité sledovat vliv různých hnojiv na jejich podíl v půdě (Kulhánek et al. 2006).

Cyklus fosforu se nazývá sedimentační, kvůli tomu, že anorganický fosfor nakonec vždy opouští pevninu a končí svou cestu v oceánech, kde se stává součástí sedimentů. Šimek (2003) uvádí, že v globálním měřítku a v dlouhodobém horizontu se tedy spíše než o typický cyklus jedná o jednosměrný přesun P z hornin do sedimentů. Část tohoto fosforu recykluje „atmosférickou cestou“ – v trusu mořských ptáků, vytvářejícím lokální ložiska guana, a také rybolovem a těžbou jiných mořských produktů (Lellák and Kubíček, 1991). P, který je usazen v hlubinách v sedimentech dna oceánů, se může za 100 milionů let geologickou činností do koloběhu navrátit při vyzdvižení dna moří a opětným zvětráváním hornin (Rajchard

et al. 2002). Horniny a oceánské sedimenty představují hlavní zásobník fosforu (Šafaříková and Kouřil, 2006). Hlavním primárním minerálem je apatit $[3\text{Ca}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot \text{Ca}(\text{F}, \text{Cl})_2]$, variscit $(\text{AlPO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O})$, strengit $(\text{FePO}_4 \cdot 2\text{H}_2\text{O})$ a vivianit $[\text{Fe}_3(\text{PO}_4)_2 \cdot 8\text{H}_2\text{O}]$. Do geochemického oběhu je fosfor začleňován zvětráváním vyvřelých i metamorfovaných hornin (Pitter, 2009). Během vývoje půd jsou apatity fyzikálním, chemickým a biologickým zvětráváním pomalu přeměňovány na labilní nebo rozpustné formy (Šantrůčková, 2001). Po uvolnění z horniny se může atom fosforu dostat do suchozemského společenstva, kde bude obíhat takovou dobu, než bude podzemní vodou odplaven do vodního toku. Část uvolněného fosforu je vysrážena jako sekundární minerály nebo přeměněna na vázané formy fosforu, zbývající část fosforu je spotřebovávána kořeny rostlin nebo půdními mikroorganismy a zůstává delší či kratší dobu vázána v organické hmotě (Šantrůčková, 2001). Organicky vázaný P prochází skrz potravní řetězec, až dojde k poslednímu masožravému článku. Ten nakonec uhynie a jeho rozkladem se anorganický fosfor opět přizpůsobí pro rostliny. Také látkový metabolismus hraje v koloběhu fosforu důležitou roli (Šafaříková and Kouřil, 2006). Ve výkalech organismů se vrací fosfor do prostředí v rozpuštěné formě, kterou jsou rostliny schopny využít.

Podobně jako je antropogenní činností narušen koloběh N, tak i do koloběhu P zasahuje negativně svou rukou člověk. Na vrub lidské činnosti musíme připsat dvě třetiny z celkového množství fosforu, které řeky každoročně odnášejí do oceánů (Rajchard et al. 2002). Antropogenním zdrojem anorganického fosforu je aplikace fosforečných hnojiv. Dalším zdrojem anorganického P mohou být některé prací, čistící, odmašťovací a mycí prostředky, včetně protikoročních, nebo protiinkrustačních přísad (Pitter, 2009). V současné době je již upouštěno od pracích prostředků s obsahem fosfátů, a jsou stále ve větší míře využívány prací prostředky bez fosfátů (Rajchard et al. 2002).

Zdrojem organického fosforu je fosfor obsažený v živočišných odpadech. Člověk vylučuje denně asi 1,5 g fosforu, který přechází do splaškových odpadních vod (Pitter, 2009). Pokud bychom k tomu přidali ještě fosforečnany, které člověk používá v pracích prášcích, zjistíme, že jeden obyvatel vydá do koloběhu P 2 – 3 g za den.



Obr. 2: Koloběh fosforu (převzato z

<http://andersonapes.pbworks.com/f/1262454661/1262454661/phosphorus.jpg> (Staženo 24.2.2014))

2.3 Faktory ovlivňující vyplavování N a P

Faktory ovlivňující vyplavování živin se dají rozdělit na konzervativní, nebo-li neovlivnitelné, a na progresivní (ovlivnitelné). Kvítek et al. (2007) uvádí, že do první skupiny neovlivnitelných faktorů patří meteorologické podmínky, zvláště pak teplota a srážky, dále jsou to vlastnosti půdy, z kterých jde zejména o zrnitostní složení. Do ovlivnitelných faktorů patří land use (využití půdy), se kterým souvisí vegetační pokryv na daném území a celková antropogenní činnost. Hlavně ta, která negativně ovlivňuje přirozený chod ekosystémů.

2.3.1 Land use

2.3.1.1 Orná půda

Nejrizikovějším místem z hlediska vyplavování živin je orná půda kvůli své pokryvnosti. Na ní se totiž vegetační pokryv nenachází po celý rok, ale pouze v některých obdobích. Některé pěstované plodiny nevytváří souvislý pokryv a není zde zajištěna řádná retence a akumulace živin. Vlivem klimatických dějů dochází také k snadnější erozi a vyluhování živin do hlubších vrstev, kde už je nemohou využít rostliny. Vyplavování fosforu z OP je spojeno hlavně s erozní činností (P je vázán na půdní částice), která je na OP největší.

2.3.1.2 Louky

Louky jsou velmi důležité z hlediska své pokryvnosti, chrání půdu před větrnou i vodní erozí, značně zpomalují odtok vody a s tím i odnos živin, díky struktuře půdy. Ve srovnání s ornou půdou zde dochází k většímu vsakování vody a její akumulaci v půdě. Důležitá je hustota kořenového systému ve svrchní vrstvě půdy cca do 50 cm, kde se nachází největší část kořenů. Tuto vrstvu lze považovat za dějiště různých interferencí mezi druhy. Tedy místo, kde dochází k nejintenzivnější činnosti mikroorganismů, k výměně plynů mezi půdou a atmosférou a v neposlední řadě také k rozhodující sorpci živin a vody (Kvítek et al. 2007).

Trvalé travní porosty můžeme využívat sečně, nebo pastevně a podle způsobu využití se mění odnos a zásoba živin v půdě. Při zemědělském využití luk často zemědělci hnojí tato stanoviště, aby dosáhli vyšší produkce píce a mohli uskutečnit několik senosečí během jednoho vegetačního období. Dalšími zásahy v oblasti zemědělství, které narušují luční ekosystémy, jsou například provádění meliorací a vápnění.

2.3.1.3 Lesy

Obecně můžeme říct, že listnaté ekosystémy mají vyšší retenční schopnost při vyšším vstupu dusíku než ekosystémy jehličnaté, ze kterých se minerální dusík ve většině případů vyplavuje více než z listnatých. Fosfor je typicky nejvíce konzervovaná živina v tropických lesních ekosystémech (Campo et al. 2001).

2.3.2 Atmosférická depozice

S výrazným rozvojem průmyslové výroby, energetiky, zemědělství a dopravy se podíl antropogenních zdrojů depozice sloučenin N výrazně zvýšil. Zvýšená koncentrace NO, N₂O, NH₃ v ovzduší je v dnešní době celosvětový problém například při globálním oteplování, narušování ozónové vrstvy, vzniku kyselých srážek a následné acidifikaci prostředí a tvorbě smogu. V posledních letech vzrůstá význam depozice atmosférického dusíku na hladině vody, zvláště ve spojení s eutrofizací vodních společenstev (Karthikeyan, 2009).

Na rozdíl od dusíku, síry a jiných prvků je velmi málo fosforu obsaženo v atmosféře, a to pouze v prachových částicích (Šimek, 2003). Většina studií se tedy zabývá atmosférickou depozicí N než depozicí P.

2.3.3 Hnojení

Dusík je pravidelně dodáván do zemědělských a někdy i do lesních půd ve formě hnojiv, ať už minerálních, nebo organických, zejména statkových hnojiv živočišného původu (Klír et al. 2007). Zdaleka největší přísun P do zemědělsky využívaných půd představují fosforečná hnojiva: fosfor je vedle dusíku a draslíku nejvýznamnější prvek, který se hnojením vnáší do ekosystémů (Šimek, 2004). I v ekologickém zemědělství je proto často nezbytné dodávat fosfor do půdy v minerální podobě (Kalinová et al. 2007).

Avšak často jsou dodávána hnojiva v nadbytku, ve snaze zajistit lepší růst rostlin a větší výnosy. Živiny dodávané v tak velkém množství ale rostliny nejsou schopné zcela využít. Například takto dodaný dusík a půdní zásoby, které plodiny nevyužijí pro růst a hospodářský výnos, můžou unikat z agroekosystému (Haberle and Svoboda, 2008). Ztráty z agrosystému mohou probíhat vyplavováním do vod, nebo mohou být unášeny spolu s erozním splachem, nebo být součástí ztrát do ovzduší.

2.3.4 Půda a její vlastnosti

U půdy sledujeme různé její vlastnosti, které ovlivňují další pohyb živin v povodí, nebo ekosystému. Je sledována struktura půdy, její zrnitost, konzistence, barva, dále pak obsah vody a humusu v půdě, půdní vzduch a měrná a objemová hmotnost.

2.3.5 Odpadní vody

Jedním z antropogenních zdrojů fosforu jsou odpadní vody. Závažné je zatížení fosfáty a anorganickým dusíkem, které pochází ze zemědělství i z domácností (zejména z pracích prášků), a přispívají k němu také některé bodové zdroje, u nichž chybí třetí stupeň čištění odpadních vod (Volaufová, 2008). Domácí a průmyslové odpadní vody jsou vypouštěny do povrchových vod z děl na čištění odpadních vod (STWs), nebo z průmyslových staveb po různém zpracování a odstranění toxických látek (kovů a organických látek) a fosforu (Withers and Jarvie, 2008).

2.4 Vývoj jakosti vody v ČR a Evropě

Kvalita vody je velmi důležitá, protože přístup ke kvalitní, zdravotně nezávadné vodě je nezbytnou podmínkou pro život. Proto by mělo být prioritou chránit vodu a vodní zdroje a koordinovat lidské činnosti tak, aby nedocházelo k jejímu znečištění, nebo dokonce k úplnému znehodnocení.

Z historického hlediska prodělaly vztahy vodního hospodářství a společnosti řadu proměn. Zpočátku postačovaly ke krytí potřeb vody v průmyslu, zemědělství a při zásobování obyvatelstva přirozené, anebo jen částečně regulované a převážně jednoúčelově využívané vodní zdroje. Tato etapa trvala v ČR zhruba až do roku 1945 (Němec and Hladný, 2006).

Langhammer (2010) uvádí, že k podstatným změnám v jakosti povrchových vod došlo během dvacátého století u většiny evropských řek, včetně řeky Labe. Zatímco na počátku století byla kvalita evropských vodních toků vhodná pro většinu pravidelných lidských činností, v druhé polovině dvacátého století se tato situace dramaticky změnila.

Tyto markantní změny kvality vody byly zapříčiněny politickými změnami po roce 1948, kdy došlo ke komunistickému převratu. Toto období mělo přímý vliv i na jiné složky životního prostředí, jako například na ovzduší a půdu.

Ekonomika se po převratu stala centrálně řízenou, soukromé podniky a obchody, stejně jako farmy a zemědělská půda byly dány pod státní kontrolu. Zemědělství bylo poznamenáno kolektivizací. Jednotliví zemědělci byli nuceni vstoupit do zemědělských družstev nezávislých zemědělců se svými pozemky a sloučit je do družstev a státních statků. Zemědělské pozemky byly sjednoceny a pro jejich obdělávání se začala využívat těžká zemědělská technika a chemická hnojiva (Langhammer, 2010). Socio-ekonomický systém v zemích bývalého východního bloku Evropy dal přednost maximální produkci polních plodin, proto došlo v ČR v letech 1968 – 1985 k výstavbě plošného odvodnění, kterým byla vytvořena dostatečná rozloha k produkci polních plodin, zejména obilovin (Kvítek et al. 2009).

Faktory související se změnou politického systému, jako jsou zemědělská velkovýroba, rozvoj těžkého průmyslu a rozvoj urbanizace, se podepsaly negativně na stavu životního prostředí. To dokládá ve své práci i Absalon and Matysik (2007). Autoři ve své práci uvádějí, že kvalita vody v řece Odře je ovlivněna mnoha přírodními faktory a velkým množstvím antropogenních vlivů, mezi které patří rozsáhlá urbanizace, podzemní těžba černého uhlí a četný průmysl. Tyto faktory mají

nepříznivý vliv na kvalitu vody v řekách. Také velké ztráty živin ze zemědělských půd způsobené intenzivním hnojením, a to hlavně v nadměrném množství, kdy jejich použití překročí nutriční požadavky rostlin, měly vliv na jakost vody. Toto tvrzení dokládají Stálnacke et al. (2003), kteří ve své studii zkoumali, jaký vliv měly dramatické změny v zemědělství po politickém převratu na trend živin v lotyšských řekách. Autoři uvádí, že lotyšské zemědělství bylo specializováno hlavně na výrobu masa a mléčných produktů, a také dováželo velké množství minerálních hnojiv. Po převratu v roce 1991, kdy došlo k restrukturalizaci zemědělství, se výrazně snížily koncentrace živin v řekách. Bylo zjištěno, že tato dramatická změna byla způsobena omezením používání minerálních hnojiv, což autoři dokládají snížením aplikace dusíku z téměř 130 kg/ha v roce 1987 na méně než 10 kg/ha v roce 1995.

I na území ČR se ve snaze o zvyšování rostlinné výroby začaly používat často mnohokrát vyšší dávky hnojiv, insekticidů, herbicidů a dalších pesticidů než dříve, a tím také docházelo k poškozování jakosti vody. Kvalitu vody navíc výrazně zhoršovala i místní postupně narůstající koncentrace živočišné výroby (Němec and Hladný, 2006).

V letech 1960 a 1970 byla přijata první základní řešení znečištění řek na národní i mezinárodní úrovni v oblasti kvality vod (Langhammer, 2010). V druhé polovině dvacátého století v ČR, kdy narůstající potřeby socio-ekonomického rozvoje byly v rozporu s možnostmi přirozených vodních zdrojů, se oficiálně formovalo odvětví vodního hospodářství, vznikaly vodohospodářské organizace a začínala se hledat komplexnější řešení s racionálnějším hospodařením v oblasti vodních zdrojů (Němec and Hladný, 2006).

Po roce 1989 nastala další, zásadní změna v politicko–ekonomickém řízení v zemích střední a východní Evropy v důsledku pádu komunismu, a to se také odrazilo na jakosti vody a celkově na stavu životního prostředí. Knight and Staneva (2002) ve své studii uvádí, že v některých zemích byly problémy životního prostředí hlavním impulsem k pádu komunistických režimů. V Bulharsku to například byly protesty proti dálkovému znečištění ovzduší z Rumunska a vznik nezávislé bulharské organizace pro životní prostředí Ecoglasnost.

Po politických změnách v roce 1989 bylo obnoveno volné tržní hospodářství, což mělo za následek podstatné strukturální změny v průmyslu, stejně jako v celé ekonomice. Podniky a pozemky byly vráceny jejich původním majitelům a velká většina státních podniků byla rychle privatizována (Langhammer, 2010). Kolaps

nekonkurenceschopných odvětví, která v té době čelila otevřenému světovému trhu, přinesl nenadálé zlepšení kvality ovzduší a vody (Knight and Staneva, 2002).

Studie Absalona and Matysika (2007) ukázala, že se špatná kvalita vody v řece Odře významně zlepšila na konci posledního desetiletí v období 1970-2000 zejména těmito faktory: v důsledku politických změn v Polsku a ČR skončilo mnoho průmyslových odvětví a závodů, které se podílely na znečištění vody; opatřeními pro životní prostředí zaměřenými na zlepšení jakosti vody - kvantitativní a kvalitativní díky čištění odpadních vod; znatelným zvýšením odtoku, který způsobil větší ředění znečišťujících látek přiváděných do řeky.

Podobné faktory hrály roli ve zlepšení kvality vody i na území ČR, na povodí Labe. Náhlý pokles objemu emisí hlavních ukazatelů jakosti vod v období 1990-1993 byl převážně důsledkem poklesu průmyslové výroby a jejími následnými změnami (Langhammer, 2010). Volaufová (2008) uvádí, že právě tyto změny v průmyslové výrobě (omezení a modernizace) přinesly mimořádně rychlý pokles znečištění ropnými látkami.

V letech 1993-1997 byly vybudovány, nebo modernizovány čistírny odpadních vod na nejvýznamnějších zdrojích znečištění v povodí Labe, kterými jsou velké chemické závody (např. Synthesia Semtín, Spolana Neratovice, Lovochemie Lovosice). Pokles zatížení znečištění produkovaného komunálními zdroji byl však výrazně pomalejší, jelikož modernizace a výstavba ČOV na klíčových městských zdrojích (např. Plzeň, Ústí nad Labem, Kolín a Děčín) byla dokončena až na konci devadesátých let (Langhammer, 2010).

Podíl čištěných odpadních vod od r. 1999 stagnuje na úrovni 94-96%. V roce 2007 dosáhl hodnoty 95,8%, což je maximální hodnota od r. 1990. Za období 1990 – 2007 se znečištění z bodových zdrojů zásadně snížilo: BSK₅ pokleslo o 94,7%, CHSK_{cr} o 88%, NL (nerozpuštěné látky) o 90% a RAS (rozpuštěné anorganické soli) o 14,6%. Kleslo množství vypouštěných nebezpečných a zvláště nebezpečných látek (Volaufová, 2008).

Jak plyne také již z výše uvedených skutečností, investice do výstavby a modernizace zařízení na čištění odpadních vod byly soustředěny hlavně v klíčových městských a průmyslových oblastech. Nicméně snížení emisí ze zdrojů znečištění na tocích středních a malých rozměrů bylo omezené, a proces sanace byl značně zpožděn (Langhammer and Rödlová, 2013). Podle údajů Výzkumného ústavu vodohospodářského T.G.Masaryka, v.v.i., za r. 2007 jsou nejzatíženější menší vodní

toky s malou vodností, které protékají hustě osídlenými oblastmi nebo oblastmi s velkou zátěží (zejména Trkmanka, Lomnice, Litava, Kyjovka, Hájecký potok, Mrlina, Skalice, Vlkava a Zákolanský potok), z větších toků jsou to Bílina, dolní toky Lužnice a Ostravice (Volaufová, 2008).

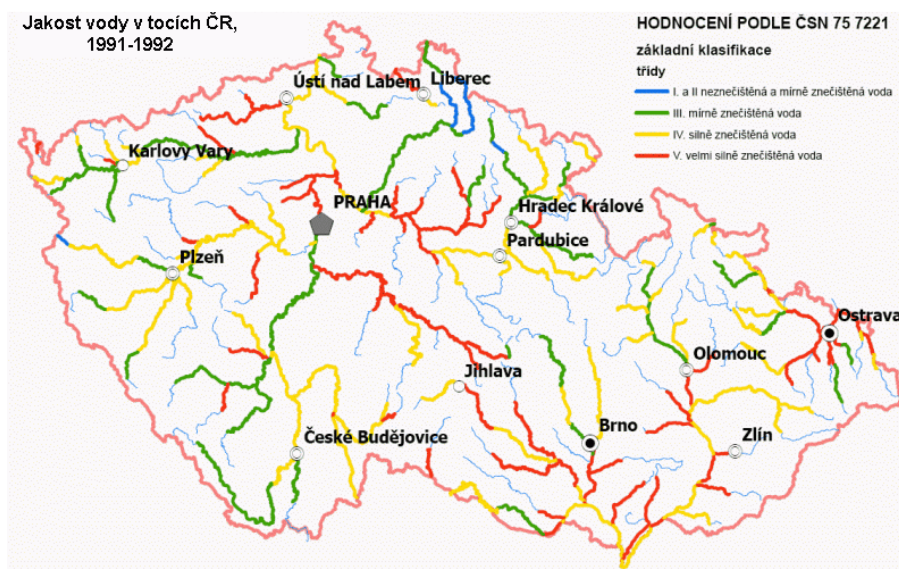
V tomto ohledu hrál v ČR velkou roli vstup do EU, který najednou urychlil růst ekonomiky například prostřednictvím dotací, ale také přinesl řadu nových právních předpisů a požadavků, které se týkaly zlepšení stavu životního prostředí.

V ČR začala po vstupu do EU v rámci splnění požadavků Rámcové směrnice rozsáhlá výstavba kanalizací a čističek odpadních vod, která byla umožněna finančními dotacemi z Operačního programu EU Životní prostředí (Langhammer and Rödlová, 2013). V souvislosti s přijetím právních předpisů, které se týkaly výstavby čistíren odpadních vod pro města s počtem obyvatel 2000 – 10000, dostala Česká republika od EU na tento požadavek odklad až do roku 2010 (Júdová and Jánský, 2005). Se vstupem do EU je spojen i obecný hospodářský pokrok země a oživení zemědělské produkce (Langhammer, 2010).

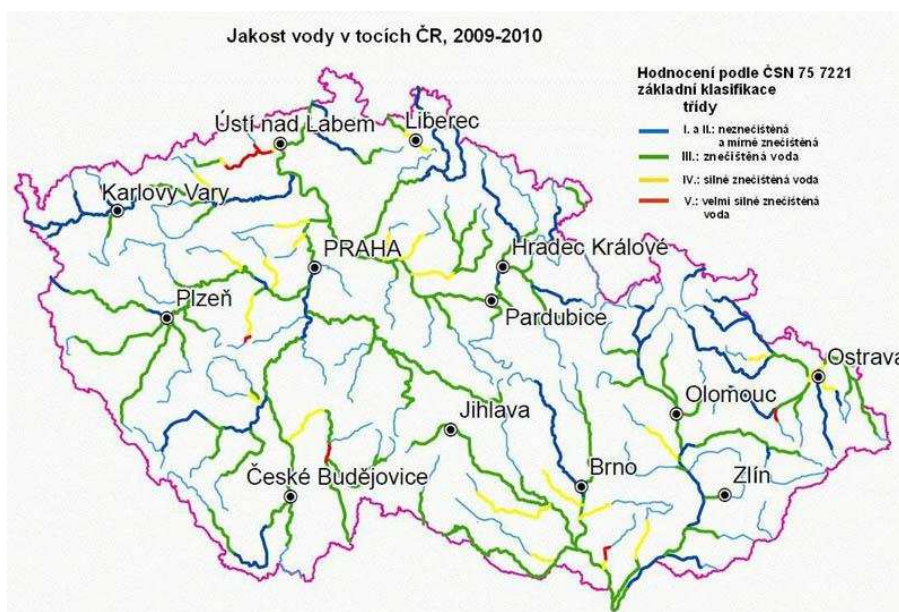
Navzdory velké snaze o zlepšení jakosti vod po změně politického systému po roce 1989 stále existují nebo se znovu objevují bývalé velké zdroje znečištění vod. Od roku 2000 došlo k oživení zemědělské činnosti a zvýšila se opět aplikace hnojiv, která má za následek zvýšení znečištění povrchových vod nutriety v řadě míst (Langhammer, 2010). Brožová et al. (2008) jako důkaz zlepšení kvality vody uvádí poklesl objemu vypouštěného znečištění z bodových zdrojů u BSK₅ o 94 %, u CHSK_{Cr} o 87 %, NL o 90 % a rozpuštěných anorganických solí o 9 % v letech 1990–2006. V zápětí ale také dodává, že přetrvávajícím problémem v oblasti vodních toků je znečišťování difuzního a plošného charakteru. Sem patří nekontrolovatelné odpadní vody z rozptýlené zástavby a zemědělských podniků, a především pak vymývání hnojiv a přípravků na ochranu rostlin (zejména pesticidů) z intenzivně využívané zemědělské půdy. To dokládají i Šafaříková and Pešata (2006) meziročním nárůstem spotřeby hnojiv 2003/2004, který byl 25%. Spotřeba dusíkatých hnojiv byla v roce 2004 vyčíslena na 75,8 kg/ha a spotřeba fosforečných hnojiv byla 13,7 kg/ha.

Celkově se jakost vody v tocích v České Republice od roku 1990 zlepšuje. Svědčí o tom i srovnání jakosti vody v tocích v ČR v letech 1991-1992 a 2009-2010 podle ČSN 75 7221, která zařazuje tekoucí povrchové vody do 5 tříd:

- I. třída neznečištěná voda
- II. třída mírně znečištěná voda
- III. třída znečištěná voda
- IV. třída silně znečištěná voda
- V. třída velmi silně znečištěná voda (Pitter, 2009).



Obr. 3: Jakost vody v tocích ČR, 1991-1992 (převzato z www.issar.cenia.cz (Staženo 20.3.2014); zdroj: VÚV T.G.M., v.v.i.)



Obr. 4: Jakost vody v tocích ČR, 2009-2010 (převzato z www.czso.cz (Staženo 20.3.2014); zdroj: VÚV T.G.M., v.v.i.)

Když porovnáme běžně používané ukazatele, zjistíme, že se jakost vody za posledních 20 let opravdu zlepšila. Člověk však produkuje stále širší škálu škodlivých látek. V případě těchto látek je třeba zjistit, které z nich jsou přítomny ve vodním prostředí a jak ovlivňují vodní ekosystémy i zdraví člověka. Kodeš and Leontovyčová (2008) uvádí, že ve většině případů jde o syntetické organické látky různorodého původu. Mezi „nové“ polutanty patří například fluorované látky (surfaktanty, impregnace), léčiva (analgetika, antirevmatika, antibiotika, antidepressiva), hormony (hormonální antikoncepce) a PCP (personal care products) používané v hygienických či kosmetických výrobcích, které často obsahují různé antimikrobiální látky. Přítomnost těchto látek ve vodním prostředí může působit na reprodukční schopnosti vodních živočichů a jejich endokrinní soustavu a také přispívat ke zvýšení rezistence mikroorganismů vůči antibiotikům apod.

2.4.1 Jakost vody povodí VN Švihov

VN Švihov na Želivce je největší zdroj pitné vody v České republice. Pitnou vodou z ní je zásobeno cca 15% populace ČR, včetně Prahy, velké části Středočeského kraje a části jižních Čech.

Hlavními problémy ve vodohospodářství jsou v České republice povodně a jakost vody. Jakost vody ovlivňuje především živinová dotace (fosfor, dusík), kontaminace povrchových vod průmyslovými polutanty, široce používané pesticidy, endokrinní disruptory a řada dalších látek lidské denní spotřeby (Liška et al. 2012). Většina výše vyjmenovaných problémů jakosti vody se týká také právě VN Švihov.

2.4.1.1 Bodové zdroje znečištění v povodí

Emise celkového P z těchto zdrojů v povodí VN Švihov na začátku 70. let a v druhé polovině 80. let mírně narůstaly, v první polovině 90. let se pak snížily zpět na úroveň 70. let. Tento nárůst byl dán připojením obyvatelstva na veřejné vodovody a na kanalizace s často nevyhovujícím čistícím zařízením, vybavováním domácností automatickými pračkami a nárůstem používání syntetických detergentů s fosforem (Hejzlar, 1996). V druhé polovině let devadesátých pak po obecném ekonomickém oživení dochází k výstavbě a modernizaci zařízení na čištění odpadních vod (Langhammer, 2010). U řady stávajících ČOV byl v tomto období v povodí VN Švihov doplněn terciární stupeň čištění (odstraňování fosforu) a proběhla výstavba ČOV i v některých malých obcích (Liška and Duras, 2011).

Liška et al. (2012) uvádí, že státní podnik Povodí Vltavy aktuálně eviduje v povodí VN Švihov 66 bodových zdrojů znečištění, kterými jsou odpadní vody vypouštěné do toků z ČOV nebo přímo z kanalizací. Většinou jde o komunální odpadní vody z obcí a měst a také z průmyslových zdrojů, z nichž největší je CEREPA Červená Řečice.

Bodové zdroje dusíku podle Lišky and Durase (2011) mají oproti fosforu zcela marginální význam, proto lze úsilí zaměřené na odstraňování dusíku u bodových zdrojů znečištění považovat za neefektivní vynakládání finančních prostředků.

2.4.1.2 Plošné zdroje znečištění v povodí

Povodí VN Švihov je intenzivně zemědělsky využíváno a více než 55% plochy povodí tvoří orná půda. Plošné znečištění v povodí souviselo a souvisí hlavně se zemědělskou činností – hospodařením, aplikací hnojiv, erozí a výstavbou drenáží.

Eroze byla dříve spojována hlavně se vstupem fosforu. Ukazuje se ale, že dnes je erozní materiál obvykle spíše fosforem nenasycený (ve vodě se P neuvolňuje). Hlavním rizikem je zanášení vodních nádrží, včetně předrží, u kterých dochází ke snížení retenční kapacity a musí být pak nákladně čištěny. Souběžně s tím sedimenty degradují strukturu dna vodotečí, což má vliv na jejich ekologický stav (Liška and Duras, 2011).

V povodí VN Švihov bylo postaveno 153,4 km² odvodňovacích staveb. Budování drenážních systémů probíhalo následovně: 1927-1960 3,39%, 1961-1970 17,66%, 1971-1980 44,82%, 1981-1990 34,08% a 1991-2004 0,05% (Lexa et al. 2006). V rámci odvodnění došlo ale zároveň k propojení infiltračních a výtokových oblastí, což mělo za následek urychlení odtoku vody z povodí. Díky těmto technickým zásahům došlo ke změnám ve vodním a živinovém režimu povodí, kdy živiny a další látky promyté z vrchních zorněných partií povodí jsou drenážním systémem odváděny přímo do vodních toků (Liška et al. 2012).

2.4.1.3 Problém eutrofizace vody

Vysoké koncentrace živin N a P z antropogenních zdrojů v povodí způsobují eutrofizaci. Tento proces je akutním problémem jakosti vod většiny nádrží v ČR, včetně těch vodárenských. Stav VN Švihov z hlediska této problematiky popisují Liška and Duras (2011). Autoři uvádějí, že situace VN Švihov je stabilní, v dolní části nádrže příznivá pro vodárenské využívání, ke zhoršování úrovně trofie rozhodně nedochází. Klíčovou eutrofizační živinou je fosfor, dusík je z tohoto pohledu neaktivní, proto pro dlouhodobou stabilizaci podmínek v nádrži bude třeba snížit zatížení fosforem zhruba o 30% oproti současnému stavu.

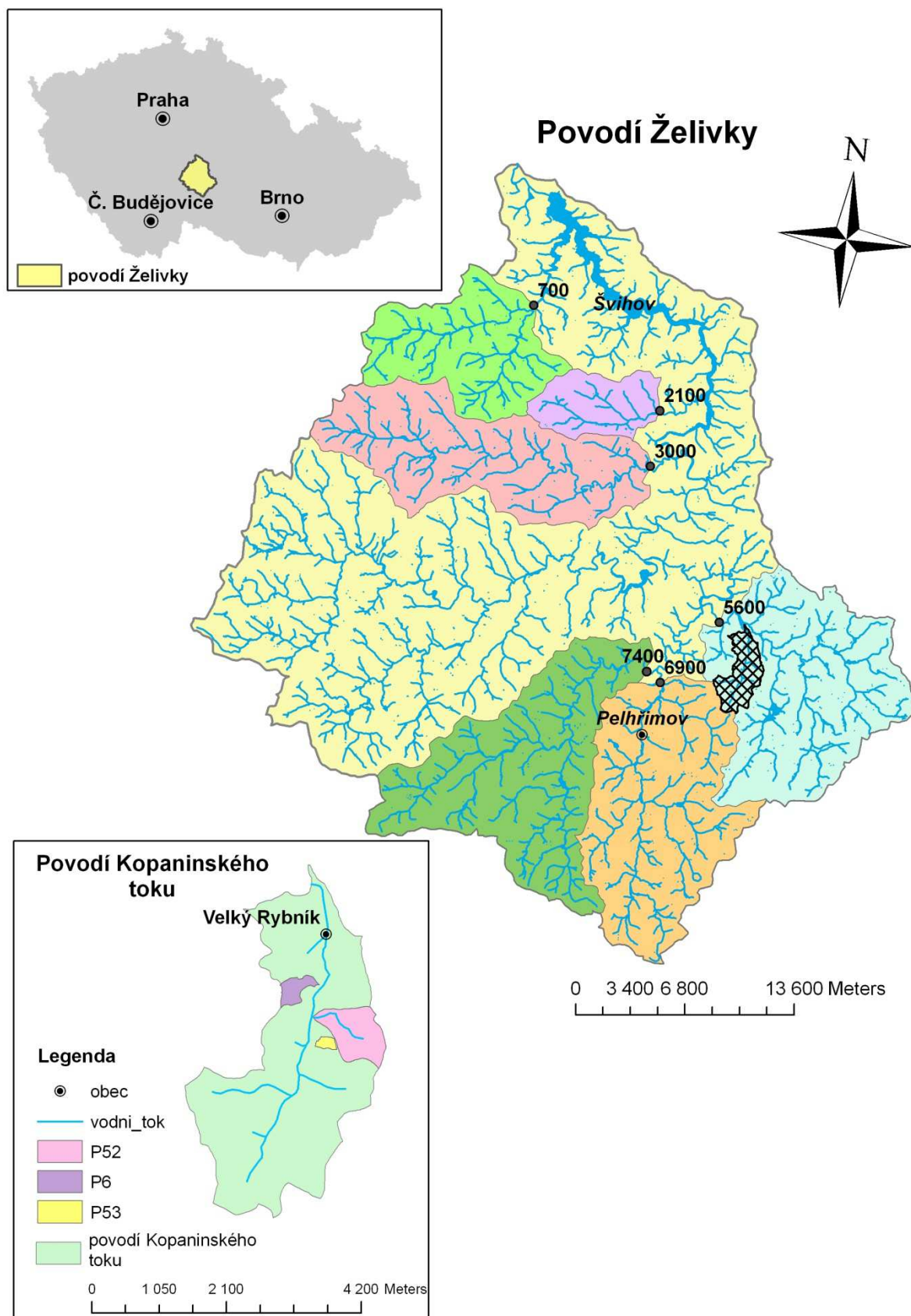
3. MATERIÁL

Zájmovým územím pro vyhotovení analýzy časových řad koncentrací a odnosů živin bylo povodí vodárenské nádrže Švihov na vodním toku Želivka a jeho různá subpovodí.

V souboru vybraných povodí byla zahrnuta velká subpovodí, s rozlohou nad 10 km², střední do 10 km² a malá subpovodí do 1 km². Velká subpovodí jsou zastoupena subpovodími 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400. Střední subpovodí reprezentuje povodí T7U (Kopaninský tok) a malá subpovodí jsou zastoupena subpovodími P6, P52 a P53. Tato malá subpovodí jsou vnořena povodí v povodí Kopaninského toku. Povodí Kopaninského toku (T7U) je součástí velkého subpovodí 5600.

Na profilech velkých subpovodích, tj. subpovodí 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400, se provádí měření průtoků a jakosti vody. Tato měření dlouhodobě monitoruje podnik Povodí Vltavy, s.p.. Povodí T7U a jeho subpovodí P6, P52 a P53 jsou monitorována Výzkumným ústavem meliorací a ochrany půdy, v.v.i. a slouží jako pokusná povodí.

Grafické znázornění všech analyzovaných povodí je na obrázku 5. Tabulka s časovými řadami a sledovanými veličinami je uvedena v kapitole 4.1.



Obr. 5: Poloha povodí VN Švihov v rámci ČR, dělení povodí VN Švihov na subpovodí menší, střední a větší

3.1 Povodí Želivky – popis území

Geografická poloha

Zájmové území, povodí III. řádu, se nachází na území 3 krajů. Největší část povodí leží na území kraje Vysočina, severní část povodí je na území kraje Středočeského a západní cíp leží na území kraje Jihočeského.

Vodní nádrž Švihov (Želivka) se nachází v kraji Středočeském, z větší části v okrese Benešov a severní část nádrže se nachází na území okresu Kutná Hora. Povodí dále zasahuje ještě do okresů Tábor, Pelhřimov, Jihlava a Havlíčkův Brod (CENIA, 2014).

Geomorfologie, geologie

Povodí se rozkládá v Hercynském systému, v provincii Česká vysočina, v subprovincii Česko-moravské. Severní část povodí v okolí obce Trhový Štěpánov spadá dále do oblasti Středočeské pahorkatiny, do celku Vlašimské pahorkatiny a dále do podcelku Mladošovické pahorkatiny. Zbytek zájmového území patří do oblasti Českomoravské vrchoviny, celku Křemešnické vrchoviny a podcelku Želivské pahorkatiny (CENIA, 2014).

V území se nachází převážně přeměněné horniny, jako jsou svorové ruly, pararuly až migmatity. Dále jsou zde v menší míře zastoupeny žuly a svorové ruly, pararuly až migmatity s vložkami vápenců, erlánů, kvarcitů, granitu a amfibolitů. Jen okrajově se v území nachází ultrabazické horniny, třetihorní usazené horniny – jíly, písky, a čtvrtohorní usazené horniny jako jsou hlíny, spraše, šterky a písky (ČGS, 2014).

Pedologická charakteristika

V povodí se nachází převážně kambizemě. Dále se hlavně v okolí vodní nádrže Švihov a vodních toků vyskytují gleje a pseudogleje. V jižní části povodí se kolem vodních toků Trnavy a Želivky nacházejí fluvizemě.

Půdy v území jsou mírně ohrožené vodní erozí. V severozápadní části povodí jsou některé půdy ohrožené až silně erozně ohrožené (VUMOP, 2014).

Hydrologická a klimatická charakteristika

Želivka je levostranný přítok Sázavy, do které se vlévá pod Zručí nad Sázavou na jejím 98,80 ř. km v nadmořské výšce 318,09 m. Pramenní v Křemešnické vrchovině na severním svahu Trojáku (704 m.n.m.) asi 10 km j. od Pelhřimova v nadmořské výšce 677,25 m. Největším přítokem je Trnava (56,28 km). V povodí se nachází 136 vodních ploch větších než 1 ha s celkovou rozlohou 1935,78 ha. Největší z nich je vodní nádrž Švihov (1396,64 ha). Základní charakteristiky toku a jeho povodí jsou uvedeny v tabulce 1 (DIBAVOD, 2014).

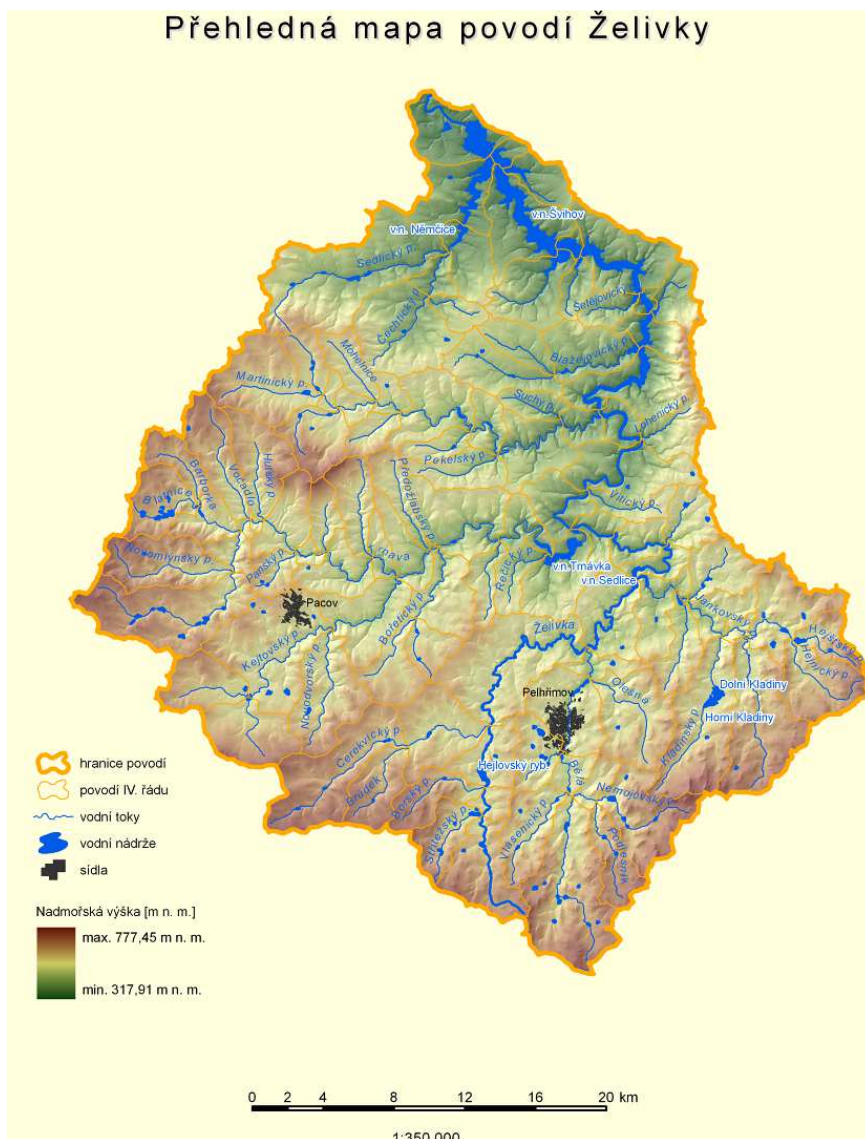
Tab. 1: Základní charakteristiky toku Želivka a jeho povodí

Identifikátor toku	126120000100
Členění toku podle Gravelia	IV. řád
Správce povodí	Povodí Vltavy, státní podnik
Číslo povodí: HLGP_ID	1-09-02-001/0 až 1-09-02-109/0
Délka toku [km]	103,89
Plocha povodí [km ²]	1188,38

Průměrná roční teplota vzduchu je v území 7 – 8 °C, průměrný roční úhrn srážek je 600 – 700 mm a dny se sněžením čítají v území 60 – 70 dní. Fenologické charakteristiky pro zájmové území jsou uvedeny v tabulce 2 (Tolasz et al. 2007).

Tab. 2: Fenologické charakteristiky

Průměrné datum počátku kvetení třešně ptačí	20.4. – 25.4.
Průměrné datum vzcházení pšenice ozimé	5.10. – 15.10.
Průměrné datum počátku metání pšenice ozimé	10.6. – 20.6.
Průměrné datum plné zralosti pšenice ozimé	31.7. – 20.8.
Průměrné datum vzcházení ječmene jarního	10.4. – 20.4.
Průměrné datum počátku metání ječmene jarního	15.6. – 25.6.
Průměrné datum plné zralosti ječmene jarního	31.7. – 10.8.



Obr. 6: Mapa povodí III. řádu – Želivka (DIBAVOD, 2014)

Využití území

Využití území bylo určeno podle Typologického členění ČR podle skupiny II. Rámcové typy využití krajin. Ta krajinu člení podle převažujícího způsobu jejího využití (Löw and Novák, 2008).

V zájmovém území převažuje typ krajiny lesozemědělské (M), dále v okolí vodní nádrže Švihov a obce Zruče nad Sázavou se vyskytuje typ krajiny lesní (L). Tento typ krajiny se místy nachází i v jižní části území. V území se nachází ještě urbanizovaný typ krajiny (U) v okolí města Pelhřimov (geoportal.gov.cz).

V tabulce 3 je uveden popis typů využití krajiny, které se nachází v zájmovém území (Löw and Novák, 2008).

Tab. 3: Typy využití krajiny

Lesozemědělské krajiny (M)	Z pohledu vnitřní struktury se jedná o heterogenní, přechodový krajinný typ, charakteristický střídáním lesních a nelesních stanovišť. Zastoupení ploch porostlých dřevinnou vegetací kolísá mezi 10 % až 70 %. Krajiny mají charakter převážně polootevřený.
Lesní krajiny (L)	Lidskými zásahy méně pozměněný, vzácně až přírodní typ krajin. Lesní krajiny jsou charakteristické velkou převahou lesních porostů (nejméně 70 % plochy). Až na výjimky jsou základním typem matric potenciální vegetace u nás. Mají pohledově uzavřený charakter.

3.2 Subpovodí Želivky

Umístění subpovodí v povodí 3. řádu VN Švihov je zobrazeno na obrázku 5 v kapitole 3. V tabulce 4 jsou uvedeny výměry subpovodí, které byly vypočteny v programu ArcGIS.

Profil 7400 se nachází přímo v horní části toku Želivka. Další sledované profily se nachází na přítocích tohoto toku. Profil subpovodí 6900 je na pravostranném přítoku, kterým je Bělá. Dalším pravostranným přítokem, na kterém je umístěn profil 5600, je Janovský potok. Levostranné přítoky, na kterých se nacházejí profily subpovodí 3000, 2100 a 700, jdou přímo do vzdutí VN Švihov. Pro profil 3000 je to Martinský potok, pro profil 2100 je to Blažejovický potok a pro poslední sledovaný profil 700 je to Sedlický potok (HEIS VUV, 2014).

Tab. 4: Plochy subpovodí

Subpovodí	Plocha [km²]
700	72
2100	27
3000	112
5600	129
6900	130
7400	135

3.3 Povodí Kopaninského toku

Povodí Kopaninského toku je subpovodím povodí 5600. Plocha celého povodí je 8,73 km². Uvedená plocha v tabulce je vztažena k závěrovému měrnému profilu na toku, a proto nezahrnuje celé povodí až k ústí do nadřazeného toku (Doležal et al. 2002). Měrný profil se nachází před obcí Velký Rybník. Analýza koncentrací živin a odnosů živin je provedena právě k povodí vztahujícímu se k místu měrného profilu. Hlavní charakteristiky povodí jsou uspořádány v tabulce 5.

Tab. 5: Hlavní charakteristiky pokusného povodí VÚMOP (Doležal et al. 2002)

Název povodí	Kopaninský tok
Nadm.výška (m.n.m.): min - max (průměr)	467 – 578 (523)
Plocha (km ²)	6,69
Hydrologické pořadí	1-09-02-031
Nadřazené vodní toky	Želivka, Sázava, Vltava, Labe
% orné půdy	52 %
% luk a pastvin	14 %
% lesů	30 %
Prům. roč. srážky (mm)/ stanice/ období	665/ Humpolec/1 901-50
Prům.roč. teplota (°C)/ stanice/ období	7,0/ Humpolec/1 901-50
Hlavní matečná hornina	pararula

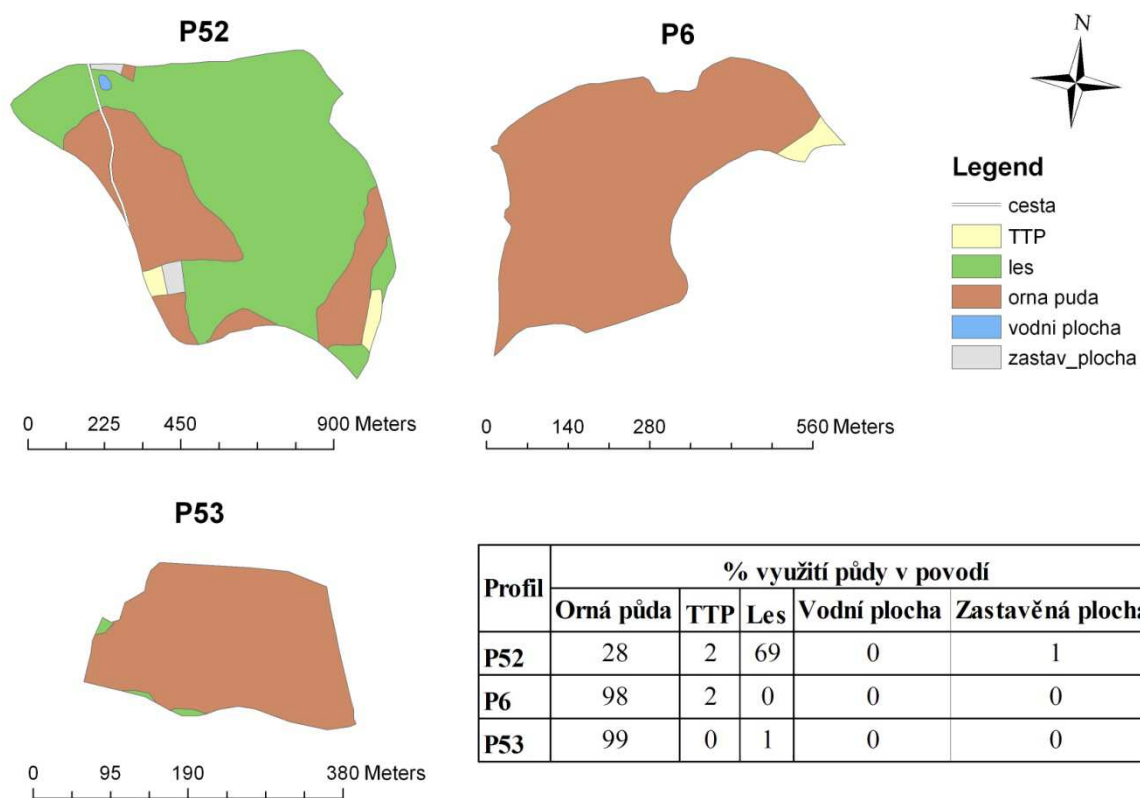
Povodí Kopaninského toku se nachází v kraji Vysočina v okrese Pelhřimov, cca 11 km severovýchodně od města Pelhřimov. Povodí se rozkládá na 8 katastrálních územích – Kletečná u Humpolce, Velký Rybník u Humpolce, Onšovice u Dehtářů, Chvojnov, Žirov, Plevnice, Strměchy a Jelcovy Lhoty. Z hlediska geomorfologie se území nachází v Hercynském systému, v provincii Česká vysočina, v subprovincii Česko-moravská soustava, v oblasti Českomoravská vrchovina, v celku Křemešnická vrchovina. V území se nachází převážně kambizemě, kolem vodoteče jsou gleje a v jižní části se nachází na malé ploše pseudogleje (CENIA, 2014).

Geologický podklad území tvoří přeměněné horniny, jako jsou svorové ruly, pararuly až migmatity (ČGS, 2014).

3.4 Subpovodí Kopaninského toku

V povodí Kopaninského toku jsou monitorována 3 vnořená povodí s rozlohou do 1 km². Povodí P6 má plochu cca 16 ha, povodí P53 zabírá plochu cca 5 ha a P52 zaujímá plochu cca 65 ha. Rozlohy subpovodí byly spočítány v softwaru ArcGIS. Umístění vnořených povodí je zobrazeno na obrázku 5 v kapitole 3.

Subpovodí P6 tvoří převážně orná půda, část území je odvodněna. Subpovodí P53 je tvořeno výhradně ornou půdou a je v celé své ploše odvodněno (LPIS, 2014). Plochu subpovodí P52 zaujímá cca ze dvou třetin les a zbytek je tvořen ornou půdou. Využití území jednotlivých subpovodí Kopaninského toku bylo vyhotoveno podle aktuální ortofotomapy v programu ArcGIS a je zobrazeno na obrázku 7. Dále bylo v programu vypočteno plošné zastoupení jednotlivých druhů využití území a bylo vyjádřeno procentuelně do tabulky ke každému subpovodí. Tabulka je součástí obrázku 7.



Obr. 7: Subpovodí Kopaninského toku

4. METODY

Řešením této diplomové práce je zpracování časových řad koncentrací dusíku a fosforu na vybraných povodích – vymezená velká, střední a malá subpovodí nacházející se v povodí VN Švihov. Byly vyhodnoceny trendy v časových řadách, a to i s ohledem na sezónnost těchto dat. Ze sledovaných veličin v povodích byl analyzován anorganický N, dusičnany a celkový P.

Dále je diplomová práce zaměřena na zhodnocení odnosů živin z povodí. V této části jsou pro jednotlivá povodí analyzovány koncentrace anorganického N, dusičnanů a celkového P v závislosti na průtocích, které byly v zájmových územích také sledovány.

Výzkumná část této DP tematicky navazuje a rozšiřuje část disertační práce Bystřického (2012), kdy bylo použito k řešení vybraných cílů odlišných metod a také některé hypotézy jsou v této DP koncipovány a řešeny jinak. Autor zmíněné disertační práce použil pro analýzu dat klasických parametrických statistických metod (korelační analýza, jednoduchá lineární regrese, polynomická regrese 2. stupně a parametrické testování hypotéz). V této diplomové práci jsou časové řady analyzovány pomocí neparametrických metod, konkrétně využitím Mann-Kendallova testu, Sezónního Mann-Kendallova testu a Kendallova τ . Tyto metody jsou často používány k analýze vodohospodářských dat, které nemají normální rozdělení pravděpodobnosti.

4.1 Sběr dat

Na profilech velkých subpovodí (700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400) byly odebírány vzorky měsíčně. Z těchto vzorků byly poté stanoveny hodnoty sledovaných veličin (formy anorganického dusíku a celkový fosfor) v akreditované laboratoři. Začátky sledování se na jednotlivých povodích liší. Nejdéle sledovaný profil je 3000, kdy sledování probíhalo od roku 1973. Naproti tomu profil, který je sledován nejkratší dobu, je profil 6900. Časové řady koncentrací na profilech jsou v analýzách použity až do XII. 2010.

Na profilech T7U, P6, P52 a P53 bylo prováděno vzorkování také jednou měsíčně a to v období VI. 1992 – XII. 1994. V období I. 1995 – X. 2011 se provádělo vzorkování ve 14-ti denním kroku. Z těchto měření byly pak stanoveny v akreditované laboratoři hodnoty dusičnanového dusíku. Navíc v subpovodích Kopaninského potoka (P6, P52 a P53) bylo použito kontinuálního monitoringu jakosti vod. Při kontinuálním sledování byly odebírány průměrné denní vzorky povodí vzorkovači ISCO 6712 formou slévaných vzorků (odběr 6x denně po 150 ml). Z těchto vzorků byly v akreditované laboratoři stanoveny hodnoty dusičnanového dusíku a celkového fosforu. Kontinuální monitoring probíhal na povodích od XI. 2008 do X. 2011.

Z databáze Povodí Vltavy, s.p. byly převzaty hodnoty průměrných denních průtoků k profilům 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400. Denní průtoky pro profil T7U a profily P6, P52 a P53 byly zjištěny kontinuálním měřením výšky hladiny pomocí ultrazvukové nebo tlakové sondy. Měření byla zaznamenávána do dataloggeru v desetiminutovém intervalu a poté byla přečtena dle odpovídajících rovnic přelivů.

Časové řady koncentrací anorganického N, dusičnanů, celkového P a denních průtoků jsou uvedeny k jednotlivým povodím v tabulce 6.

Tab 6: Přehled časových řad sledovaných veličin zájmových povodí

povodí	plocha [km ²]	časové řady			
		denní průtoky	koncentrace N-NO ₃ ⁻	koncentrace N_anorg	koncentrace P_celk
700	72	—	X.1980 - XII.2010	X.1980 - XII.2010	X.1980 - XII.2010
2100	27	I.1996 - XII.2010	III.1981 - XII.2010	III.1981 - XII.2010	III.1981 - XII.2010
3000	112	I.1996 - XII.2010	III.1973 - XII.2010	III.1973 - XII.2010	I.1977 - XII.2010
5600	129	I.1996 - XII.2010	I.1993 - XII.2010	I.1993 - XII.2010	I.1993 - XII.2010
6900	130	I.1996 - XII.2010	I.1993 - XII.2010	I.1993 - XII.2010	I.1993 - XII.2010
7400	135	I.1996 - XII.2010	II.1991 - XII.2010	II.1991 - XII.2010	II.1991 - XII.2010
T7U	6,7	XI.2003 - X.2011	VI.1992 - X.2011	—	—
P6	0,16	XI.2008 - X.2011	VI.1992 - X.2011	—	XI.2008 - X.2011
P52	0,65	XI.2008 - X.2011	VI.1992 - X.2011	—	XI.2008 - X.2011
P53	0,05	XI.2008 - X.2011	XI.2008 - X.2011	—	XI.2008 - X.2011

4.2 Použité metody vyhodnocení dat

4.2.1 Mann–Kendallův test

Mann–Kendallův test patří mezi neparametrické testy a slouží k zjištění trendu časových řad. Pro svou jednoduchost, robustnost, a tím, že se může vyrovnat s chybějícími hodnotami ve vzorku a hodnotami pod detekčním limitem, je tento test široce používán v oblasti vědy o životním prostředí (Libiseller, 2004).

Obecně jsou neparametrické testy charakterizovány tím, že při jejich použití nepředpokládáme normální rozdělení náhodných proměnných. Neparametrické testy jsou tedy vhodné pro hodnocení ordinálních dat nebo dat naměřených v poměrovém nebo intervalovém měřítku, jež nemají normální rozdělení (Hendl, 2012).

Obecně je Mann–Kendallův test pro časové řady $\{Z_k, k = 1, 2, \dots, n\}$ dat definován jako

$$T = \sum_{j < i} \text{sgn}(Z_i - Z_j),$$

kdy

$$\text{sgn}(x) = \begin{cases} 1, & \text{if } x > 0 \\ 0, & \text{if } x = 0 \\ -1, & \text{if } x < 0 \end{cases}$$

Když není žádný vztah mezi pozorováními a není přítomen trend v časové řadě, statistický test je asymptoticky normálně rozložený s

$E(T) = 0$ a $Var(T) = n(n-1)(2n+5)/18$ (Libiseller, 2004). Z tohoto obecného předpisu byl vyvinut dále Sezónní Mann–Kendallův test.

Výpočty Mann–Kendallova testu a Sezónního Mann–Kendallova testu byly prováděny v programu XLSTAT, který je doplňkem Microsoft Office Excel. Program byl stažen jako 30-ti denní free verze, která je volně ke stažení na www.xlstat.com. Grafické výstupy byly zpracovány v programu Microsoft Office Excel.

4.2.2 Sezónní Mann–Kendallův test

Tento test je používán jako test trendu v časové řadě se sezónními variacemi a je počítán pro jednotlivé měsíce v časových řadách (Libiseller, 2004).

Sezónní Mann–Kendallův test se používá například pro hodnocení trendu v časových řadách hydroklimatických jevů a tyto trendy časových řad mohou být doplněny navíc výpočtem Kendallova koeficientu pořadové korelace τ (Kliment et al. 2011).

4.2.3 Kendallův koeficient pořadové korelace

Kendallův korelační koeficient je založen na statistice inverzí v pořadí a měří sílu vztahu dvou proměnných. Koeficient vychází z dat týkajících se metrického nebo ordinálního hodnocení n objektů ($i = 1, 2, \dots, n$) podle dvou kritérií X a Y, takže ke každému objektu i se získá hodnocení (x_i, y_i) . Tyto dvojice se seřadí podle hodnoty x_i jako rostoucí posloupnosti. Za předpokladu, že kritéria X a Y mají kladnou asociaci, pak budou mít hodnoty y_i také vzestupnou tendenci (nastává konkordance - P), pokud ale kritéria X a Y mají zápornou asociaci, hodnoty y_i budou mít sestupnou tendenci (nastává diskordance - Q). Z rozdílu počtu konkordancí - P a diskordancí - Q se vypočítá Kendallovo S, kdy ale použitelný výsledek závisí jen na určitém rozložení n , proto se Kendallův koeficient $tau t_k$ počítá jako

$$t_k = \frac{S}{D} = \frac{P - Q}{D},$$

kde D je maximální možný počet konkordancí, resp. diskordancí. D má hodnotu $n(n-1)/2$. Kendallovo tau nabývá hodnot od -1 do +1. (Hendl, 2012).

4.2.4 Kvantitativní vyjádření ztrát živin z povodí (výpočet odnosů)

Vzhledem k tomu, že na zájmových profilech byly zvlášť zaznamenávány průtoky a koncentrace živin, bylo nutné z těchto údajů zjistit hodnoty odnosu jednotlivých živin z konkrétních povodí. Celkové odnosy z povodí byly dále přepočítány na odnosy z 1 ha pro každé povodí, aby byla možnost srovnat množství ztrát mezi povodími navzájem.

Odnosy byly vypočítány ze vztahu:

$$L_{t1} = 0,0864 \sum_{i=1}^n \Delta t_i * p_i * Q_i$$

kde

L_{t1} = látkový odnos [kg/rok]

t_i = doba trvání i-tého intervalu sledování [d]

n = počet intervalů sledování za rok

p_i = koncentrace přínosu sledované látky i – nebo sledování [mg/l]

Q_i = objem průtoku vody i – tého sledování [l/s]

Tento výpočet se dá využít i na náhodně zvolený uzávěrový profil, na kterém zpravidla není k dispozici měrný přepad. Používá se zde měřících metod odvozených z rychlosti průtoku vody v upraveném profilu (Gergel et al. 1994).

Odnosy byly vypočítány pro velká a střední subpovodí. Nejprve byly vypočteny průměrné měsíční průtoky pro jednotlivá povodí v celé časové řadě. K nim byly přiřazeny koncentrace živin (sledované také měsíčně), a tato data byla vstupem do výše uvedeného vzorce. Výsledné odnosy vyšly tedy v jednotkách kg/měsíc na povodí a dále byly tyto odnosy přepočteny na 1 hektar z každého povodí. Výpočty byly prováděny v programu Microsoft Office Excel.

4.2.5 Bod zvratu

Bod zvratu byl zaveden kvůli politickým a socio-ekonomickým změnám, které nastaly po roce 1989 na území České republiky. Tyto změny měly vliv i na jakost vody a to takový, že se předpokládá nárůst koncentrací do bodu zvratu a pokles hodnot koncentrací po bodu zvratu. Bod zvratu byl stanoven na základě poznatků Langhammera (2010), který se zabýval změnou kvality v povodí Labe právě v souvislosti s výše uvedenými změnami na území ČR a rozdělil tak data sledování kvality vody do čtyř období podle vývoje změny kvality vody:

- 1970-1979: Intenzivní znečištění povrchových vod způsobené rychlým růstem průmyslových a komunálních zdrojů většinou bez odpovídajících opatření na čištění odpadních vod
- 1980-1989: Maximální zatížení odpadními vodami z průmyslových a komunálních zdrojů doplněné o intenzivní zatížení znečištěním ze zemědělství
- 1990-1999: Zlepšení kvality vody v důsledku změn v politickém systému zemí Východního bloku v roce 1989
- 2000-2006: Poslední zvýšení zatížení znečištěním jako reakce na hospodářský vzestup po vstupu Česka do EU

Je zřejmé, že zásadní změna nastala po roce 1990, kdy se ekonomika České republiky dostala do tzv. transformačního šoku, který se projevil absolutním poklesem výroby ve většině průmyslových odvětví. Transformační šok byl v ČR v letech 1991-1993. Bod zvratu byl tedy určen na leden roku 1993.

5. VÝSLEDKY A DISKUSE

5.1 Analýza časových řad koncentrací živin

5.1.1 Analýza trendů časových řad koncentrací živin

Analýza trendu byla provedena nejprve pro velká povodí – povodí 700, 2100, 3000, 5600, 6900 a 7400. Byla testována přítomnost trendu v časových řadách pro dusík (N_{anorg}) i pro fosfor (P_{celk}). Přítomnosti trendů nebyly testovány pro dusičnany, vzhledem k tomu, že dusičnany představují asi 95% celkového dusíku anorganického (Gergel etl al. 1994). Lze tak předpokládat stejné výsledky testů jako v případě N_{anorg} . Trend byl testován pomocí Mann-Kendallova testu. Dále byl pro všechny profily velkých povodí proveden i Mann-Kendallův sezónní test.

Nejprve byly testovány celé časové řady pro jednotlivá povodí a poté byl v těchto řadách určen „bod zvratu“, který tyto řady rozdělil na 2 úseky, které pak byly testovány samostatně. Bod zvratu byl stanoven na I. 1993. Na úsecích časových řad byla testována přítomnost trendu opět Mann-Kendallovým testem a také byl proveden Mann-Kendallův sezónní test. U časových řad pro profily 5600, 6900 a 7400 nebyla data dělena na 2 úseky bodem zvratu kvůli krátkým dobám sledování veličin na povodí. Na těchto povodích byl hodnocen trend jen v rámci celé časové řady koncentrací.

Nejprve byly stanoveny hypotézy H_0 a H_a . H_0 = trend v časové řadě není. H_a = trend v časové řadě koncentrací je. Test byl proveden na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Po provedení testu v programu byla porovnána hodnota dosažené významnosti *p-value* s hladinou významnosti α a byla potvrzena H_a , nebo zamítnuta ve prospěch H_0 . Byl sledován také Kendallův korelační koeficient τ , který určuje sílu vztahu mezi proměnnými a také sklon trendu.

Výsledky přítomnosti trendu z Mann–Kendallova testu a Sezónního Mann-Kendallova testu v celých časových řadách koncentrací N jsou uvedeny v tabulce 7. Výsledky testů přítomnosti trendů jsou pro koncentrace P uvedeny v tabulce 11. V tabulkách 8 a 9 jsou zpracovány výsledky přítomnosti trendů v časových řadách N, v kterých byl určen bod zvratu. Analogicky jsou pak v tabulkách 12 a 13 zpracovány výsledky pro časové řady P s bodem zvratu. Průběhy časových řad koncentrací N a P byly znázorněny i graficky.

Tab. 7: Přítomnost trendu v časových řadách koncentrací anorganického dusíku (p – value – dosažená hladina významnosti)

povodí	živina	p-value	trend - MK test	p-value	trend - Seasonal MK test
700	N _{anorg}	0,68	nemá	0,742	nemá
2100	N _{anorg}	<0,0001	↗	<0,0001	↗
3000	N _{anorg}	0,034	↗	0,008	↗
5600	N _{anorg}	0,004	↘	0,000	↘
6900	N _{anorg}	0,035	↘	0,000	↘
7400	N _{anorg}	0,115	nemá	0,019	↘

Tab. 8: Trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace anorganického dusíku – Mann-Kendallův test

povodí	živina	časový úsek	p-value	trend	bod zvratu	časový úsek	p-value	trend
700	N _{anorg}	X.1980 - XII.1992	0,703	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,025	↘
2100	N _{anorg}	III.1981 - XII.1992	0,586	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,796	nemá
3000	N _{anorg}	III.1973 - XII.1992	<0,0001	↗	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,138	nemá

Tab. 9: Sezónní trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace anorganického dusíku

povodí	živina	časový úsek	p-value	trend	bod zvratu	časový úsek	p-value	trend
700	N _{anorg}	X.1980 - XII.1992	0,212	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,017	↘
2100	N _{anorg}	III.1981 - XII.1992	0,472	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,726	nemá
3000	N _{anorg}	III.1973 - XII.1992	<0,0001	↗	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,221	nemá

Z výsledků Mann–Kendallova testu vyplývá, že na měrných profilech 2100 a 3000 je průkazný celkový rostoucí trend koncentrací N_{anorg}. U měrných profilů 5600 a 6900 je výsledek testu také ve prospěch H_a. Přítomný celkový trend koncentrací N_{anorg} na těchto povodích je klesající. U měrných profilů 700 a 7400 však výsledek testu neprokázal přítomnost trendu v celé časové řadě, z hodnoty Kendallova τ vyplývá, že hodnoty koncentrací N_{anorg} na profilu 700 mají mírně rostoucí tendenci a na profilu 7400 mají koncentrace sledované živiny klesající charakter. Podobně vychází přítomnost trendů a jejich průběh i ve výsledcích Sezónního Mann–Kendallova testu. U měrného profilu 700 nebyla opět prokázána přítomnost trendu koncentrací v časové řadě. U profilů 2100 a 3000 byla prokázána přítomnost

rostoucího trendu v celé časové řadě a u profilů 5600, 6900 a 7400 je trend v celé časové řadě koncentrací klesající.

Překvapivé jsou výsledky z Mann-Kendalova testu a Sezónního Mann-Kendalova testu z časových řad koncentrací pro N_{anorg} rozdělených bodem zvratu. Výsledky obou testů jsou shodné pro jednotlivá povodí. Překvapivé výsledky se týkaly hlavně profilů 2100 a 3000, které se úplně neshodují s původní hypotézou, že do bodu zvratu měl být trend koncentrací živin rostoucí a po bodu zvratu mělo dojít ke snížení hodnot koncentrací živin a ke změně trendu na klesající. U profilu 2100 nebyla ani v jednom z časových úseků rozdělených bodem zvratu prokázána přítomnost trendu, přesto podle hodnot Kendallova τ mají koncentrace v časové řadě do bodu zvratu rostoucí tendenci a po bodu zvratu jejich hodnoty klesají. U profilu 3000 byl v období do bodu zvratu prokázán rostoucí trend koncentrací, ale v druhém testovaném období po bodu zvratu se další trend neprokázal. Hodnota Kendallova τ byla -0,068 a určuje klesající tendenci koncentrací N_{anorg} .

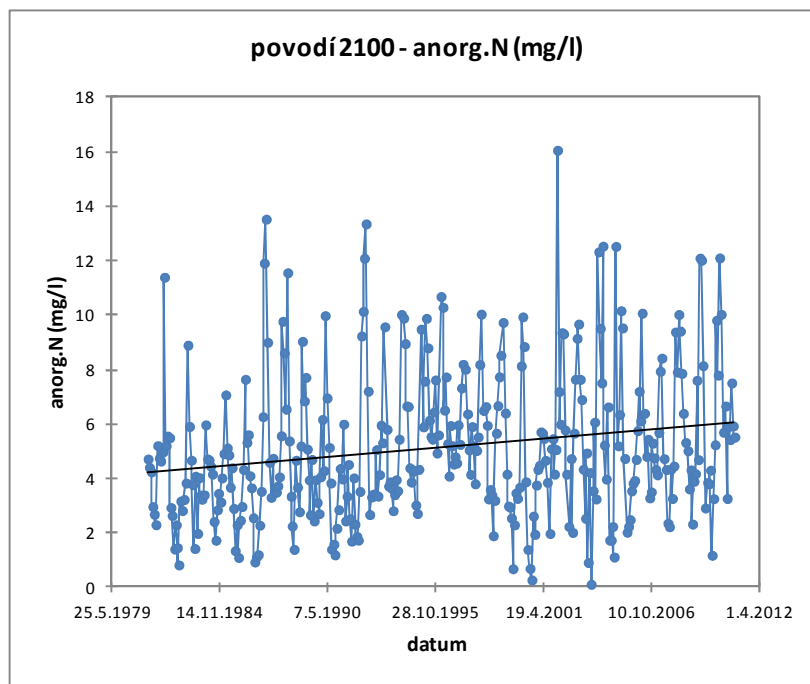
Ani výsledky testu pro měrný profil 700 nepotvrdily zcela předpokládaný průběh trendů při určení bodu zvratu. V období do bodu zvratu v časové řadě profilu 700 nebyl prokázán žádný trend koncentrací, ale v období po bodu zvratu byl prokázán klesající trend, jehož výskyt se v původní hypotéze bodu zvratu předpokládal. Kendallovo τ pro časovou řadu do bodu zvratu vychází kladné a značí tak rostoucí tendenci hodnot koncentrací.

Hodnoty koncentrací N_{anorg} v závislosti na čase jsou zobrazeny na grafech. Tyto grafy jsou doplněny spojnicí trendu, která naznačuje sklon trendu. V textu jsou pro znázornění trendů přidány grafy 1 a 2 průběhů časových řad koncentrací na profilech 2100 a 5600. Ostatní grafy pro zbylé profily jsou v příloze č. 1.

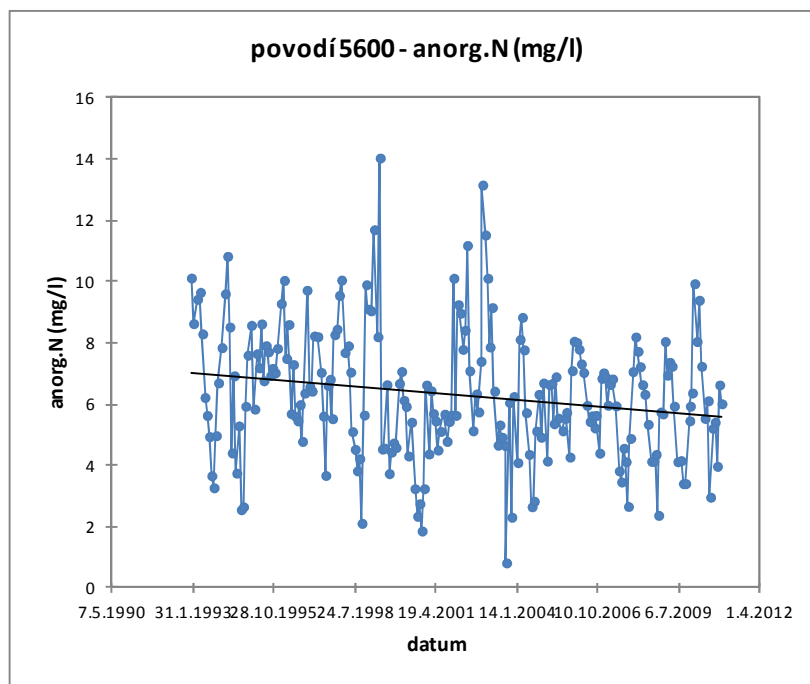
V tabulce 10 jsou uvedeny hodnoty Kendallova τ , které určuje míru závislosti veličin a monotónnost trendu.

Tab. 10: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro celé časové řady koncentrací N_{anorg}

povodí	živina	Kendall τ
700	N_{anorg}	0,014
2100	N_{anorg}	0,149
3000	N_{anorg}	0,066
5600	N_{anorg}	-0,133
6900	N_{anorg}	-0,096
7400	N_{anorg}	-0,068



Graf 1: Koncentrace N_{anorg} – povodí 2100



Graf 2: Koncentrace N_{anorg} – povodí 5600

Tab. 11: Přítomnost trendu v časových řadách koncentrací celkového fosforu (p – value – dosažená hladina významnosti)

povodí	živina	p-value	trend - MK test	p-value	trend - Seasonal MK test
700	P_celk	0,018	↘	0,089	nemá
2100	P_celk	<0,0001	↘	<0,0001	↘
3000	P_celk	<0,0001	↘	<0,0001	↘
5600	P_celk	0,001	↘	<0,0001	↘
6900	P_celk	<0,0001	↘	<0,0001	↘
7400	P_celk	<0,0001	↘	<0,0001	↘

Tab. 12: Trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace celkového fosforu – Mann-Kendallův test

povodí	živina	časový úsek	p-value	trend	bod zvratu	časový úsek	p-value	trend
700	P_celk	X.1980 - XII.1992	0,495	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,162	nemá
2100	P_celk	III.1981 - XII.1992	0,186	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	<0,0001	↘
3000	P_celk	I.1977 - XII.1992	0,037	↗	I. 1993	I.1993 - XII.2010	<0,0001	↘

Tab. 13: Sezónní trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace celkového fosforu

povodí	živina	časový úsek	p-value	trend	bod zvratu	časový úsek	p-value	trend
700	P_celk	X.1980 - XII.1992	0,62	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	0,088	nemá
2100	P_celk	III.1981 - XII.1992	0,083	nemá	I. 1993	I.1993 - XII.2010	<0,0001	↘
3000	P_celk	I.1977 - XII.1992	0,023	↗	I. 1993	I.1993 - XII.2010	<0,0001	↘

Z výsledků Mann–Kendallova testu časových řad koncentrací P_{celk} je patrné, že na všech měrných profilech je průkazný trend, který má klesající tendenci.

Při Sezónním Mann–Kendallově testu nebyl trend v časové řadě průkazný jen pro měrný profil 700. U ostatních profilů velkých povodí (2100, 3000, 5600, 6900 a 7400) byla zamítnuta H_0 ve prospěch H_a , a tudíž je na těchto profilech přítomný trend v časových řadách koncentrací P_{celk} .

Na povodí 700 nebyl ani v období před bodem zvratu, ani v období po bodu zvratu prokázán trend koncentrací P_{celk} . Hodnoty Kendallova korelačního koeficientu pro toto povodí určují rostoucí tendenci koncentrací do bodu zvratu a klesající v období po bodu zvratu. Výsledky přítomnosti trendů na povodí 2100 odpovídají jen z části předpokladu průběhu trendu koncentrací okolo bodu zvratu. Do období zvratu

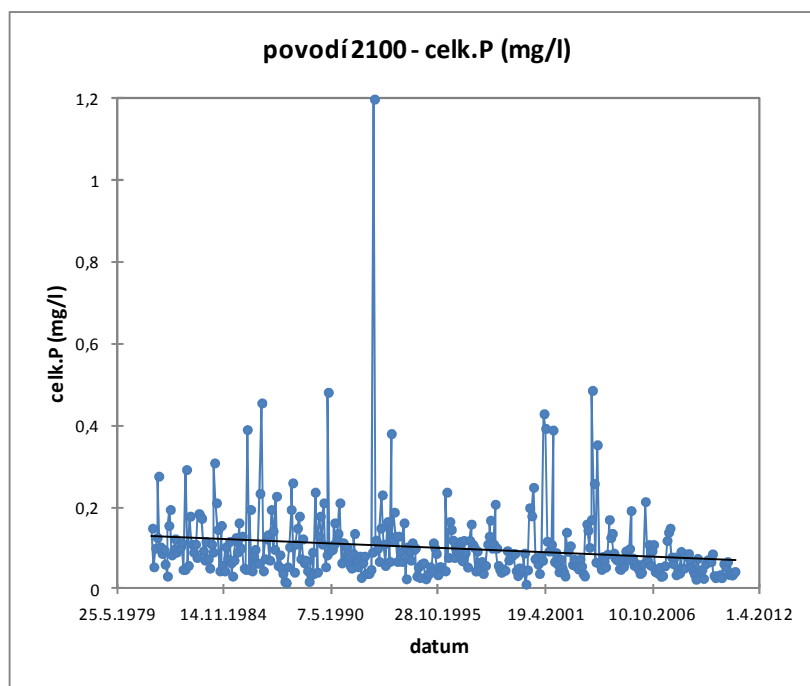
nebyla potvrzena na povodí přítomnost trendu P_{celk} a po období zvratu byl prokázán klesající trend. Kendallovo τ určuje i v případě časové řady do bodu zvratu klesající tendenci koncentrací. Vývoj koncentrací P_{celk} na povodí 3000 zcela odpovídá předpokládanému vývoji trendů koncentrací v časových řadách rozdělených bodem zvratu. V období do bodu zvratu je trend na povodí 3000 rostoucí a po bodu zvratu se trend mění na klesající.

Hodnoty koncentrací P_{celk} v závislosti na čase jsou opět zobrazeny na grafech, které jsou doplněny spojnicí trendu naznačující sklon trendu. Jako příklad jsou v textu zobrazeny grafy 3 a 4, povodí 2100 a 6900. Další grafy pro zbylá velká povodí se nachází v příloze č. 1.

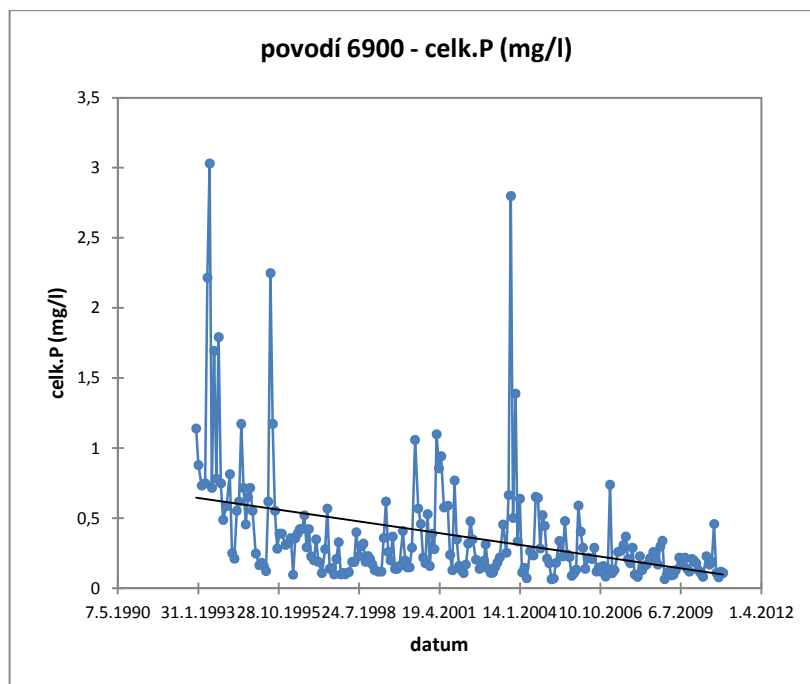
V tabulce 14 jsou uvedeny hodnoty Kendallova τ , které určuje míru závislosti veličin a monotónnost trendu.

Tab 14: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro celé časové řady koncentrací P_{celk}

povodí	živina	Kendall τ
700	P_{celk}	-0,083
2100	P_{celk}	-0,206
3000	P_{celk}	-0,174
5600	P_{celk}	-0,158
6900	P_{celk}	-0,319
7400	P_{celk}	-0,258



Graf 3: Koncentrace P_{celk} – povodí 2100



Graf 4: Koncentrace P_{celk} – povodí 6900

Výsledky testů přítomnosti trendů a jejich průběh v celých časových řadách koncentrací N se hodně liší. Na dvou povodích byl prokázán rostoucí trend koncentrací, na dvou povodích zase vyšel opačný trend - klesající. A na zbylých dvou povodích nebyl prokázán žádný trend, ani klesající ani rostoucí. Ovšem když se vezmou v potaz výsledky korelačních koeficientů v testování časových řad s bodem zvratu, na všech povodích byly zjištěny do bodu zvratu rostoucí hodnoty koncentrací N a v období po bodu zvratu byly hodnoty těchto koncentrací klesající, takže lze říci, že po změnách v roce 1989 došlo k nepatrnému snížení koncentrací N.

Co se týče přítomnosti trendů koncentrací P, na všech povodích byly prokázány klesající trendy v celých časových řadách. A podle korelačního koeficientu se hodnoty koncentrací P v časových řadách s určeným bodem zvratu v období do bodu zvratu zvyšují a po bodu zvratu mají klesající tendenci.

Při porovnání této DP s disertační prací Bystřického (2012) je patrné, že v této práci, kde bylo použito neparametrických metod testování, vyšlo statisticky méně průkazných trendů než v disertační práci, kde autor použil testů parametrických. Tato skutečnost je dána tím, že neparametrické testy jsou obvykle ve srovnání s parametrickými konzervativní, nebo jinak řečeno, mají menší sílu testu (Hendl, 2012).

Změnou kvality vody se zabýval Langhammer (2010) na povodí Labe v ČR v souvislosti s politicko-ekonomickými změnami po roce 1989 a uvádí, že zde došlo v devadesátých letech k poklesu úrovně znečištění, které bylo prostorově omezeno na samotném Labi a jeho hlavních přítocích a bylo způsobeno především změnami v klíčových průmyslových a městských oblastech. Tento pokles dokládá změnami v ústí řeky v Děčíně, kde poklesly ukazatele odrážející znečištění z bodových zdrojů (např. BSK₅, N-NH₄, nebo COD) v průběhu roku 1990 na nejnižší úroveň zjištěnou v průběhu sledovaného období od konce roku 1960, a také ukazatele odrážející znečištění z plošných nebo smíšených zdrojů (nitráty, fosforu) ukázaly malé zlepšení.

Krysanova et al. (2006) také dokladuje pozitivní změny trendů živin v souvislosti se změnami politicko-ekonomického systému na přelomu osmdesátých a devadesátých let 20. století na povodí Warty a Labe. U povodí Warty byl zjištěn také rozdíl v trendech P a N, kde byl zjištěn výrazný pokles koncentrací fosforečnanů a amoniakálního N a zvýšení koncentrace dusičnanů, které je v tomto případě vysvětleno snížením pěstování plodin, které jsou schopny fixovat N, a tím se sníží potřeba hnojení.

Absalon and Matysik (2007) zkoumali změnu kvality vody v horním povodí Odry a také uvádí, že obsah živin (N a P) se v desetiletí 1990-2000 výrazně snížil v důsledku snížení používání průmyslových hnojiv a znečištění z průmyslových zdrojů.

Ke změnám trendů živin došlo po roce 1990 i v lotyšských řekách. Trendy lotyšských řek v souvislosti se změnami v zemědělské praxi zkoumal Stålnacke et al. (2003). Jeho studie ukazuje, že jen v některých testech byl průkazný klesající trend dusíku, přestože došlo k dramatickým změnám v zemědělské praxi. A tuto skutečnost vysvětluje možnou mineralizací velkých rezerv organického dusíku a organické hmoty v půdě, které se nahromadily v průběhu několika let ještě před dramatickými změnami v zemědělství. Autoři dále zjistili, že trendy koncentrací fosforu jsou přítomny v polovině studovaných lokalit s klesajícím průběhem. Avšak v tomto případě nelze vyloučit, že to bylo způsobeno i faktory jinými, než je snížení emisí ze zemědělství, ale například snížením emisí z bodových zdrojů znečištění.

Přítomnost trendu byla pomocí Mann-Kendallova testu analyzována i na povodí T7U a jeho subpovodích – P6 a P52. Byly analyzovány časové řady koncentrací N-NO₃⁻. Časové řady koncentrací P_{celk} nebyly testovány, protože jsou moc krátké, nebo nebyly na konkrétních profilech vůbec sledovány. To platí i pro časovou řadu N-NO₃⁻ profilu P 53, která je také krátká a nebyla proto na přítomnost trendu testována.

Hypotézy byly stanoveny stejně jako pro velká povodí. H₀ = trend v časové řadě není přítomen. A alternativní hypotéza H_a = trend v časové řadě je přítomen. Hladina významnosti α , na které byly testy provedeny, byla 0,05.

Pro časové řady povodí T7U, P6, P 52 a P 53 nebyly zaváděny body zvratu kvůli krátkým intervalům sledování hodnocených veličin.

Výsledky obou testů pro střední a malá povodí jsou uvedeny v tabulce 15. V tabulce 16 jsou zaznamenány hodnoty Kendallova τ . Časové řady koncentrací N-NO₃⁻ jsou dále zobrazeny na grafech 5,6 a 7.

Tab 15: Přítomnost trendu v časových řadách koncentrací N-NO₃⁻ (p – value – dosažená hladina významnosti)

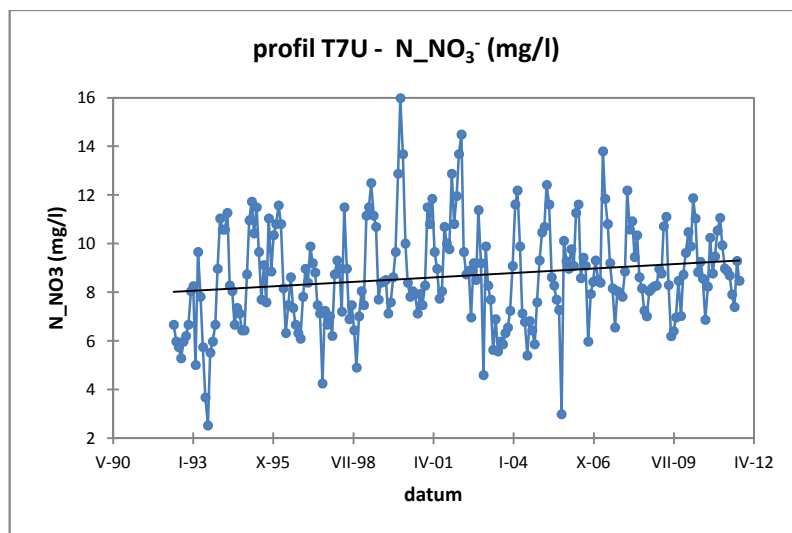
povodí	živina	p-value	trend - MK test	p-value	trend - Seasonal MK test
T7U	N_NO ₃ ⁻	0,002	↗	0,003	↗
P6	N_NO ₃ ⁻	<0,0001	↗	<0,0001	↗
P52	N_NO ₃ ⁻	<0,0001	↗	<0,0001	↗

Tab 16: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro časové řady koncentrací N-NO₃⁻

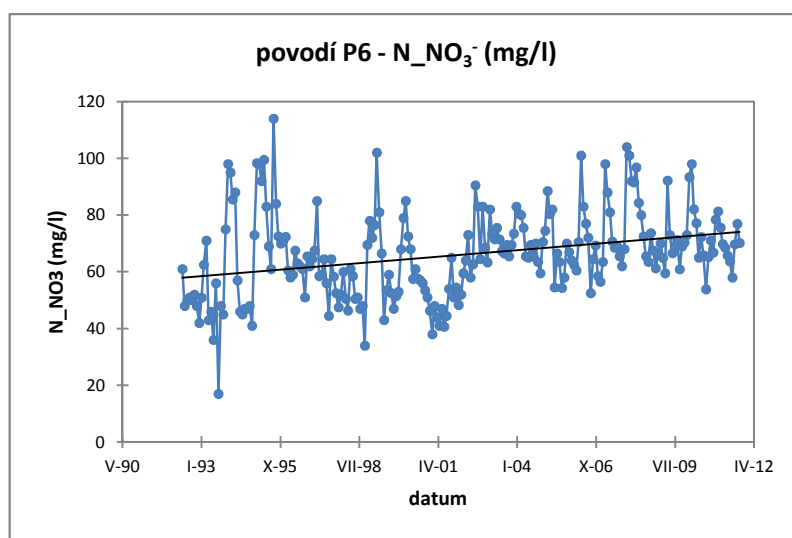
povodí	živina	Kendall τ
T7U	N_NO ₃ ⁻	0,136
P6	N_NO ₃ ⁻	0,245
P52	N_NO ₃ ⁻	0,261

Z výsledků je patrné, že ve všech časových řadách koncentrací N-NO₃⁻ je přítomný rostoucí trend. Rostoucí trend je potvrzen u všech subpovodí i při analýze Sezónním Mann-Kendallovým testem. Z hodnot Kendallova τ a i grafů časových řad koncentrací N-NO₃⁻ je patrné, že koncentrace mají stálou zvyšující se tendenci i po letech, kdy proběhly na území ČR změny politicko-ekonomického systému, a kdy by se mohly předpokládat pozitivní změny (snížení koncentrací živin), jako tomu bylo ve většině analyzovaných velkých subpovodích.

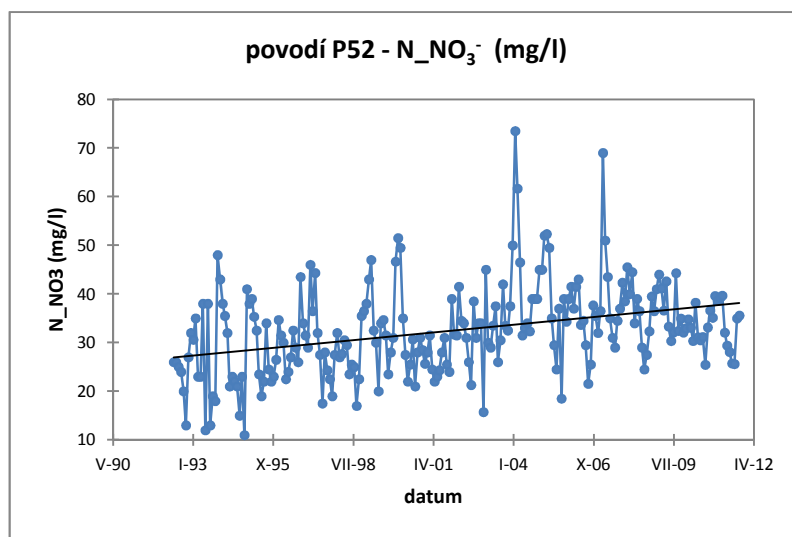
Rozdíl mezi hodnotami koncentrací živin v malých a velkých povodích zjistil i Langhammer (2010), kdy v české části povodí Labe byly zjištěny nejvyšší průměrné koncentrace celkového fosforu a dusíku v nejmenších vodních tocích. Čím větší je tedy plocha povodí a vyšší průměrné dlouhodobé průtoky, tím vyšší je celková kvalita vody a dynamika poklesu znečištění. Znečištění malých vodních toků je důsledkem zvyšující se intenzity využívání půdy, rozsáhlé urbanizace a procesů suburbanizace, a je jedním z klíčových vodohospodářských problémů ve většině evropských zemí (Langhammer and Rödlová, 2013). Analýza povodí v okresech Českých Krumlov a Pelhřimov (Kvítek et al. 2009) ukázala, že nejdůležitějším faktorem ovlivňujícím znečištění životního prostředí dusičnany je podíl orné půdy v povodí. Čím vyšší je podíl orné půdy v povodí, tím vyšší je kontaminace dusičnany v toku. Technologický pokrok v zemědělství, efektivní čištění odpadních vod a přísnější legislativní předpisy představují jedinečnou příležitost pro snížení znečišťujících látek v malých tocích venkovských oblastí (Langhammer and Rödlová, 2013).



Graf 5: Koncentrace N-NO₃⁻ – povodí T7U



Graf 6: Koncentrace N-NO₃⁻ – povodí P6



Graf 7: Koncentrace N-NO₃⁻ – povodí P52

5.1.2 Analýza trendů časových řad odnosů živin

Obdobně jako časové řady koncentrací živin byly testovány odnosy živin na přítomnost trendu v časových řadách. Analýza trendu byla provedena jen pro velká subpovodí (2100, 3000, 5600, 6900 a 7400) a pro povodí T7U, u kterých jsou průtoky zaznamenávány od roku 1996 (u velkých subpovodí) a od roku 2003 (u T7U). Malá subpovodí P6, P52 a P53 mají moc krátké časové řady sledování průtoků na svých profilech pro hodnocení přítomnosti dlouhodobých trendů. Byly testovány celé časové řady, nebyl zde určován bod zvratu. Nebyla provedena analýza trendu odnosů pro subpovodí 700, zde nebyly průtoky monitorovány.

Odnosy živin byly testovány Mann–Kendallovým testem a Sezónním Mann–Kendallovým testem. Testy byly prováděny na hladině významnosti $\alpha = 0,05$. Byla stanovena nulová a alternativní hypotéza. H_0 = trend není přítomen v časové řadě odnosů živin. H_a = trend je přítomen v časové řadě odnosů živin. Po provedení testu v programu XLSTAT byla porovnána hodnota dosažené významnosti *p-value* s hladinou významnosti α . V případě, že $\alpha > p\text{-value}$, byla zamítnuta H_0 ve prospěch H_a a pokud byla $\alpha < p\text{-value}$ nebyla zamítnuta H_0 . Byl hodnocen i Kendallův korelační koeficient τ , podle kterého byla určena míra závislosti analyzovaných veličin a také sklon trendu.

U velkých subpovodí byly analyzovány odnosy anorganického N a celkového P. A pro profil T7U byla provedena analýza jen pro N-NO_3^- , ostatní živiny na profilu nebyly sledovány.

Výsledky Mann–Kendallova testu a Sezónního Mann–Kendallova testu v časových řadách odnosů živin pro velká subpovodí jsou zpracovány v tabulce 17 a 18. V tabulce 19 jsou uvedeny hodnoty Kendallova korelačního koeficientu τ pro analýzu odnosu N_{anorg} a P_{celk} velkých subpovodí. Výsledky testů a Kendallovo τ pro profil T7U je uveden v tabulce 20.

Odnosy živin v závislosti na čase byly zobrazeny pro všechny analyzované profily také graficky.

Tab. 17: Přítomnost trendu v časových řadách odnosů N_{anorg} (p-value – dosažená hladina významnosti)

povodí	živina	p-value	trend - MK test	p-value	trend - MK Seasonal test
2100	N_{anorg}	0,166	nemá	0,47	nemá
3000	N_{anorg}	0,904	nemá	0,577	nemá
5600	N_{anorg}	0,032	↘	0,021	↘
6900	N_{anorg}	0,160	nemá	0,126	nemá
7400	N_{anorg}	0,622	nemá	0,830	nemá

Tab. 18: Přítomnost trendu v časových řadách odnosů P_{celk} (p-value – dosažená hladina významnosti)

povodí	živina	p-value	trend - MK test	p-value	trend - MK Seasonal test
2100	P_{celk}	0,223	nemá	0,432	nemá
3000	P_{celk}	0,038	↘	0,033	↘
5600	P_{celk}	0,001	↘	0,001	↘
6900	P_{celk}	<0,0001	↘	<0,0001	↘
7400	P_{celk}	0,000	↘	<0,0001	↘

Tab. 19: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro časové řady koncentrací N_{anorg} a P_{celk}

povodí	odnos živiny	Kendall τ	odnos živiny	Kendall τ
2100	N_{anorg}	0,070	P_{celk}	-0,061
3000	N_{anorg}	0,006	P_{celk}	-0,104
5600	N_{anorg}	-0,108	P_{celk}	-0,163
6900	N_{anorg}	-0,071	P_{celk}	-0,233
7400	N_{anorg}	-0,025	P_{celk}	-0,191

Výsledky Mann–Kendalova testu prokazují přítomnost trendu v časových řadách odnosů N_{anorg} jen u povodí 5600. V případě ostatních velkých subpovodí nebyla zamítnuta H_0 , která značí nepřítomnost trendu v testované časové řadě. Trend odnosu pro subpovodí 5600 je podle Kendallova τ klesající.

U subpovodí 2100 a 3000, u kterých sice nebyl prokázán trend v časové řadě odnosů, mají hodnoty odnosů rostoucí tendenci. U subpovodí 6900 a 7400, jež také nemají patrný trend v časové řadě, jsou naopak hodnoty odnosů klesajícího charakteru. Monotónnost odnosů časových řad bez průkazného trendu byla určena podle Kendallova korelačního koeficientu τ .

Podobně vyšla přítomnost trendu v časové řadě odnosů N_{anorg} i v Sezónním Mann–Kendallově testu. Trend byl prokázán pouze u subpovodí 5600 a to s klesajícím charakterem.

U odnosů P_{celk} Mann–Kendallův test prokázal klesající trend v časových řadách u subpovodí 3000, 5600, 6900 a 7400. Odnosy P_{celk} v subpovodí 2100 nevykazují podle výsledků testu žádný trend. Hodnoty odnosů mají ale podle hodnoty Kendallova τ také klesající charakter.

Sezónní Mann–Kendallův test vyšel pro odnosy P_{celk} stejně jako Mann–Kendallův test. Trend v časových řadách byl patrný na subpovodích 3000, 5600, 6900 a 7400. Na všech těchto povodích byl průkazný trend klesající. Odnosy P_{celk} z povodí 2100 nemají průkazný trend.

Výsledky testů jsou doplněny grafickým znázorněním odnosů N_{anorg} a P_{celk} v závislosti na čase z povodí 5600 na grafu 8 a 9. Další grafy z ostatních velkých subpovodí jsou součástí přílohy č. 2.

Tab. 20: Přítomnost trendu v časové řadě odnosů $N\text{-NO}_3^-$ (p-value – dosažená hladina významnosti) a Kendallovo τ (Mann-Kendall test)

povodí	odnos živiny	p-value	trend - MK test	p-value	trend - MK Seasonal test	Kendall τ
T7U	$N\text{-NO}_3^-$	0,807	nemá	0,544	nemá	0,017

Z výsledků je patrné, že Mann–Kendallovým testem nebyla zamítnuta H_0 . Trend v časové řadě není přítomný. Trend nebyl prokázán ani Sezónním Mann–Kendallovým testem. Podle Kendallova τ mají ale hodnoty odnosů $N\text{-NO}_3^-$ rostoucí charakter. Odnosy v závislosti na čase jsou znázorněny v grafu 10.

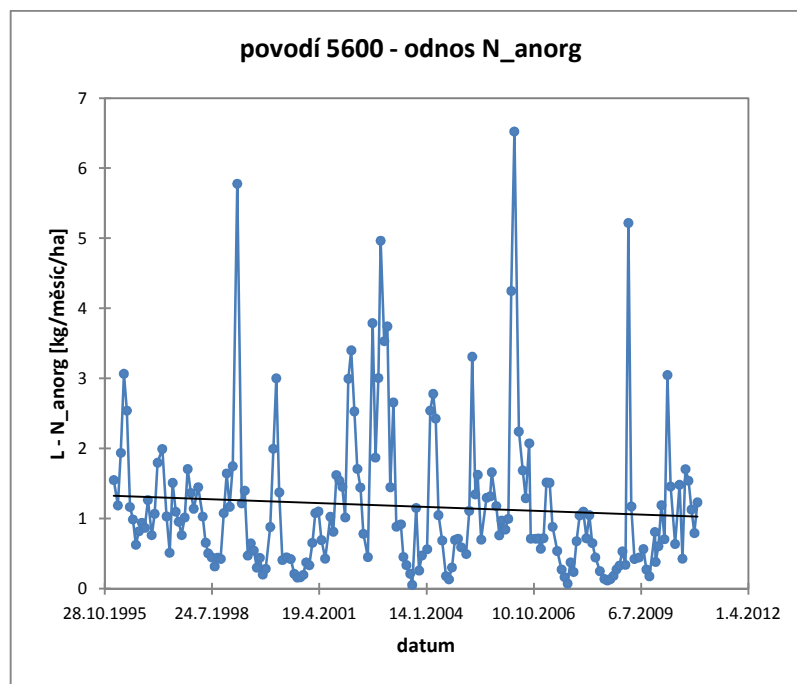
Analýzu trendů odnosů živin prováděl ve své studii na osmi norských povodích i Bechmann et al. (2008) a výsledky jeho analýzy neprokázaly přítomnost trendu u odnosů jak pro N, tak pro P v časových řadách, které začínaly cca v roce 1992 a později. Autor uvádí, že hlavním důvodem, proč nebyly pozorovány předpokládané klesající trendy odnosů N a P v povodích, je skutečnost, že procesy snižování podílu živin v povodích začaly již před začátkem většiny analyzovaných časových řad.

K podobným závěrům došel ve své studii i Povilaitis et al. (2014), který zkoumal trendy odnosů dusíku na třech povodích v Litvě. Ani na jednom povodí nebyl prokázán trend v časové řadě odnosů N.

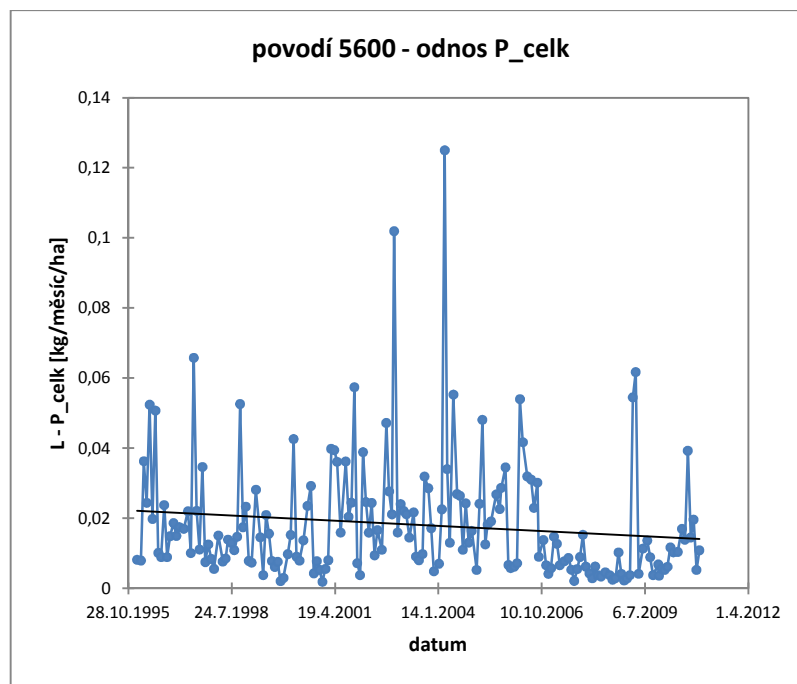
Vývojem trendů odnosů živin se zabýval i Zhang et al. (2013) v povodí řeky Susquehanna ve Spojených státech, na kterém se mimo jiné ukazuje klesající trend odnosů celkového P v letech 1986 – 2011. Tato klesající tendence naznačuje, že

kontroly řízení související se snížením vstupů látek ze zdrojů znečištění byly v této oblasti účinné.

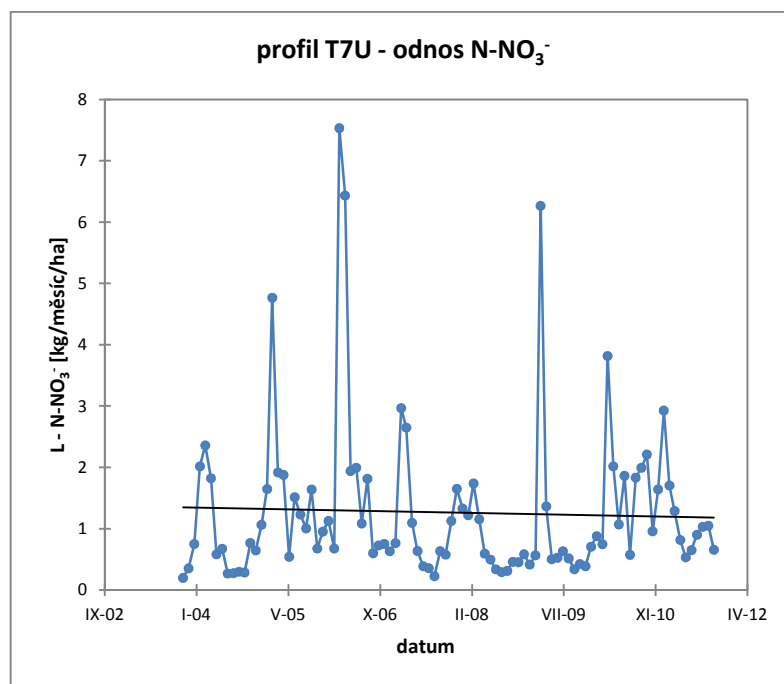
Snížení odnosů živin je zapříčiněno například snížením plochy orné půdy, zlepšením hospodaření s živinami (snížení dávek hnojiv) a zlepšením v oblasti čištění odpadních vod (Bechmann et al. 2008). Povilaitis et al. (2014) také uvádí, že hodnoty odnosů dusíku z povodí jsou ovlivněny podílem orné půdy a trvalých travních porostů v povodí, jakož i půdními podmínkami a srážkami.



Graf 8: Odnosy N_{anorg} – povodí 5600



Graf 9: Odnosy P_{celk} – povodí 5600



Graf 10: Odnosy N-NO₃⁻ – profil T7U

5.1.3 Hodnocení statistických ukazatelů koncentrací a odnosů vybraných subpovodí

V rámci práce byly ještě porovnány hodnoty koncentrací a odnosů z jednotlivých subpovodí statistickými ukazateli. Statistické ukazatele byly vypočteny pro všechna povodí za stejné časové období, které bylo vybráno od I. 2009 do XII. 2010. V tomto období jsou ve všech povodích k dispozici sledované veličiny (koncentrace a odnosy). Statistické ukazatele byly vypočítány pro časové řady koncentrací N-NO_3^- a P_{celk} a odnosů N-NO_3^- a P_{celk} . Ukazatele byly vypočítány v programu Microsoft Office Excel. Z ukazatelů byl spočítán medián, průměr, směrodatná odchylka a variační koeficient. Byly hodnoceny časové řady koncentrací živin všech zájmových subpovodí, jak velkých, tak středních i malých rozloh. U časových řad odnosů byla také hodnocena všechna subpovodí, kromě subpovodí 700, u kterého nebyly sledovány průtoky a nemohly z něj být proto stanoveny odnosy živin. Pro jednotlivá povodí byly vypočítány specifické odnosy v kg/měsíc/ha, aby se daly hodnoty porovnávat.

V tabulce 21 jsou uvedeny hodnoty statistických ukazatelů pro koncentrace živin a v tabulce 22 pro specifické odnosy živin.

Tab. 21: Statistické ukazatele koncentrací N-NO_3^- a P_{celk}

povodí	medián		průměr		směrodatná odchylka		variační koeficient	
	N-NO_3^- [mg/l]	P_{celk} [mg/l]	N-NO_3^- [mg/l]	P_{celk} [mg/l]	N-NO_3^- [mg/l]	P_{celk} [mg/l]	N-NO_3^- [mg/l]	P_{celk} [mg/l]
700	10,06	0,08	10,44	0,10	3,98	0,06	0,38	0,67
2100	5,81	0,04	6,46	0,05	2,97	0,02	0,46	0,35
3000	7,83	0,06	8,01	0,07	3,42	0,03	0,43	0,41
5600	5,98	0,07	6,04	0,08	1,79	0,07	0,30	0,80
6900	7,06	0,13	7,43	0,16	2,27	0,08	0,30	0,49
7400	6,28	0,05	6,63	0,06	2,22	0,03	0,33	0,60
P6	15,68	0,06	16,22	0,06	2,86	0,04	0,18	0,56
P52	7,91	0,06	7,95	0,07	1,65	0,03	0,21	0,48
P53	17,21	0,05	17,63	0,06	4,25	0,03	0,24	0,55
T7U	8,80	—	8,95	—	1,50	—	0,17	—

Tab. 22: Statistické ukazatele specifických odnosů N-NO_3^- a P_{celk}

povodí	medián		průměr		směrodatná odchylka		variační koeficient	
	specifický odnos [kg/měsíc/ha]		specifický odnos [kg/měsíc/ha]		specifický odnos [kg/měsíc/ha]		specifický odnos	
	N-NO_3^-	P_{celk}	N-NO_3^-	P_{celk}	N-NO_3^-	P_{celk}	N-NO_3^-	P_{celk}
2100	0,727	0,006	1,365	0,008	1,603	0,007	1,174	0,790
3000	1,230	0,009	2,074	0,015	2,444	0,013	1,178	0,896
5600	0,753	0,010	1,099	0,014	1,060	0,015	0,965	1,056
6900	0,895	0,020	1,194	0,025	0,940	0,022	0,787	0,911
7400	1,080	0,009	1,594	0,011	1,770	0,011	1,110	0,947
P6	1,519	0,006	2,567	0,010	2,403	0,009	0,936	0,920
P52	0,491	0,004	0,674	0,007	0,537	0,006	0,797	0,872
P53	0,844	0,003	2,121	0,009	3,196	0,015	1,507	1,702
T7U	0,814	—	1,345	—	1,309	—	0,974	—

Největší průměrné koncentrace N-NO_3^- z velkých subpovodí byly zjištěny pro subpovodí 700, pro střední a malá subpovodí vyšla nejvyšší průměrná hodnota koncentrací N-NO_3^- pro povodí P53. Při srovnání průměrných hodnot koncentrací N-NO_3^- velkých a malých povodí je zřejmé, že vyšší hodnoty koncentrací N-NO_3^- jsou v malých povodích. Týká se to především povodí P53 a P6, jejichž plocha je tvořena z velké části ornou půdou.

Průměrné koncentrace P_{celk} nemají takový rozptyl hodnot pro jednotlivá dílčí povodí jako koncentrace N-NO_3^- . Nejvyšší průměrné koncentrace P_{celk} vyšly v povodí 6900 a jejich hodnota byla skoro dvojnásobná než u ostatních povodí. Rozdíl hodnot průměrných koncentrací mezi velkými a malými dílčími povodími nebyl nijak zvlášť výrazný. Velké koncentrace P_{celk} v povodí 6900 jsou zřejmě zapříčiněny existencí velkého sídla, města Pelhřimov, které je zdrojem většího zatížení znečištění fosforem ze splaškových odpadních vod (Pitter, 2009). Liška and Duras (2011) ve svém příspěvku o monitoringu kvality vody VN Švihov tuto skutečnost potvrzuje tím, že mezi nejvíce zatížená povodí VN Švihov patří mimo jiných zvláště oblast Bělé pod Pelhřimovem.

V případě specifických odnosů N-NO_3^- byly nejvyšší průměrné hodnoty pro velká subpovodí zjištěna v subpovodí 3000, a pro malá a střední subpovodí v subpovodí P6. Celkově nejvyšší byly zjištěny specifické odnosy N-NO_3^- právě v povodí P6. Průměrné specifické odnosy P_{celk} vyšly celkově nejvyšší v subpovodí

6900. Hodnoty průměrných specifických odnosů N-NO_3^- ani P_{celk} z malých povodí se výrazně nelišily od hodnot zjištěných na velkých povodích.

Fučík et al. (2008) ve své studii na povodích různých měřítek prokázal závislost koncentrací dusičnanů na využití půdy, a to především na podílu orné půdy v povodí. Při poklesu podílu orné půdy v povodí byl zjištěn pokles koncentrace dusičnanů v povrchových vodách. Tang et al. (2011) ve výsledcích své studie potvrzuje, že změny využití půdy mají vliv na odnosy N a P (např. snížením procenta plochy orné půdy a zároveň zvýšením procenta lesní plochy nebo travních porostů se snížily odnosy živin). Thyssen (2001) uvádí, že existují v různě velkých tocích rozdíly koncentrací živin, a to hlavně koncentrací dusičnanů. V malých a středních tocích se nacházejí vyšší koncentrace dusičnanů než ve velkých řekách. Rozdíl u koncentrací celkového P není tak výrazný v souvislosti s velikostí toků.

6. ZÁVĚR

Cílem práce byla analýza přítomnosti trendů koncentrací a odnosů živin v povodích a jejich popis. Zájmovým územím pro analýzy koncentrací a odnosů živin byla subpovodí různých velikostí v povodí VN Švihov na Želivce.

Vyhodnocení dlouhodobých časových řad koncentrací mělo odlišný průběh pro N a P. Trendy koncentrací P odrážely ve většině případů vývoj jakosti vody v ČR, který byl popisován mnoha autory a souvisel se změnami politicko-ekonomického systému v zemích bývalého Východního bloku. Výsledky přítomností trendů koncentrací N nebyly jednoznačné. Některá povodí vykazovala trend klesající, některá trend koncentrací rostoucí a v několika povodích nebyl trend prokázán vůbec. Toto je dáno zřejmě odlišnostmi procesů přeměn N v jednotlivých přírodních sférách v povodí. K pozitivním změnám trendu N nemuselo například dojít z toho důvodu, že se nezměnilo v zájmové území výrazně využití půdy, které často doprovázelo právě změny po roce 1989 v oblasti zemědělství.

Výsledky analýzy přítomnosti trendu v dlouhodobých časových řadách odnosů měly také odlišný průběh pro jednotlivé živiny. U většiny povodí nebyl prokázán trend odnosů N. Naproti tomu trendy v časových řadách odnosů P byly prokázány skoro u všech povodí. Množství odnosů z povodí je také ovlivňováno zemědělskou praxí, která je v daném území rozšířena, dále pak přírodními faktory (např. srážkami), nebo technologiemi čištění odpadních vod.

Obecně lze říci, že došlo ke snížení koncentrací živin v povodí a ke zlepšení kvality vody, jak už zlepšením technologií čištění odpadních vod, tak snížením podílu aplikovaných hnojiv, nebo změnami ve využití pozemků v zemědělství atd. Avšak stále zde existují zdroje znečištění, které je potřeba eliminovat nebo alespoň zmírnit. Z bodových zdrojů jde především o likvidaci odpadních vod u malých obcí menších než 500 ekvivalentních obyvatel. U plošných zdrojů je problémem erozní proces a meliorace v území. Erozní smyvy zanášejí vodní nádrže a navíc je jejich prostředí obohacováno o živiny z erodovaného materiálu.

VN Švihov na Želivce je největším zdrojem pité vody v České republice, proto je potřeba situaci v povodí dále sledovat a zaměřit se navíc na plošné a difúzní zdroje znečištění. Liška et al. (2012) doporučuje zacílit ještě monitoring na tzv. hydrologické události, který by přispěl k vyhodnocení vlivu způsobu využití zemědělské půdy a agroenvironmentálních opatření na jakost vod v povodí.

7. LITERATURA

- Absalon, D., Matysik, M. (2007): *Changes in water quality and runoff in the Upper Oder River Basin*. *Geomorphology*, roč. 92, č. 3-4, s. 106-118, doi:10.1016/j.geomorph.2006.07.035
- Asner, G.P., Townsend, A.R., Riley, W.J., Matson, P.A., Neff, J.C., Cleveland, C.C. (2001): *Physical and biogeochemical controls over terrestrial ecosystem responses to nitrogen deposition*. *Biogeochemistry*, roč. 54, č. 1, s. 1-39, DOI: 10.1023/A:1010653913530
- Bechmann, M., Deelstra, J., Stålnacke, P., Eggestad, H.O., Øygarden, L., Pengerud, A. (2008): *Monitoring catchment scale agricultural pollution in Norway: policy instruments, implementation of mitigation methods and trends in nutrient and sediment losses*. *Environmental Science & Policy*, roč. 11, č. 2, s. 102-114, doi:10.1016/j.envsci.2007.10.005
- Brožová, K. a autorský kolektiv (editorka Volaufová, L.) (2008): *Hospodářství a životní prostředí v České republice po roce 1989*. CENIA, Praha, 185 s., ISBN 978-80-85087-67-3
- Campo, J., Maass, M., Jaramillo, V.J., Martínez-Yrizar, A., Sarukhán, J. (2001): *Phosphorus cycling in a Mexican tropical dry forest ecosystem*. *Biogeochemistry*, roč. 53, č., s. 161-179, ISSN 0168-2563
- CENIA (2014): Česká informační agentura životního prostředí. <http://geoportal.gov.cz/web/guest/map> Staženo 13.1.2014
- Cílek, V. (2007): *Nový problém: globální cyklus dusíku: Ten třetí vzadu*. *Vesmír*, roč. 86, č. 6, s. 362-368, ISSN 0042-4544
- ČGS (2014): Česká geologická služba. <http://www.geologicke-mapy.cz/regiony/> Staženo 13.1.2014
- DIBAVOD (2014): Digitální báze vodohospodářských dat. VÚV T.G.M. <http://www.dibavod.cz/24/charakteristiky-toku-a-povodi-cr.html?PHPSESSID=e20ed055a884f18200814cba133ebcc4> Staženo 13.1.2014

- Doležal F., Čmelík M., Kulhavý Z., Kvítek T., Pilná E., Soukup M., Tipl M. (2002): *Základní charakteristika pokusných povodí*. Sborník workshopu "Pokusná zemědělsko-lesní povodí VÚMOP ve středočeském krystaliniku", editor Doležal F., Nové Hrady 2001, 96 str.
- Fučík P., Kvítek, T., Lexa, M., Novák, P., Bílková, A. (2008): *Assessing the Stream Water Quality Dynamics in Connection with Land Use in Agricultural Catchments of Different Scales*. Soil and Water Research, roč. 3, č. 3, s. 98-112, ISSN 1801-5395 <http://www.agriculturejournals.cz/uniqueFiles/02692.pdf> Staženo 2.4.2014
- Gergel, J., Jindra, J., Soukup, M., Stara, J. (1994): *Hlavní zásady pro odběr a vyhodnocování kvality povrchových vod odtékajících ze zemědělsky využívaných povodí*. Metodika 12/1994, VÚMOP Praha, 26 s.
- Haberle, J., Svoboda, P. (2008): *Vyplavování dusíku z půdy*. Nové Agro, roč. 1, č. 1, s. 38-40, ISSN 1802-7903
- HEIS VUV (2014): *HYDROEKOLOGICKÝ INFORMAČNÍ SYSTÉM*, Výzkumný ústav vodohospodářský T.G.Masaryka. <http://heis.vuv.cz/> Staženo 13.1.2014
- Hejzlar, J. (1996): *Bilancování zdrojů živin (N, P) v povodí nádrže Želivka: Vyhodnocení plošných zdrojů z látkových toků v uzávěrových profilech*. In: Fuksa, J. (garant): Sborn. Želivka 1996 - problémy jakosti vody vodárenské nádrže. Praha : Česká vědeckotechnická vodohospodářská společnost, s. 67-76, ISBN: 80-02-01128-7
- Hejzlar, J. (2003): *Koloběh fosforu v nádržovém ekosystému*. Habilitační práce, České Budějovice, 23 s. [72] s. příl.
- Hendl, J. (2012): *Přehled statistických metod: Analýza a metaanalýza dat*. Vyd. 4., rozšířené – Praha: Portál, 736 s., ISBN 978-80-262-0200-4
- Hruška, J., Oulehele, F. (2008): *Dusík v lesních ekosystémech*. Vesmír, roč. 87, č. 12, s. 866-869, ISSN 0042-4544

- Judová, P., Jánský, B. (2005): *Water quality in rural areas of the Czech Republic: Key study Slapanka River catchment*. *Limnologica*, roč. 35, č. 3, s. 160-168, doi:10.1016/j.limno.2005.06.003
- Kalinová, J., Moudrý, J., Konvalina, P., Moudrý, J. (2007): *Půdní úrodnost, výživa a hnojení rostlin v ekologickém zemědělství*. ZF JU, České Budějovice, 41 s., ISBN 978-80-7394-029-4
- Karthikeyan, S., He, J., Palani, S., Balasubramanian, R., Burger, D. (2009): *Determination of total nitrogen in atmospheric wet and dry deposition samples*. *Talanta*, roč. 77, č. 3, s. 979-984, DOI:10.1016/j.talanta.2008.07.053
- Kliment, Z., Matoušková, M., Ledvinka, O., Královec, V. (2011): *Hodnocení trendů v hydro-klimatických řadách na příkladu vybraných horských povodí*. In: *Sborn. Mikroklima a mezoklima krajinných struktur a antropogenních prostředí*. Skalní mlýn, 2. – 4.2. 2011, ISBN 978-80-86690-87-2
- Klír, J., Kunzová, E., Čermák, P. (2007): *Rámcová metodika výživy rostlina hnojení*. Výzkumný ústav rostlinné výroby, v.v.i., 40 s., ISBN 978-80-87011-14-0
- Knight, C. G., Staneva, M. P. (2002): *Climate change research in central and eastern Europe*. *GeoJournal*, roč. 57, č., 3 s. 117-137, 10.1023/B:GEJO.0000015660.35851.4d
- Kodeš, V., Leontovyčová, D. (2008): *Jakost vody v ČR*. *Vesmír*, roč. 87, č. 11, s. 771-773, ISSN 0042 – 4544
- Krysanova, V., Kundzewicz, Z.W., Pińskwar, I., Habeck, A., Hattermann, F. (2006): *Regional Socio-economic and Environmental Changes and their Impacts on Water Resources on Example of Odra and Elbe Basins*. *Water Resources Management*, roč. 20, č. 4, s. 607-641, DOI: 10.1007/s11269-006-3091-4
- Kulhánek, M., Balík, J., Černý, J., Časová, K., Habásková, B. (2006): *Podíl minerálního a organického fosforu v půdě po aplikaci organických hnojiv*. In: *Sborn. Agroregion 2006: Zvyšování konkurenceschopnosti v zemědělství. Sekce II. Půda – základ konkurenceschopnosti zemědělství: sborník referátů z VI. ročníku mezinárodní vědecké konference*. ZF JCU, České Budějovice, s. 70-73, ISBN 80-7040-870-7

- Kvítek, T., a spol. (2007): *Zatravňování orné půdy s vysokým rizikem infiltrace – opatření pro cílené snižování dusičnanů ve vodách*. Praha: Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i., 110 s., ISBN 978-80-254-0972-5
- Kvítek, T., Žlábek, P., Bystřický, V., Fučík, P., Lexa, M., Gergel, J., Novák, P., Ondr, P. (2009): *Changes of nitrate concentrations in surface waters influenced by land use in the crystalline complex of the Czech Republic*. *Physics and Chemistry of the Earth*, roč. 34, č. 8-9, s. 541-551, doi:10.1016/j.pce.2008.07.003
- Langhammer, J. (2010): *Water quality changes in the Elbe River basin, Czech Republic, in the context of the post-socialist economic*. *GeoJournal*, roč. 75, č. 2, s. 185-198, DOI 10.1007/s10708-009-9292-7
- Langhammer, J., Röldová, S. (2013): *Changes in water quality in agricultural catchments after deployment of wastewater treatment plant*. *Environ Monit Assess*, roč. 185, č. 12, s. 10377-10393, DOI 10.1007/s10661-013-3339-4
- Lellák, J., Kubíček, F. (1991): *Hydrobiologie*. Univerzita Karlova, Praha, 260 s., ISBN 80-7066-530-0
- Lexa, M., Kvítek, T., Hejzlar, J., Fučík, P. (2006): *Vliv drenážních systémů na koncentrace dusičnanů v povrchových vodách v povodí VN Švihov*. *Vodní hospodářství*, roč. 56, č.8, s.209-294, ISSN 1211-0760
- Libiseller, C. (2004): *MULTMK/PARTMK. A Program for the Computation of Multivariate and Partial Mann-Kendall Test*. <http://www.slu.se/PageFiles/70727/Manual.pdf> Staženo 13.1.2014
- 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*, roč. 62, č. 3, s. 78-82, ISSN 1211-0760
- Liška, M., Duras, J. (2011): *VN Švihov – monitoring kvality vody v povodí a jeho výsledky*. *Vodní hospodářství*, roč. 61, č. 3, s. 93-98, ISSN 1211-0760
- LPIS (2014): *Veřejný registr půdy - LPIS*. <http://eagri.cz/public/app/lpisext/lpis/verejny/>. Staženo 13.1.2014

- Löw, J., Novák, J. (2008): *Typologické členění krajín České republiky. Urbanismus a územní rozvoj*, roč. 11, č. 6, str. 19-23, ISSN 1212-0855
- Němec, J., Hladný, J.: *Voda v České republice*. Praha: Consult, 253 s., ISBN 80-903482-1-1
- Pitter, P. (2009): *Hydrochemie*. Praha VŠCHT, 4. aktualizované vydání, 592 s., ISBN 978-80-7080-701-9
- Povilaitis, A., Šileika, A., Deelstra, J., Gaigalis, K., Baigys, G. (2014): *Nitrogen losses from small agricultural catchments in Lithuania*. Agriculture, Ecosystems & Environment. In press, <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.002>
- Rajchard, J., Balounová, Z., Květ, J., Šantrůčková, H., Vysloužil, D. (2002): *Ekologie II: Struktura a funkce ekosystému, produkční ekologie, biogeochemické cykly, chemické faktory prostředí, základy ekologie půdy, ekologie vodního prostředí, aktuální celosvětové ekologické problémy*. KOPP, České Budějovice, 197 s., ISBN 80-7232-191-9
- Richter, R., Hlušek, J. (2006): *Využití dusíku rostlinami z aplikovaných hnojiv*. In: Růžek, P., Pišánová, J. (ed.): *Sborn. Nové trendy v používání dusíkatých hnojiv*. VÚRV Praha, s. 5-15, ISBN: 80-86555-96-8
- Rychnovská, M., Balátová - Tulačková, E., Úlehlová, B., Pelikán, J. (1985): *Ekologie lučních porostů*. Academia Praha, 292 s.
- Sáňka, M., Materna, J. (2004): *Indikátory kvality zemědělských a lesních půd ČR*. Planeta, roč. 12, č. 11, 84 s., ISSN 1213-3393
- Stålnacke, P., Grimvall, A., Libiseller, C., Laznik, M., Kokorite, I. (2003): *Trends in nutrient concentrations in Latvian rivers and the response to the dramatic change in agriculture*. Journal of Hydrology, roč. 283, č. 1-4, s. 184-205, doi:10.1016/S0022-1694(03)00266-X
- Šafaříková, S., Kouřil, M. (2006): *Dusík, fosfor. Živiny v krajině*. In: Hrázský, Z., Šafaříková, S. (ed.): *Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku*. DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, s. 3-6

- Šafaříková, S., Pešata, M. (2006): *Zvýšená hladina živin. Živiny v krajině*. In: Hrázský, Z., Šafarčíková, S. (ed.): *Živiny v krajině: dusík, fosfor, eutrofizace půdy a vody, indikace dusíku*. DAPHNE ČR - Institut aplikované ekologie, s. 6-11
- Šantrůčková, H. (2001): *Ekologie půdy*. Biologický fakulta JU, České Budějovice, 29 s.
- Šimek, M. (2003): *Základy nauky o půdě - 3. Biologické procesy a cykly prvků*. Biologická fakulta JU, České Budějovice, 151 s., ISBN 80-7040-630-5
- Šimek, M. (2008): *3. Skleníkové plyny v půdě: Dusíkaté plyny – oxid dusný*. Vesmír, roč. 87, č. 11, s. 758-761, ISSN 0042-4544
- Šimek, M., Cooper, J.E. (2004): *Biogeochemical cycles of elements: an introduction to behaviour of main mineral nutrients of plants and microorganisms*. České Budějovice: University of South Bohemia, 64 s., ISBN 80-7040-668-2
- Tang, L., Yang, D., Hu, H., Gao, B. (2011): *Detecting the effect of land-use change on streamflow, sediment and nutrient losses by distributed hydrological simulation*. Journal of Hydrology, roč. 409, č. 1-2, s. 172-182, doi:10.1016/j.jhydrol.2011.08.015
- Thyssen, N. (2001): *River in the European Union: Water quality, status and trends*. s. 63-72. In Nijland, H.J., Cals, M.J.R. (Sborn): *River restoration in Europe: Practical approaches*. CONFERENCE ON RIVER RESTORATION, WAGENINGEN, THE NETHERLANDS 2000, 348 s., ISBN 90-369-53774 <http://www.ecrr.org/archive/proceedings2000.pdf> Staženo 2.4.2014
- Tolasz, R. a autorský kolektiv. (2007): *Atlas podnebí Česka*. Vyd. 1. Praha: ČHMÚ. Olomouc: Universita Palackého v Olomouci. 255 s., ISBN 987-80-86690-26-1
- Volaufová, L. (2008): *Kvalita povrchových vod v České republice*. Vesmír, roč., 87, č. 11, s. 768-770, ISSN 0042-4544
- VUMOP (2014): *Výzkumný ústav meliorací a ochrany půdy, v.v.i.* <http://geoportal.vumop.cz/> Staženo 13.1.2014

Withers, P.J.A, Jarvie, H.P. (2008): *Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review*. Science of the total environment, roč. 400, č. 1-3, s. 379-395, DOI: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002

Zehnálek, J., Adam, V., Kizek, R. (2006): *Asimilace dusičnanového, amonného a amidického dusíku u zemědělských plodin*. Chemické Listy, roč. 100 (referát), s. 508-514, ISSN 0009 – 2770

Zhang, Q., Brady, D.C., Ball, W.P. (2013): *Long-term seasonal trends of nitrogen, phosphorus, and suspended sediment load from the non-tidal Susquehanna River Basin to Chesapeake Bay*. Science of The Total Environment, roč. 452-453, s. 208-221, <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.02.012>

8. SEZNAM OBRÁZKŮ

Obr. 1: Koloběh dusíku (Zdroj:

<http://www.physicalgeography.net/fundamentals/images/nitrogencycle.jpg> (staženo 24.2.2014))

Obr. 2: Koloběh fosforu (Zdroj:

<http://andersonapes.pbworks.com/f/1262454661/1262454661/phosphorus.jpg> (Staženo 24.2.2014))

Obr. 3: Jakost vody v tocích ČR, 1991-1992 (převzato z www.issar.cenia.cz (Staženo 20.3.2014); zdroj: VÚV T.G.M., v.v.i.)

Obr. 4: Jakost vody v tocích ČR, 2009-2010 (převzato z www.czso.cz (Staženo 20.3.2014); zdroj: VÚV T.G.M., v.v.i.)

Obr. 5: Poloha povodí VN Švihov v rámci ČR, dělení povodí VN Švihov na subpovodí menší, střední a větší

Obr. 6: Mapa povodí III. řádu – Želivka (DIBAVOD, 2014)

Obr. 7: Subpovodí Kopaninského toku

9. SEZNAM TABULEK

Tab. 1: Základní charakteristiky toku Želivka a jeho povodí

Tab. 2: Fenologické charakteristiky

Tab. 3: Typy využití krajiny

Tab. 4: Plochy subpovodí

Tab. 5: Hlavní charakteristiky pokusného povodí VÚMOP (Doležal et al. 2002)

Tab. 6: Přehled časových řad sledovaných veličin zájmových povodí

Tab. 7: Přítomnost trendu v časových řadách koncentrací anorganického dusíku (p – value – dosažená hladina významnosti)

Tab. 8: Trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace anorganického dusíku – Mann-Kendallův test

Tab. 9: Sezónní trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace anorganického dusíku

Tab. 10: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro celé časové řady koncentrací N_{anorg}

Tab. 11: Přítomnost trendu v časových řadách koncentrací celkového fosforu (p – value – dosažená hladina významnosti)

Tab. 12: Trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace celkového fosforu – Mann-Kendallův test

Tab. 13: Sezónní trendy v časových úsecích s bodem zvratu pro koncentrace celkového fosforu

Tab. 14: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro celé časové řady koncentrací P_{celk}

Tab. 15: Přítomnost trendu v časových řadách koncentrací $N\text{-NO}_3^-$ (p – value – dosažená hladina významnosti)

Tab. 16: Kendallovo τ (Mann-Kendall test) pro časové řady koncentrací $N\text{-NO}_3^-$

Tab. 17: Přítomnost trendu v časových řadách odnosů N_{anorg} (p–value – dosažená hladina významnosti)

Tab. 18: Přítomnost trendu v časových řadách odnosů P_{celk} (p-value – dosažená hladina významnosti)

Tab. 19: Kendalovo τ (Mann-Kendall test) pro časové řady koncentrací N_{anorg} a P_{celk}

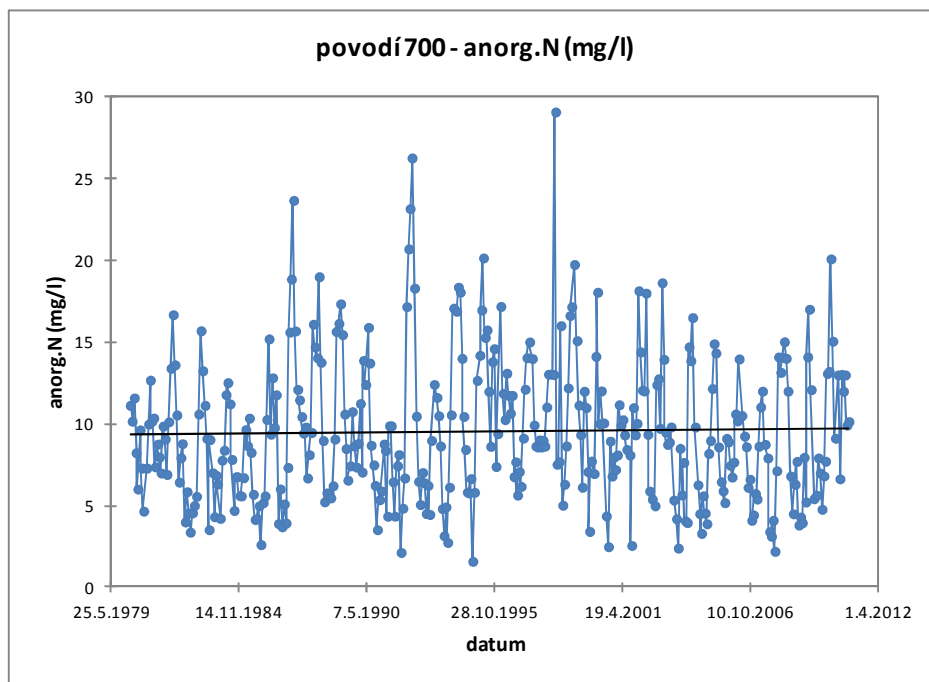
Tab. 20: Přítomnost trendu v časové řadě odnosů $N\text{-NO}_3^-$ (p-value – dosažená hladina významnosti) a Kendalovo τ (Mann-Kendall test)

Tab. 21: Statistické ukazatele koncentrací $N\text{-NO}_3^-$ a P_{celk}

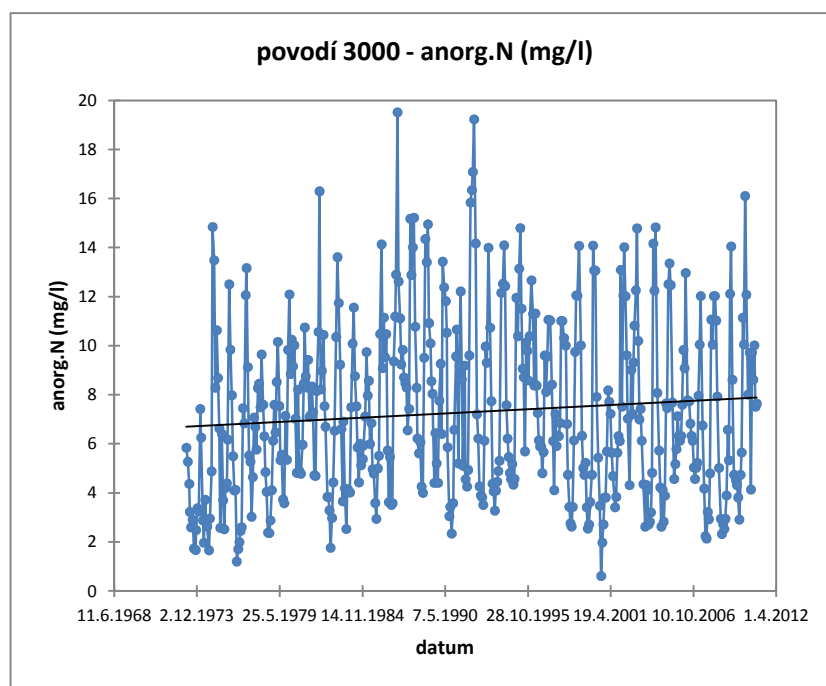
Tab. 22: Statistické ukazatele koncentrací $N\text{-NO}_3^-$ a P_{celk}

10. PŘÍLOHY

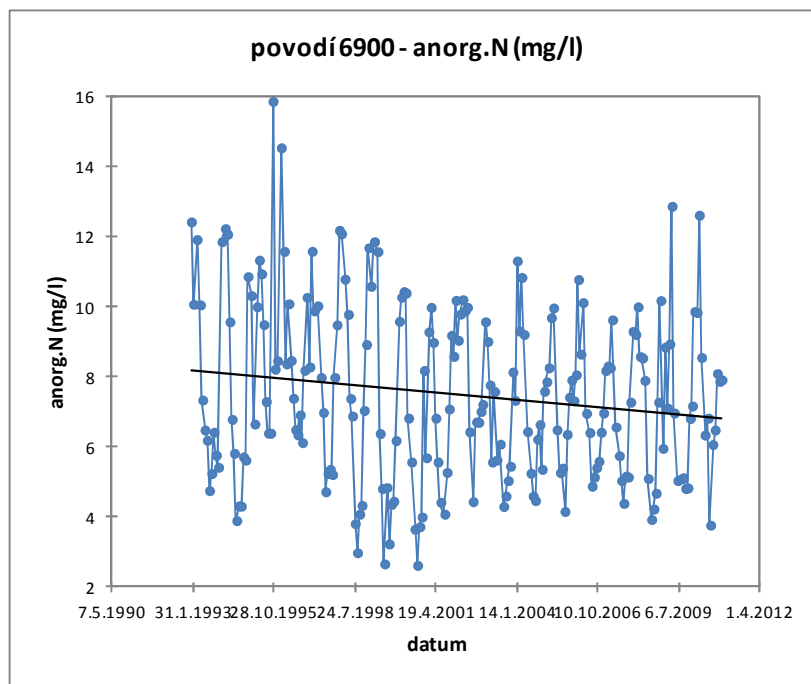
PŘÍLOHA Č. 1 – Grafy časových řad koncentrací živin jednotlivých povodí



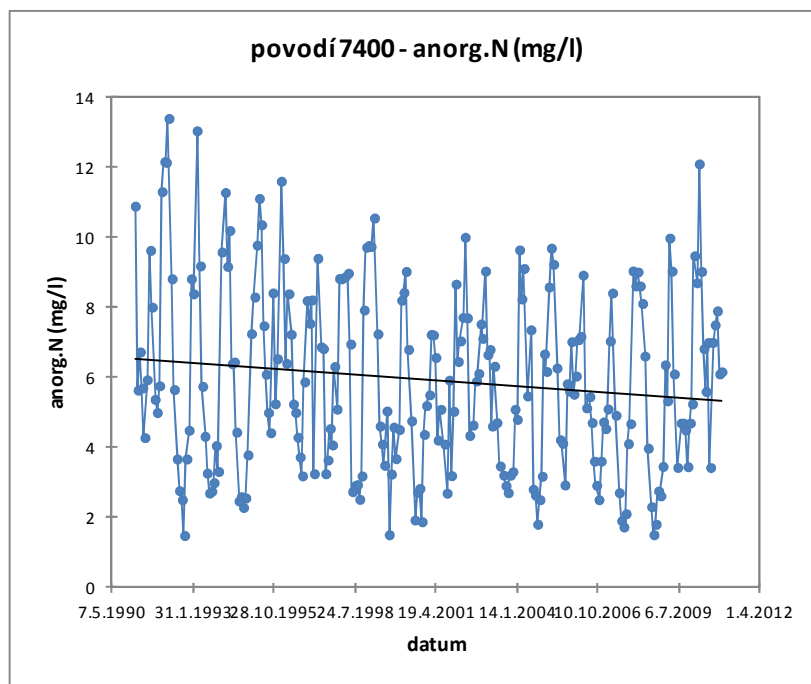
Graf - Koncentrace N_{anorg} – povodí 700



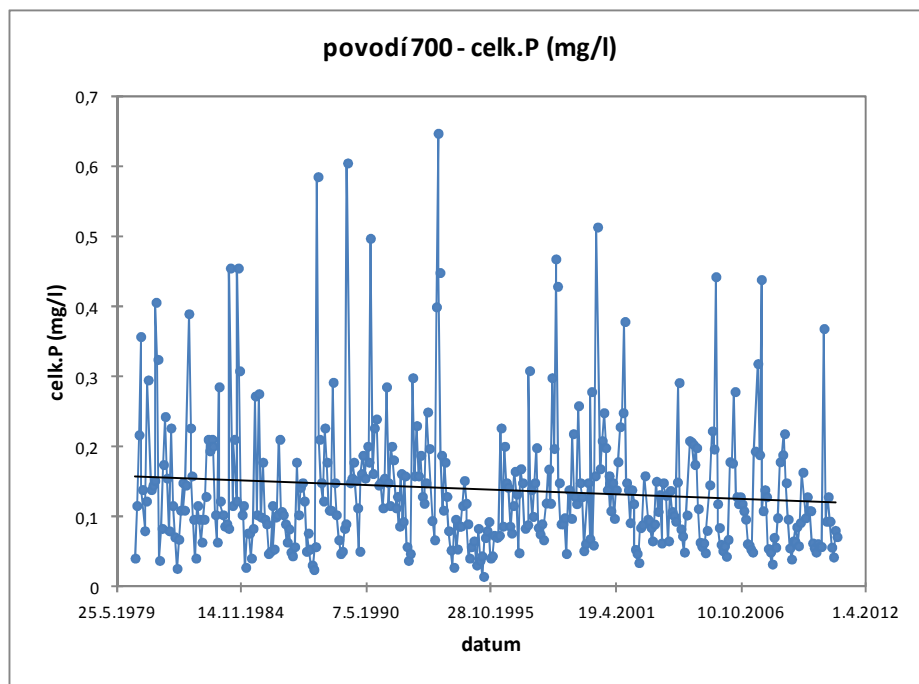
Graf - Koncentrace N_{anorg} – povodí 3000



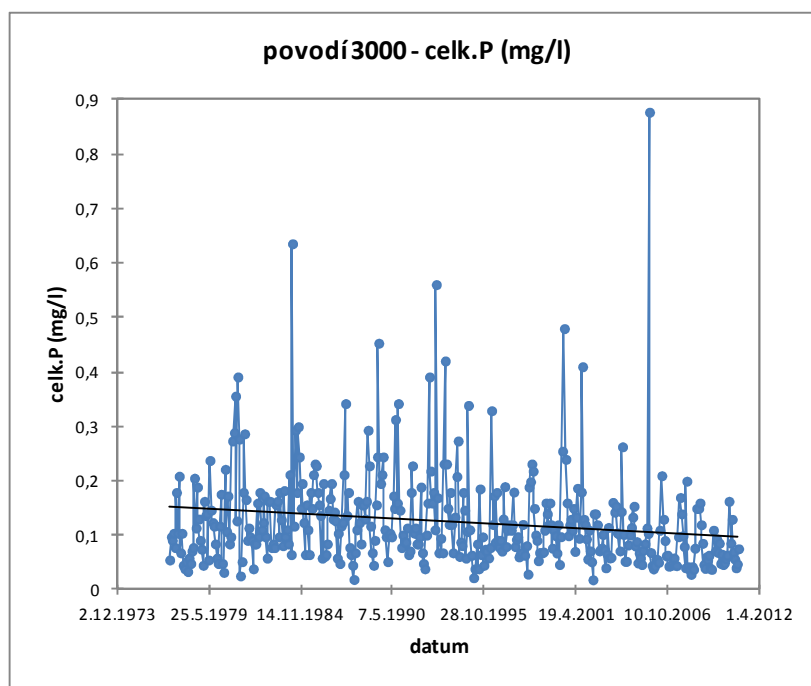
Graf - Koncentrace N_{anorg} – povodí 6900



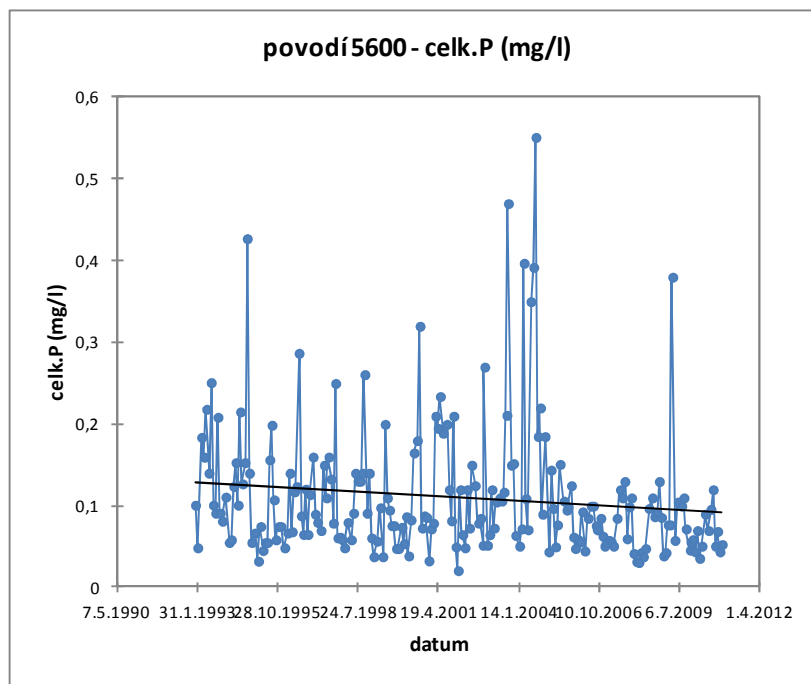
Graf - Koncentrace N_{anorg} – povodí 7400



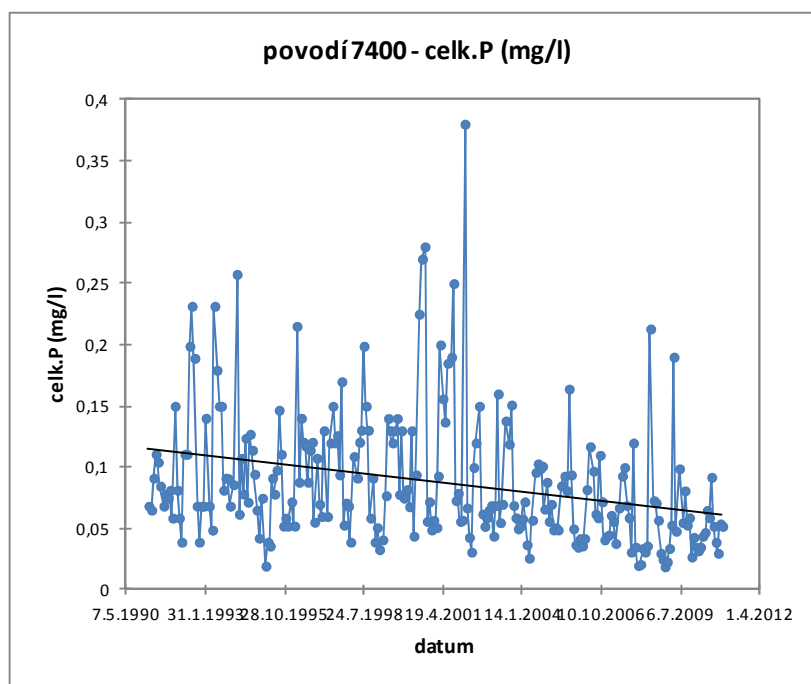
Graf - Koncentrace P_{celk} – povodí 700



Graf - Koncentrace P_{celk} – povodí 3000

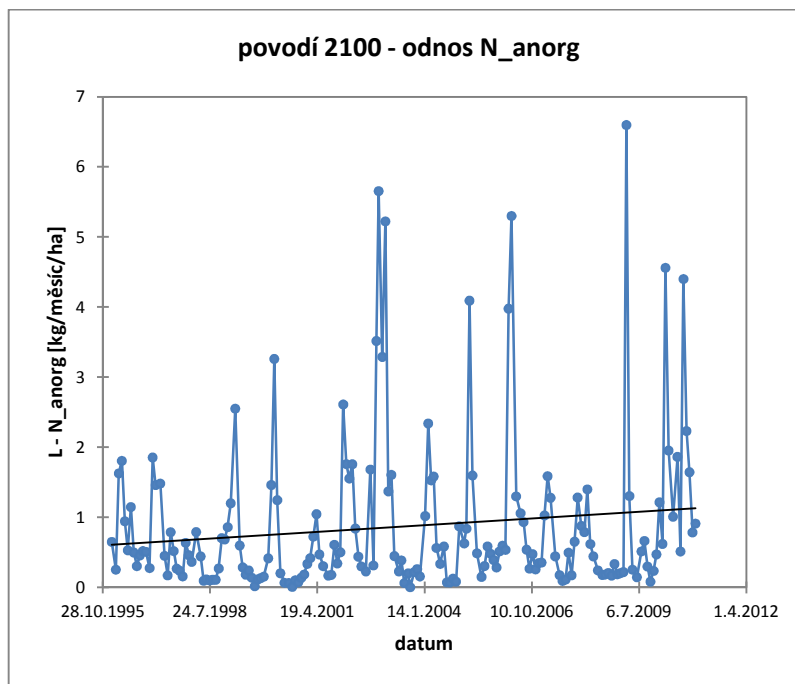


Graf - Koncentrace P_{celk} – povodí 5600

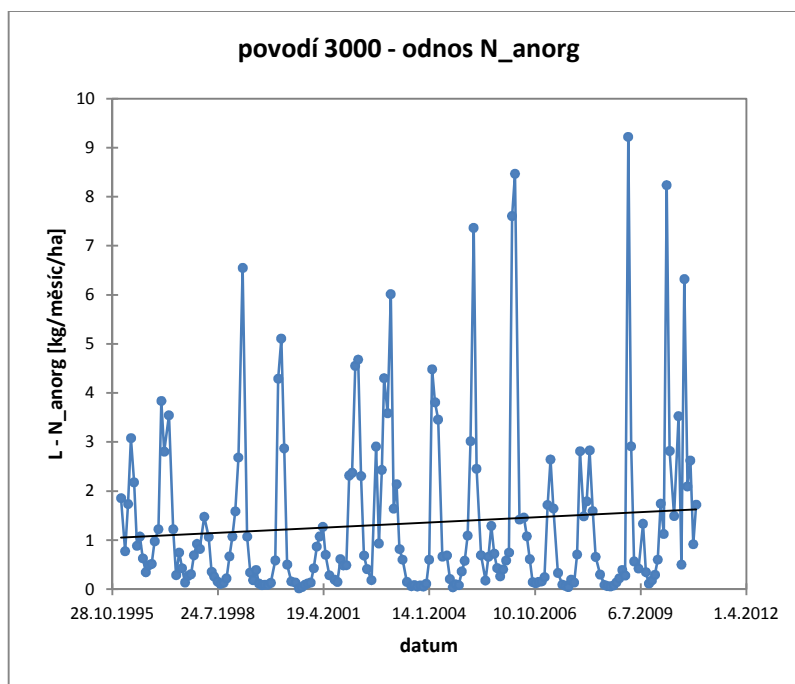


Graf - Koncentrace P_{celk} – povodí 7400

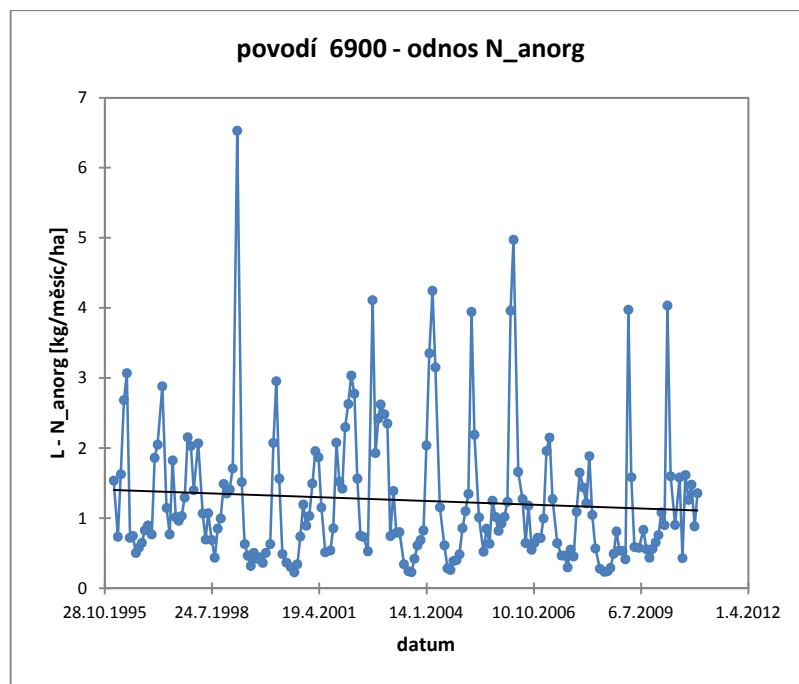
PŘÍLOHA Č. 2 – Grafy časových řad odnosů živin jednotlivých povodí



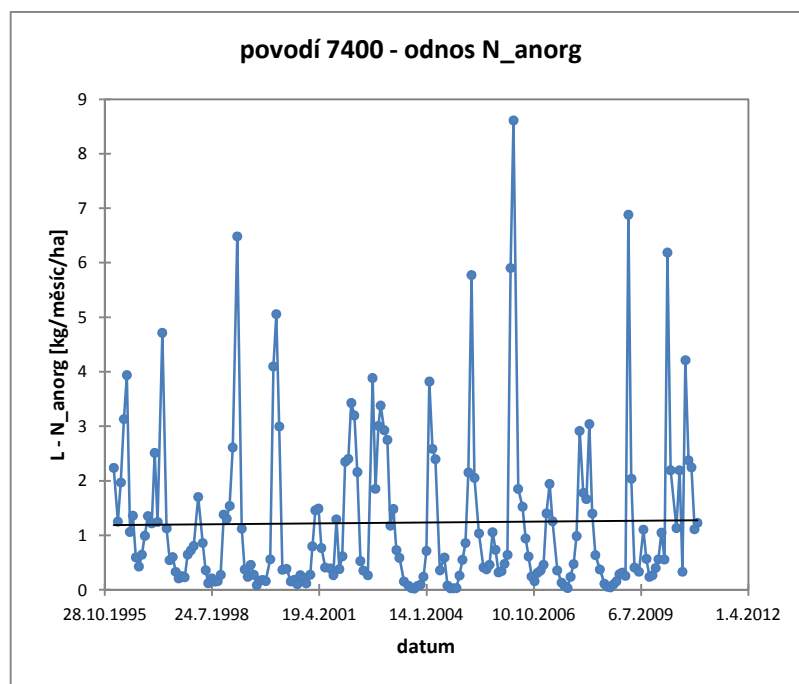
Graf - Odnosy N_{anorg} – povodí 2100



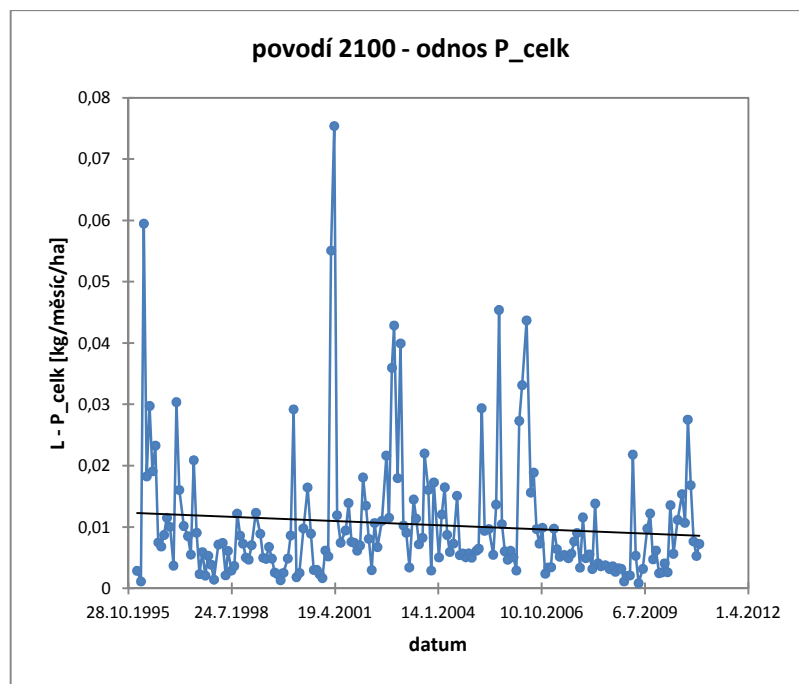
Graf - Odnosy N_{anorg} – povodí 3000



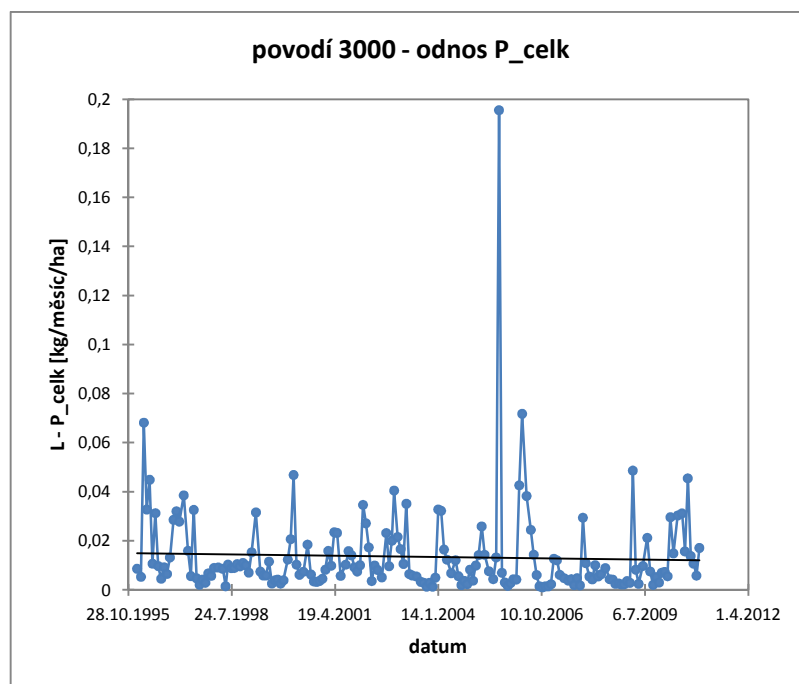
Graf - Odnosy N_{anorg} – povodí 6900



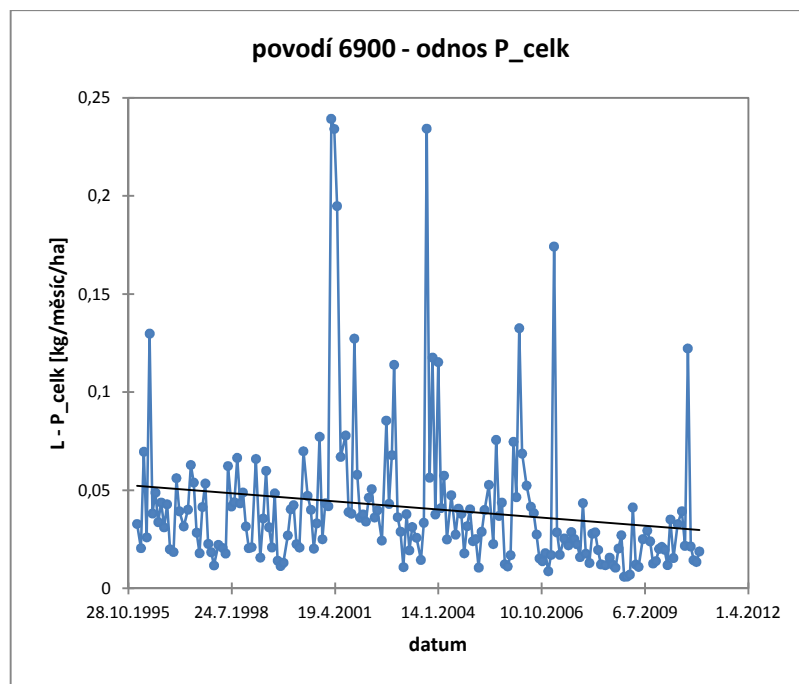
Graf - Odnosy N_{anorg} – povodí 7400



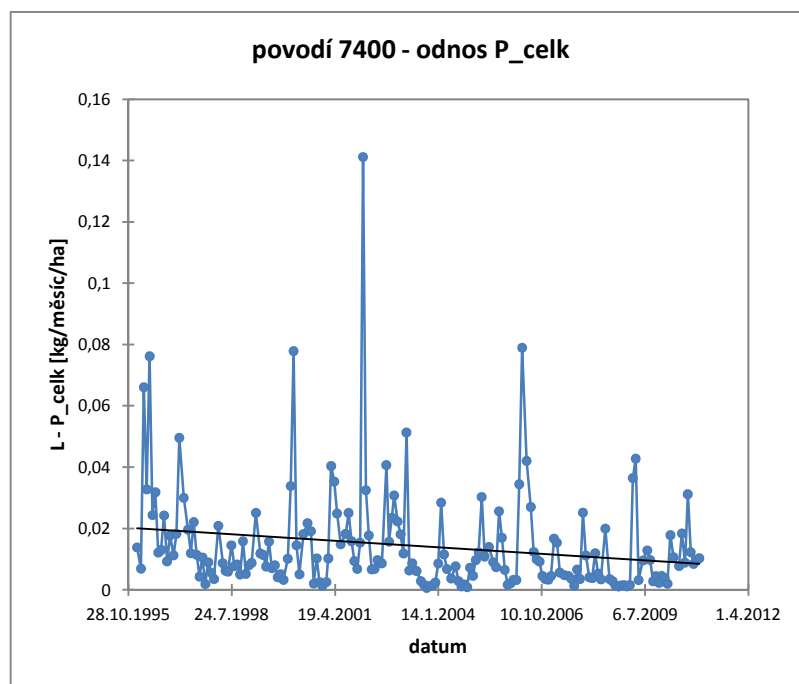
Graf - Odnosy P_{celk} – povodí 2100



Graf - Odnosy P_{celk} – povodí 3000



Graf - Odnosy P_{celk} – povodí 6900



Graf - Odnosy P_{celk} – povodí 7400